

Zeitschrift: Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles
Herausgeber: Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles
Band: 120 (1997)

Teilband

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

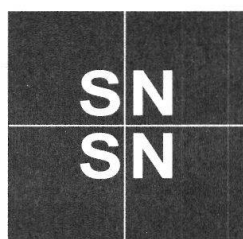
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 04.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>



Actes du XX^e Colloque
Francophone de Mammalogie

BULLETIN

DE LA SOCIÉTÉ

NEUCHÂTELOISE

DES SCIENCES NATURELLES

FONDÉE EN 1832

NEUCHÂTEL - 1997 - TOME 120, fasc. 2

ISSN 0366-3469

PUBLICATIONS DANS LE BULLETIN DE LA SOCIÉTÉ NEUCHÂTELOISE DES SCIENCES NATURELLES

(Sous réserve des art. 35 et 36 des statuts)

Les auteurs se conformeront aux instructions publiées à la fin du volume.

Les travaux seront acceptés dans l'ordre de réception des manuscrits et pour le tome 121, jusqu'au 15 février 1998.

Le comité de rédaction est habilité à refuser un manuscrit, à en différer la publication, ou à demander toute modification qu'il juge utile.

Le nombre de travaux publiés sera fonction des disponibilités financières de la Société.

Le premier auteur d'un article a droit à 12 pages au maximum. Les pages excédentaires sont facturées aux auteurs au prix coûtant. Pour la publication d'illustrations en couleur, une contribution financière est demandée aux auteurs.

Les auteurs ont droit gratuitement à 50 exemplaires de tirés à part, brochés sans couverture. Ils peuvent obtenir, à leurs frais, un nombre de tirés à part supérieur à 50 exemplaires au prix coûtant, à la condition de ne pas les mettre en vente.

Rédacteur du Tome 120 (2) "Actes du XX^e CFM": M. Jean-Steve Meia, rue de la Tour 4, 2520 La Neuveville, Suisse.

Comité de lecture pour le Tome 120 (2) "Actes du XX^e CFM": Dr M. Artois, Dr S. Blackwell, M. J.-D. Blant, M. S. Dodd, Mme R. Bouille, M. N. Ferrari, M. C. Fischer, Dr P.-F. Gobat, Mme F. Henrioux-Nötzli, Dr N. Lachat Feller, Dr P. Marchesi, Dr J.-S. Meia, Mme S. Meyer, M. G. Mulhauser, Mme M. Vilpert-Bossard, Dr J.-M. Weber.

Rédacteur: M. Willy Matthey, rue de l'Ouest 12, 2046 Fontaines, Suisse.

Rédacteur technique: M. Jacques Ayer, Muséum d'histoire naturelle de Neuchâtel, rue des Terreaux 14, 2000 Neuchâtel, Suisse.

BULLETIN
DE LA
SOCIÉTÉ NEUCHÂTELOISE
DES SCIENCES NATURELLES

FONDÉE EN 1832

Tome 120 (2)

1997



ACTES DU XX^e COLLOQUE FRANCOPHONE
DE MAMMALOGIE

NEUCHÂTEL, 5-7 OCTOBRE 1996



Les participants au XX^e Colloque Francophone de Mammalogie devant l'Aula de la Faculté des Lettres à Neuchâtel, le 6 octobre 1996.

Remerciements

Le Comité d'organisation tient à remercier très vivement :

*L'Université de Neuchâtel
La Ville de Neuchâtel
L'Etat de Neuchâtel
L'OFEFP - Section Chasse et étude de la faune
La Loterie Romande
La Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères
La Société Suisse de Biologie de la Faune
Le Fonds national Suisse de la Recherche scientifique
La Société Neuchâteloise des Sciences naturelles
Le Comité UICN - France
Les Fabriques de Tabac Réunies
La Conservation de la faune du Canton de Vaud
La Winterthur Assurances - Neuchâtel
L'Union Suisse Assurances - Neuchâtel
Caran d'Ache
Le Papiliorama à Marin
Arkina à Yverdon
Migros Neuchâtel-Fribourg
L'Ecole de traduction et d'interprétation - Université de Genève
La Dolmetscherschule - Zürich*

qui, par leur soutien matériel ou financier, ont permis
l'organisation du XX^e Colloque Francophone de Mammalogie à Neuchâtel.

Résumés

<i>Cyrille Barrette</i> - L'écologie de la reproduction du cerf Axis	131
<i>Jacques Berlie</i> - Dynamique de la population de chamois dans la région de la Dôle depuis 1962	132
<i>Jürgen Gebhard</i> - La promiscuité chez la Noctule <i>Nyctalus noctula</i> est-elle influencée par des dérangements aux gîtes d'accouplement ?	133
<i>Christophe Coton & Dominique Gauthier</i> - Le piétin (podo-dermatite nécrosante), nouvelle pathologie pour le Bouquetin des Alpes, nouvelle donne dans la gestion des relations entre ongulés sauvages et domestiques	134
<i>Dominique Gauthier</i> - Pastoralisme et ongulés sauvages: interactions pathologiques	135
<i>Frédéric Lonchampt & Marie-Lazarine Poulle</i> - Régime alimentaire du Loup dans le Mercantour	137
<i>Jean-Pierre Damange, Pierre Delattre, Patrick Giraudoux & Jean-Pierre Quéré</i> - Réponses fonctionnelles de la Fouine et de l'Hermine aux variations de densité des campagnols prairiaux	138
<i>Jean-Pierre Quéré, Patrick Giraudoux & Pierre Delattre</i> - Réponses fonctionnelles du Renard et du Chat sauvage aux fluctuations d'abondance des campagnols prairiaux	139
<i>Jean-Steve Meia, Stéphane Aubry, Martin Liberek & Sandrine Meyer</i> - Le Renard jurassien est-il un prédateur de lièvres ?	140
<i>Patrick Giraudoux, Pierre Delattre, Jean-Pierre Quéré, Régis Defaut, Michel Habert & Bernard Leclercq</i> - Conséquences de l'utilisation agricole et forestière de l'espace sur la dynamique régionale des systèmes «populations de campagnols-environnement»	141
<i>Cornelis R. Neet & Alain Mabilie</i> - Analyse globale et préliminaire des relations forêt-gibier dans le canton de Vaud	142
<i>Simon Capt</i> - Banque de données Mammifères de Suisse	143
<i>Hervé Maurin, Emilia Gavazzi, Patrick Haffner & Stéphane Aulagnier</i> - Statuts juridique et biologique des Mammifères de France métropolitaine	145
<i>Vincent Vignon & Jean-Marc Landry</i> - TrailMaster: essais d'un nouveau système de comptage et de prise de vues automatique pour étudier la faune sauvage	146

Le XX^e Colloque Francophone de Mammalogie à Neuchâtel ...

De la Roumanie au Canada, en passant par la Belgique, la France, la Grande-Bretagne, l'Italie et la Suisse, près de 200 personnes nous ont fait l'honneur de participer au XX^e Colloque Francophone de Mammalogie, les 5, 6 et 7 octobre 1996. Sur le thème des interactions, nous avons pu assister à 16 communications orales, dont deux conférences principales, alors que 15 communications écrites ont été exposées. Les sujets abordés et les espèces traitées ont été très divers: conséquences de la politique agricole sur les mammifères sauvages, écoéthologie de la sérotine commune, ou présentation de recherches plus locales comme l'étude de la dynamique d'une population de chamois, ... Ils ont ainsi témoigné de la richesse des études menées sur les mammifères sauvages.

Nous avons souhaité que ce thème des interactions soit le "pont" entre les membres de nos deux sociétés, la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères et la Société Suisse de Biologie de la Faune, qui poursuivent des buts similaires. Notre objectif était de favoriser les rencontres, notamment à l'occasion d'un dîner-croisière, célébrant "le petit vingtième" du CFM, et d'une excursion au Creux du Van qui s'est terminée à l'abri d'une ferme-refuge. En deux mots, ce colloque se voulait rassembleur et cordial. Au vu des nombreux messages de sympathie reçus les jours qui ont suivi notre rencontre, nous jugeons que le but a été atteint et nous en sommes très heureux.

Au moment de publier les *Actes du Colloque*, probablement l'objet qui restera la trace la plus tangible de cette réunion, nous tenons à remercier toutes les personnes, les entreprises, mais aussi et surtout tous les participants, qui ont permis de faire de cette première rencontre un moment convivial et fructueux. Nous souhaitons que les contacts noués entre membres des deux sociétés permettent de déboucher sur une relation durable, non seulement scientifique mais aussi amicale.

Martin Liberek, co-organisateur.

L'équipe d'organisation

Les personnes suivantes ont participé à la préparation et/ou ont assuré le bon déroulement du XX^e CFM. Chacun(e) par sa serviabilité, son enthousiasme, et son efficacité a contribué de manière significative à la réussite de cette réunion.

Rachel Bouille, Sylvain Buhler, Brigitte Cattin, Nicola Ferrari, Claude Fischer, Muriel Golay, Fabienne Henrioux-Nötzli, Natacha Hügli, Martin Liberek, Anne-Sophie Meia-Wiget, Jean-Steve Meia, Elena Merinero, Claude Mermod, Sandrine Meyer, Steeve Vermot, Monique Vilpert-Bossard.

INTERACTIONS PRÉDATEUR-PROIE ET RESSOURCES NON UTILISÉES: ÉCLAIRCIE DANS LES PROBLÈMES DE RARETÉ ET DE PERSISTANCE

C. PATRICK DONCASTER

Biodiversity and Ecology Division, School of Biological Sciences, University of Southampton,
Bassett Crescent East, Southampton SO16 7PX, United Kingdom.

Mots-clés: population, régulation, densité-dépendance, extinction, prédation, ressources, métapopulation.

Key-words: population, regulation, density-dependence, extinction, predation, resources, metapopulation.

Résumé

Pourquoi et comment se fait-il que des populations animales persistent dans la nature sans augmentation indéfinie, ou à l'inverse, diminution jusqu'à l'extinction ? Vulnérabilité et rareté sont-ils des phénomènes différents ? Ces questions sont au cœur d'un débat vieux de 50 ans sur la régulation des populations. Beaucoup de mammalogistes s'y intéressent, non seulement du point de vue fondamental, mais aussi pour des applications pratiques: menace d'extinction de certaines espèces ou éradication d'espèces nuisibles. Un problème demeure: celui de trouver un cadre théorique suffisant pour expliquer la persistance des populations naturelles.

La théorie classique de l'équilibre (NICHOLSON, 1933) postule que l'effectif d'une population doit être réglé par des processus dépendants de la densité. Citons, par exemple, la mortalité due à la prédation, la famine ou les maladies qui augmente avec la densité de la population et compense le recrutement par les naissances. Cette théorie expliquerait pourquoi les populations naturelles ont des limites définies. Depuis ANDREWARTHA & BIRCH (1954) pourtant, le paradigme de "densité-dépendance" a été contesté par les empiristes qui n'y trouvent pas un contexte théorique satisfaisant pour expliquer les mécanismes de persistance. Le phénomène de "densité-dépendance" n'étant pas un mécanisme, il ne peut expliquer comment les populations persistent dans la nature. Les partisans du paradigme de "non-équilibre" pensent que la densité n'est pas la variable pertinente concernant la persistance. Ils constatent un manque de preuves expérimentales pour les processus dépendants de la densité et observent que bon nombre de populations naturelles ne maintiennent pas un équilibre de leurs effectifs.

Mon but est de combler cette lacune entre le *pourquoi* et le *comment* de la persistance. Pour comprendre ces mécanismes, il faut manipuler des populations, mais il faut tout d'abord un cadre théorique afin de situer les hypothèses à tester. Je propose un tel cadre, récemment développé pour des populations équilibrées ou non. Il est fondé sur des modèles simples d'interactions prédateur-proie ou animal-habitat. Ces modèles montrent pourquoi un animal n'utilise pas toute la ressource "proie", si celle-ci bénéficie de défenses morphologiques ou comportementales anti-prédation. En règle générale, la notion de fraction d'une ressource limitante non utilisée fournit une base théorique pour distinguer densité et persistance, ou même rareté et vulnérabilité. Ces

idées nous aident à mieux comprendre la dynamique des populations, à l'échelle locale ou régionale. En fin de compte, il semble bien qu'on puisse répondre à cette vieille question concernant les mécanismes de persistance en utilisant les processus dépendants de la densité.

Summary: Predator-prey interactions and unused resource: new light on how populations persist.

Why and how do natural populations of animals persist without either increasing indefinitely or going extinct? Does 'vulnerability to extinction' equate with 'rarity', or are the two concepts independent of one another? These questions are at the heart of a 50-year debate on population regulation, which has been one of the defining themes in the science of ecology. It is a central feature of many studies by mammalogists, emanating both from a fundamental interest in the processes that determine abundance, and from an applied interest in conserving endangered mammals, or equally, in eradicating pest species. The problem is that we are still searching for a theoretical framework adequate to the task of explaining how populations persist in nature. Classical equilibrium theory, founded on the work of A.J. Nicholson in the 1930s, postulates that population size can only be regulated by density-dependent processes: for example, rates of mortality through predation or starvation that increase per capita with population density, to balance recruitment from births. This is the reason why natural populations tend to remain within definable limits. Since the studies of H.G. Andrewartha and L.C. Birch in the 1950s, however, the paradigm of density-dependence has been criticised for failing to provide an adequate theoretical context to the mechanisms of persistence. Since density is not a mechanism, density-dependence cannot explain how populations persist. Advocates of the non-equilibrium paradigm argue that density is not the relevant variable for understanding persistence. They also note a paucity of experimental evidence for density-dependence, and observe that many populations are not maintained at stable equilibria. In the absence of good theory, the onus seems to be on field biologists to seek more empirical information on the mechanisms of regulation.

My discussion focuses on this hiatus between explanations of why and how populations persist. To understand the mechanisms of population regulation requires experimental manipulation, but it requires first a theoretical framework in which to place the hypotheses to be tested. I describe a newly-developed framework for resolving the mechanisms of persistence for populations at equilibrium or fluctuating. The theory draws on simple models describing the interactions of a predator with a limiting prey, and with a fragmented habitat. These demonstrate how the animal does not use all the prey resource if the prey have effective morphological or behavioural responses to predation threat. More broadly, the notion of an unused but suitable fraction of limiting resource provides the theoretical context for distinguishing between density and persistence, or rarity and vulnerability. This is crucial to understanding the theory of population dynamics both at the local and regional scales. The decades-old question of how populations persist can be resolved after all in terms of the density-dependent processes that were first invoked to explain why populations are regulated within definable limits.

INTRODUCTION

Comment peut-on favoriser une espèce animale menacée d'extinction? Comment peut-on exterminer une espèce nuisible? Le problème de la persistance des populations touche tous ceux qui sont concernés par la préservation de la faune sauvage ou

l'aménagement des habitats dits naturels. C'est un problème général, et donc il comporte un côté théorique. Pourtant, trop souvent, nous oublions de prendre une certaine distance vis-à-vis des espèces que nous étudions pour jeter un coup d'oeil sur

les règles générales. Celles-ci peuvent influencer le comportement et l'écologie des espèces, et leur connaissance nous aide à prédire l'avenir. La règle générale dont je vais parler ici, est le phénomène de "densité-dépendance". Mon but est de montrer quelques prédictions, inattendues mais retentissantes et de valeur pratique, basées sur une seule supposition: il existe un point de saturation pour une population, au-dessus duquel le recrutement net devient zéro ("carrying capacity").

Je me base sur les études de LANDE (1987), NEE (1994), LAWTON *et al.* (1994), PAGEL & PAYNE (1996), et sur mes travaux actuels menés en collaboration avec Mark Pagel et son étudiant Matthew Collett (DONCASTER *et al.*, 1996; COLLETT *et al.*, 1997).

LE PROBLÈME THÉORIQUE

Commençons par aborder le problème de persistance dans un langage plutôt conceptuel. On peut se demander pourquoi, et comment, il se fait que des populations persistent dans la nature sans augmentation indéfinie, ou inversement sans diminution jusqu'à l'extinction? Cette question originelle posée par NICHOLSON (1933) a initié un débat de 50 ans sur la régulation naturelle des populations. La réponse de Nicholson est devenue la théorie classique de l'équilibre; celle-ci postule que l'effectif d'une population doit être réglé par des processus dépendants de la densité. Citons, par exemple, la mortalité due à la prédation, la famine ou les maladies, qui augmente avec la densité de la population et compense le recrutement par les naissances. Cette théorie permettrait d'expliquer *pourquoi* les populations naturelles ont des limites définies. Cependant, depuis les années 50 et les travaux de ANDREWARTHA & BIRCH (1954), le

paradigme dit de "densité-dépendance" a été contesté par beaucoup d'empiristes dont récemment WOLDA (1995) et KREBS (1995). Le coeur de leurs critiques est l'observation que la plupart des populations persistent en l'absence d'un équilibre, tel qu'il est prédit par le modèle de Nicholson. Les populations naturelles se caractérisent par des fluctuations plus ou moins au hasard, et peu d'études ont pu montrer des processus dépendants de la densité.

En plus, les partisans du paradigme de "non-équilibre" remarquent que la "densité-dépendance" est un processus et non un mécanisme; elle ne peut donc pas expliquer *comment* les populations persistent dans le temps. La densité n'est donc pas la variable pertinente concernant la persistance. Selon eux, pour comprendre la persistance, il faut étudier directement les mécanismes comme la prédation, la compétition, les maladies, et ce sans l'interface d'une théorie peu utile.

Le débat continue vivement aujourd'hui encore. Mon but est de vous montrer qu'il existe bien une manière d'insérer les mécanismes de persistance dans la théorie de "densité-dépendance", et donc de réunir les partisans des deux parties. Pour comprendre la régulation des populations, il faut les manipuler, mais il faut tout d'abord un cadre théorique afin de situer les hypothèses à tester.

PRÉSENTATION GRAPHIQUE

Regardons l'essentiel du phénomène de "densité-dépendance" dans un système prédateur-proie du type VOLTERRA (1926). La figure 1 montre que la population de proies ne va ni augmenter ni diminuer lorsque le taux de perte (ici présenté par individu et dû à la prédation) est en équilibre avec le

taux de recrutement (encore par individu). C'est à n^* que nous voyons le seul effectif de la population, ou densité d'individus, avec cet équilibre. C'est un équilibre stable parce que le recrutement diminue quand la densité des proies augmente (ligne continue), jusqu'au point de saturation pour ces proies en l'absence de prédation (K). Au-dessus de n^* , la prédation (ligne pointillée) dépasse le recrutement et l'effectif de la population diminue vers n^* ; en dessous de n^* , le recrutement dépasse la prédation, et l'effectif de la population augmente vers n^* . Dans l'exemple de la figure 1, le taux de prédation sur chaque proie ne change pas avec la densité des proies, donc c'est un facteur "densité-indépendant" qui ne fait que limiter la population.

Intégrons maintenant dans la réflexion le prédateur qui vit sur ces proies: sur la figure 2, le recrutement des prédateurs suit le même plan que celui des proies, parce que sa densité peut augmenter (en l'absence de mortalité μ) jusqu'à une capacité saturée où il n'existe plus de proies non consommées.

La figure 3 réunit les deux graphiques précédents en un seul, afin de voir comment l'effectif de chaque population peut varier selon l'effectif équilibré de l'autre. La ligne continue de la figure 3 représente un taux net de zéro pour la proie. Cette ligne indique le nombre de prédateurs pour un nombre donné de proies équilibrées. De la même façon, la ligne pointillée représente un taux de zéro pour le prédateur limité par ces proies. Le point où les deux lignes se croisent nous donne le seul équilibre pour les deux populations, à n^* pour les proies et p^* pour les prédateurs.

SEUIL D'EXTINCTION

A partir du plan-phase de la figure 3, nous

pouvons nous poser une question d'importance pratique concernant la persistance du prédateur: jusqu'à quel point peut-on détruire l'habitat des proies avant que le prédateur n'arrive plus à persister sur ces proies? La figure montre ce qui se passe lorsqu'un changement de l'environnement réduit la valeur de K . La ligne continue est alors poussée vers la gauche (elle devient plus raide); le nombre de prédateurs diminue en conséquence, mais pas le nombre de proies non consommées, qui prend toujours la valeur n^* . Ceci est dû au fait que la densité équilibrée des proies ne dépend pas de son point de saturation. Lorsque K arrive à n^* , le nombre de prédateurs arrive à zéro.

Le besoin minimal du prédateur, en terme de ressources limitantes, est donc la fraction de proies non consommées. Le seuil d'extinction vaut donc n^*/K (NEE, 1994). C'est un beau résultat, parce qu'il nous permet de prédire la vulnérabilité d'une population de prédateurs, sans connaissance détaillée des processus de recrutement et de consommation. Les seuls paramètres nécessaires sont K et n^* . Les formules nous donnent $n^* = \mu/\alpha\beta$ (fig. 3), ce qui signifie que la densité des proies équilibrées est fonction seulement de l'efficacité de la consommation par le prédateur (elle est indépendante de K). Cette prédiction constitue l'inverse du paradoxe d'enrichissement (ROSENZWEIG, 1971), et elle reste valable pour n'importe quelle forme de prédation, y compris la prédation "densité-dépendante" et "inverse densité-dépendante" (réponses fonctionnelles de types III et II, aussi bien que I; HOLLING, 1959).

Tandis que l'abondance du prédateur nous est donnée sur l'axe vertical, sa vulnérabilité en termes de seuil d'extinction se trouve sur l'axe horizontal. On arrive alors à la

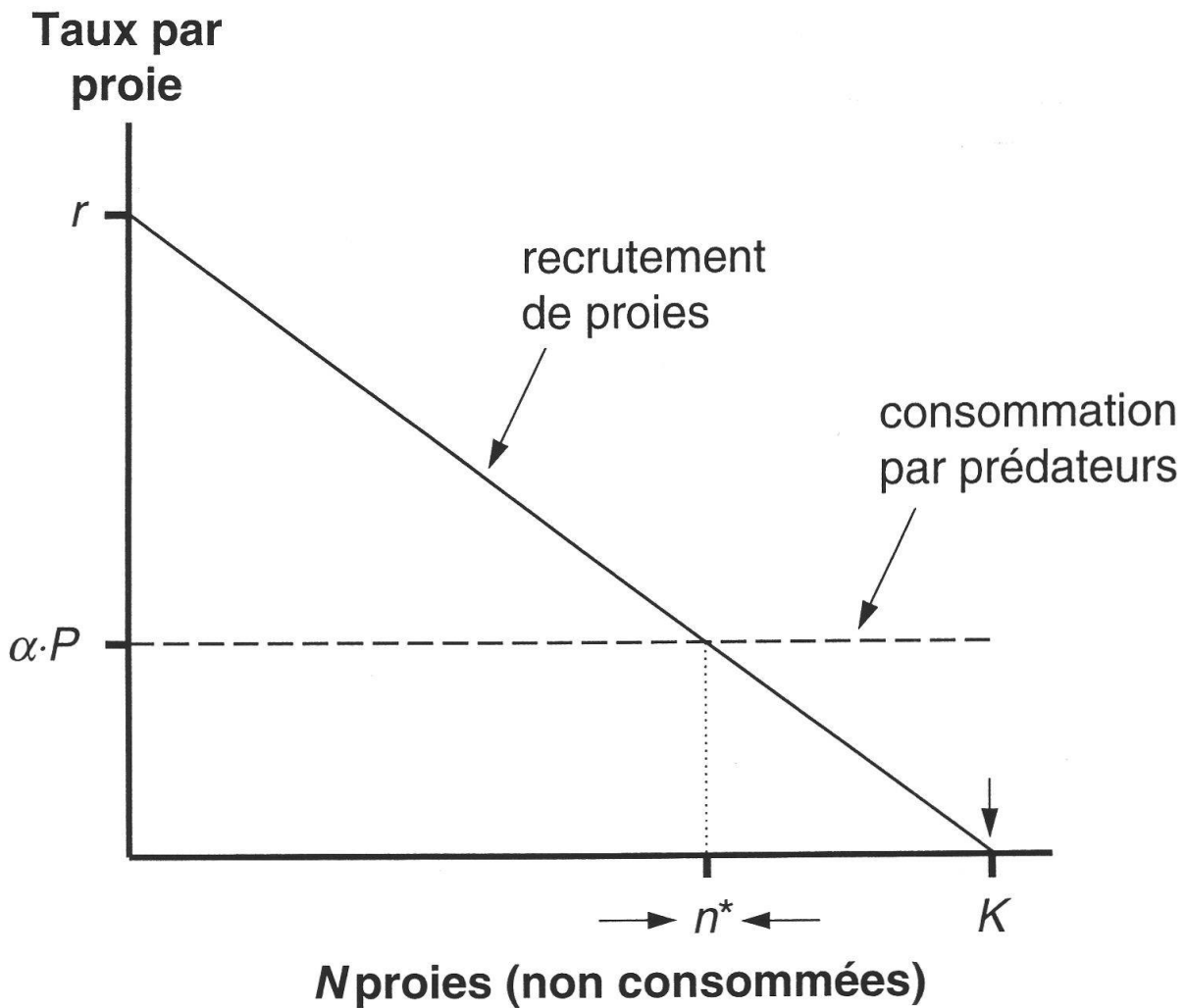


Figure 1 : Réponse numérique des proies dans un système prédateur-proie hypothétique.

La ligne continue représente un recrutement dit "logistique" des proies en l'absence de prédation; elle montre une proie qui se reproduit à sa capacité maximale (r) en l'absence de compétition intra-spécifique, mais pour laquelle le taux net par individu diminue lorsque la densité des proies (N) augmente, arrivant à un recrutement zéro quand la densité arrive à sa capacité saturée pour l'environnement (K). La ligne pointillée représente le taux de consommation par prédateur, qui ne change pas avec la densité de proies. Elle montre un risque de prédation par proie qui est indépendant de la densité des proies. En formule cette dynamique est représentée par:

$$\frac{dN}{dt} \cdot \frac{1}{N} = r \cdot \left(1 - \frac{N}{K}\right) - \alpha \cdot P$$

La dérivée dans le temps de chaque proie (l'axe vertical dans la figure) est alors donnée par un composant "densité-dépendant" de recrutement, et un composant "densité-indépendant" de prédation (avec un taux donné par le nombre de prédateurs et leur taux de capture α). Le nombre équilibré de proies est donné par l'intersection de ces deux lignes, à n^* . Les deux flèches sur l'axe horizontal signifient que l'équilibre est stable lors des fluctuations de chaque côté de n^* .

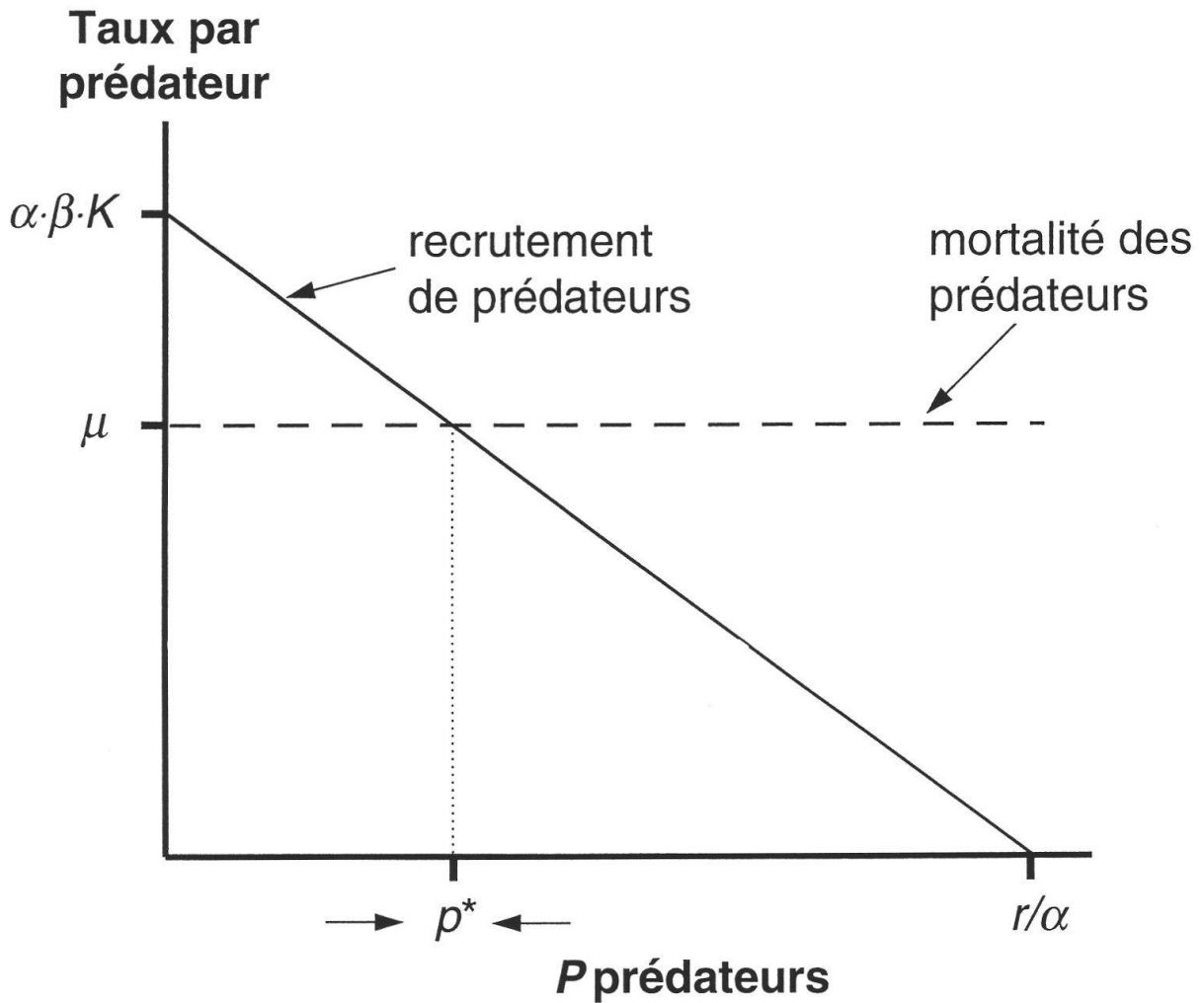


Figure 2 : Réponse numérique des prédateurs dans le système prédateur-proie.

Comme pour la figure 1, la ligne continue représente un recrutement logistique des prédateurs. Le recrutement pour chaque prédateur est limité par son taux de capture de chaque proie, α , et sa conversion en biomasse, β . La ligne pointillée représente une mortalité "densité-indépendante" (μ) qui réduit la population en dessous de sa capacité saturée. En formule:

$$\frac{dP}{dt} \cdot \frac{1}{P} = \alpha \cdot \beta \cdot N - \mu$$

La dérivée dans le temps de chaque prédateur (l'axe vertical dans la figure) est alors donnée par un composant "densité-dépendant" de recrutement (parce que N dépend de P), et un composant "densité-indépendant", de mortalité (avec un taux donné par μ).

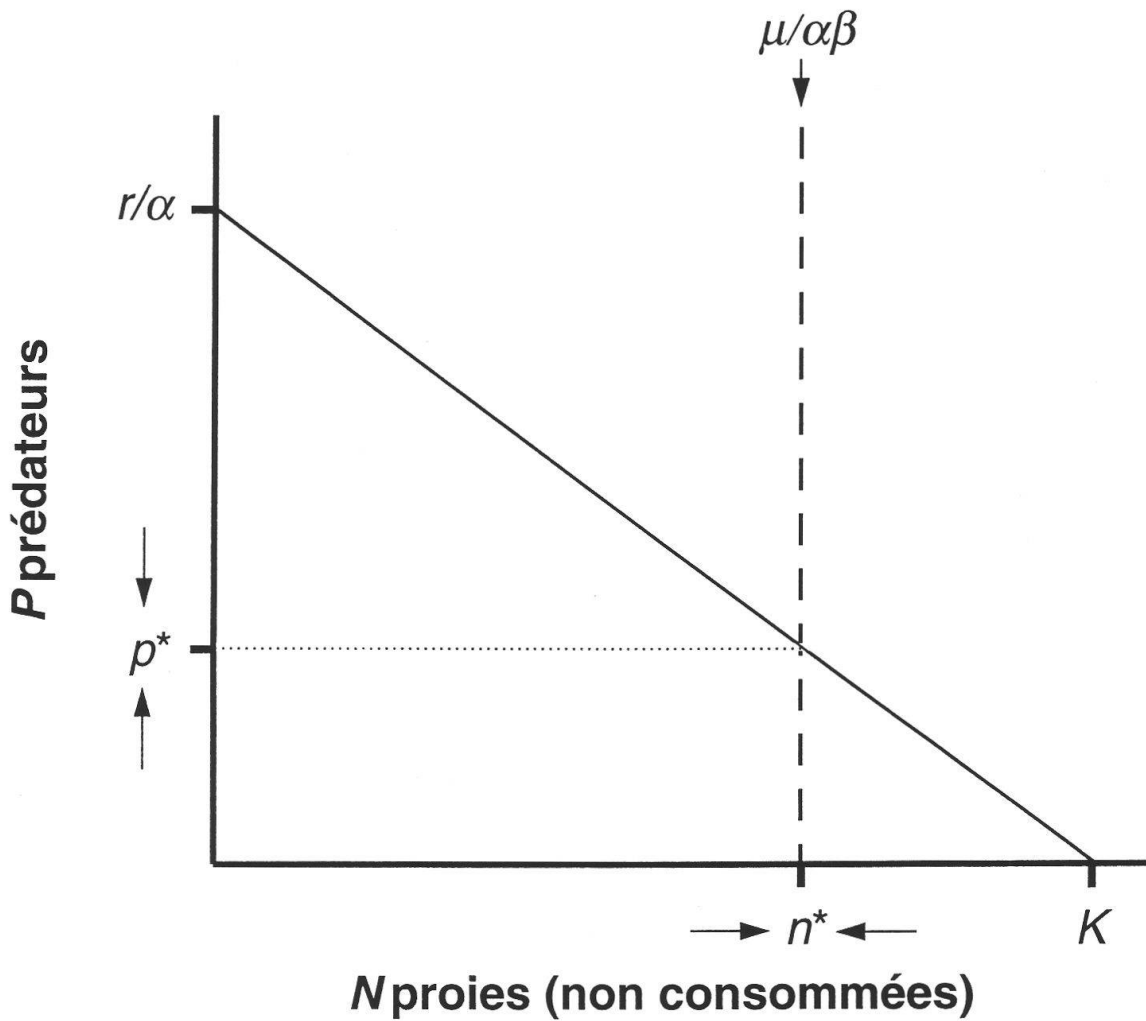


Figure 3 : Plan-phase pour le système prédateur-proie.

La ligne continue représente un taux net d'accroissement égal à zéro pour la proie; c'est à dire que, dans les formules, l'on a fixé la dérivée du temps pour les proies à zéro ($dN/dt = 0$). Elle montre le nombre de prédateurs pour un nombre donné de proies équilibrées. La ligne pointillée représente un taux de zéro pour le prédateur limité par ces proies; dans les formules, on a fixé la dérivée du temps pour les prédateurs à zéro ($dP/dt = 0$), ce qui donne le nombre de proies non consommées:

$$n^* = \mu / \alpha \cdot \beta$$

Cette ligne montre le nombre de proies pour un nombre donné de prédateurs équilibrés. Le seul point où les deux lignes se croisent représente l'équilibre pour les deux populations, à n^* pour les proies et p^* pour les prédateurs.

conclusion que la vulnérabilité d'une population est complètement indépendante de sa densité. C'est exactement la conviction des critiques de la théorie de "densité-dépendance", et pourtant notre réflexion n'est basée que sur cette théorie. En fin de compte, la théorie de "densité-dépendance", qui a été si utile pour montrer le processus de régulation d'une population et qui semblait être inutile pour expliquer les mécanismes de persistance nous permet aussi des les révéler.

RESSOURCES NON UTILISEES

Avec la formule $n^* = \mu / \alpha\beta$, nous avons la clé pour comprendre pourquoi un animal (le prédateur) peut vivre à sa capacité naturelle, sans utiliser toutes ses ressources limitantes. La formule représente l'efficacité de consommation par le prédateur par rapport à sa mortalité. Il reste toujours une fraction de proies non utilisée, parce que l'animal n'est pas parfaitement efficace à chasser sa proie, et parce que les proies ont des défenses contre la prédation. La quantité non utilisée est fixée à n^* par l'efficacité des adaptations que l'animal a développées pour chasser sa proie.

La valeur de n^* dépasse zéro pour plusieurs raisons: a) le prédateur lui-même souffre de prédation ou de maladie, et il doit détourner ses réserves d'énergie contre ces menaces, b) il est distrait par la compétition intraspécifique ou par les dérangements de l'homme, c) les proies se défendent bien contre la menace de prédation ou l'habitat leur procure un abri contre la prédation. Ce sont bien là les mécanismes de persistance ou de vulnérabilité, et ils se trouvent au coeur de la théorie de "densité-dépendance", en dépit des affirmations des critiques de cette théorie.

MÉTAPOPULATION

Finalement, qu'en est-il de la première riposte des partisans du paradigme de "non-équilibre"? Ils affirment que les populations naturelles semblent capables de persister en l'absence d'équilibre, et que l'équilibre n'existe que rarement dans la réalité.

Pour contrer cette objection, il suffit de voir la situation d'une certaine distance. Imaginons que la population de prédateurs ne se trouve pas en équilibre (par exemple en raison d'une pente de "densité-dépendance" trop sévère), que va-t-il se passer? Ses fluctuations vont éventuellement mener la population jusqu'à l'extinction (conséquence inévitable du déséquilibre). Mais ce n'est pas forcément un problème pour la persistance, du moins si l'extinction locale est suivie dans le temps par une nouvelle colonisation; ces colonisateurs seront les émigrants des populations voisines, qui sont tous membres de la métapopulation régionale.

Le terme "métapopulation" regroupe ici un ensemble de populations locales, dont chacune subit l'extinction de temps en temps, mais qui sont toutes liées les unes aux autres par une migration d'individus. Lorsque ce mélange des populations est faible, il va toujours exister quelques parcelles d'habitat inoccupées mais prêtes à accueillir une population.

La figure 4a montre cette dynamique en termes de "densité-dépendance". L'axe horizontal, qui a servi auparavant pour indiquer la densité des proies limitantes mais non consommées, indique maintenant la densité de parcelles d'habitat limitantes mais inoccupées. La prédation exercée sur les proies devient, dans ce nouveau modèle, la colonisation des parcelles; et le

renouvellement "densité-dépendant" des proies devient le rajeunissement de l'habitat par l'extinction. C'est le modèle de LEVINS (1969), mieux connu comme modèle de la dynamique des parcelles occupées par une population (fig. 4b).

A l'aide du plan-phase (fig. 5), on peut à nouveau se poser la question: jusqu'à quel point peut-on détruire l'habitat, c'est à dire enlever des parcelles, avant que les populations n'arrivent plus à persister dans cette métapopulation? On peut y répondre de la même manière que précédemment: lorsque le nombre de parcelles habitables, donné par K , est réduit à n^* , il n'y a plus de transferts entre populations et la métapopulation s'éteint. Comme pour le système prédateur-proie, le seuil d'extinction vaut n^* / K (LAWTON *et al.*, 1994); cette mesure de vulnérabilité se trouve sur l'axe horizontal tandis que l'abondance du colonisateur se trouve sur l'axe vertical. Comment caractériser cette fraction inoccupée? - Les mécanismes de vulnérabilité de la métapopulation sont les mêmes que pour le prédateur, c'est à dire dérangements et problèmes d'accès. Ainsi, comme le nombre de proies qui échappent à la prédation était donné par le rapport "mortalité / efficacité du prédateur" ($\mu/\alpha\beta$; fig.3), le nombre de parcelles qui échappent à la colonisation est donné par le rapport "extinction locale / efficacité du colonisateur" (e/c ; fig. 5).

On voit donc que le problème du colonisateur, qui doit se déplacer entre parcelles dans un habitat hétérogène et fluctuant, est le même que celui du prédateur, qui doit aller d'une proie à la prochaine dans une population locale. Lorsque l'on commence à abîmer son habitat, l'animal devient de plus en plus rare, tandis que la partie non utilisée de ses ressources ne change pas (parce que celle-ci est fixée par

l'efficacité des adaptations de l'animal à chasser ou à coloniser la ressource).

CONCLUSION

Dans cette discussion je n'ai pas tenté de comparer l'analyse conceptuelle avec la réalité des données empiriques, et ceci pour deux raisons. Premièrement, parce que la réalité est nécessairement plus compliquée que les modèles, elle risque d'obscurcir les processus fondamentaux qui néanmoins actionnent le système. Deuxièmement, à ma connaissance, personne n'a encore produit une base de données pour tester le seuil d'extinction. Cependant, l'évidence expérimentale en faveur d'un effet "densité-dépendant" au niveau du recrutement est claire pour beaucoup de populations et métapopulations de mammifères (SINCLAIR, 1989), et le concept d'une capacité saturée, K , qui ressort d'une telle "densité-dépendance", est le seul préalable pour prédire le seuil d'extinction. Si une des fonctions de la théorie est de montrer quelles sont les données pertinentes, l'analyse précédente nous donne quelques indications pratiques pour la conservation de la faune:

- La densité, ou rareté, d'une population n'est pas forcément liée à sa persistance, ou vulnérabilité;

- Pour étudier la vulnérabilité, il est recommandé de mesurer la fraction non utilisée de la ressource limitante, et de chercher les raisons pour lesquelles elle n'est pas utilisée;

- Cette ressource peut être la nourriture pour une population locale, ou l'habitat pour une métapopulation. Les mécanismes de persistance sont les moyens dont l'animal dispose pour franchir soit les défenses des proies contre la consommation, soit les barrières de l'habitat entre des parcelles habitables. Lorsque ces moyens sont faibles par rapport au taux de mortalité de l'animal,

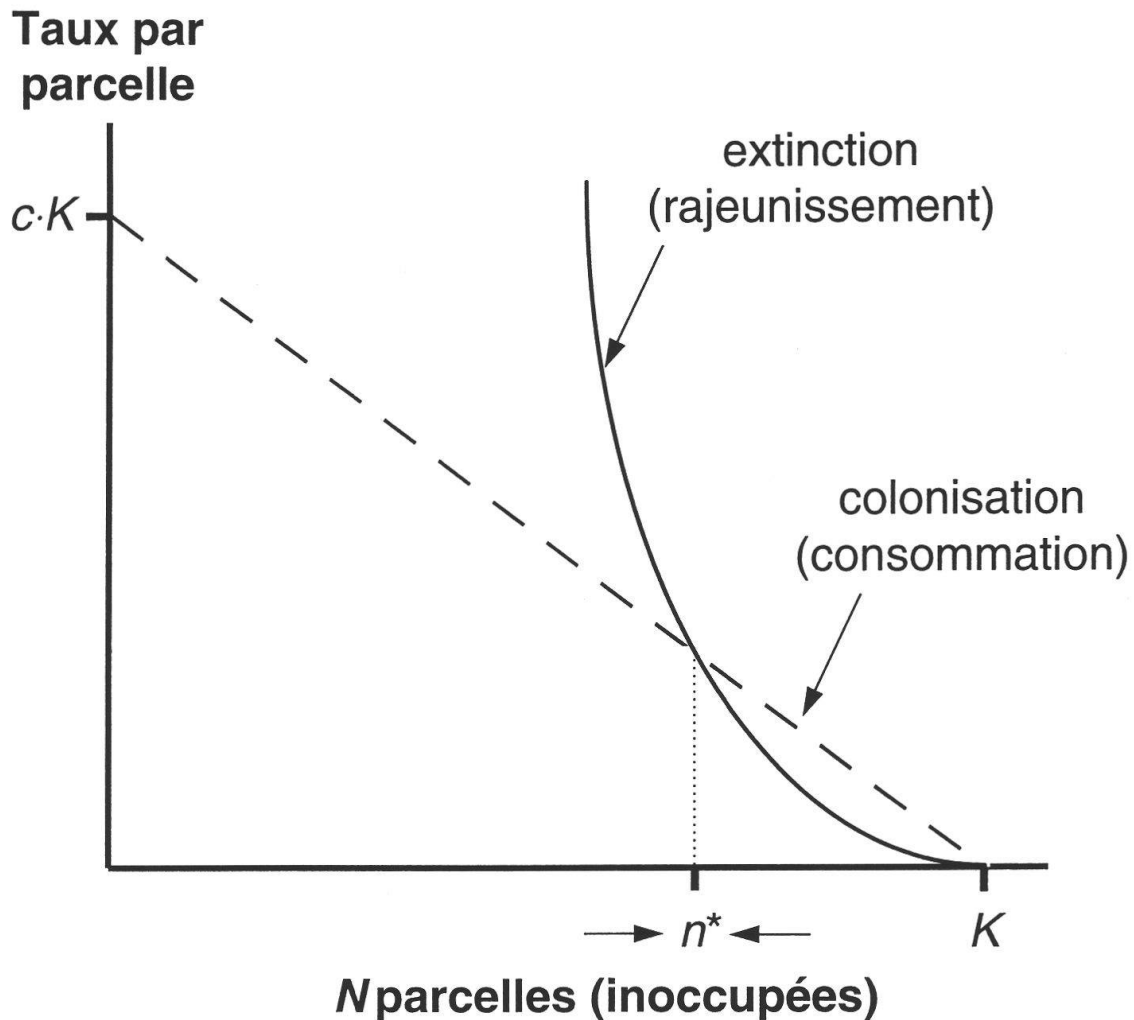


Figure 4a : Réponse numérique des parcelles habitables dans une métapopulation hypothétique.

La figure représente la dynamique des parcelles inoccupées mais habitables pour une métapopulation, dans les mêmes termes que celle des proies non consommées mais consommables pour un prédateur (fig. 1). La courbe continue représente ici un taux d'extinction constant de chaque population dans une métapopulation. Ce rajeunissement des parcelles habitables dépend du nombre de parcelles inoccupées, comme le recrutement des proies dépendait du nombre de proies non consommées dans la figure 1. La ligne pointillée représente un taux de colonisation des parcelles inoccupées qui augmente avec l'augmentation des populations (de droite à gauche sur la figure) qui elles-mêmes produisent des colonisateurs. Cette dynamique et celle de la figure 4b peuvent être représentées par la même formule (voir légende de la figure 4b).

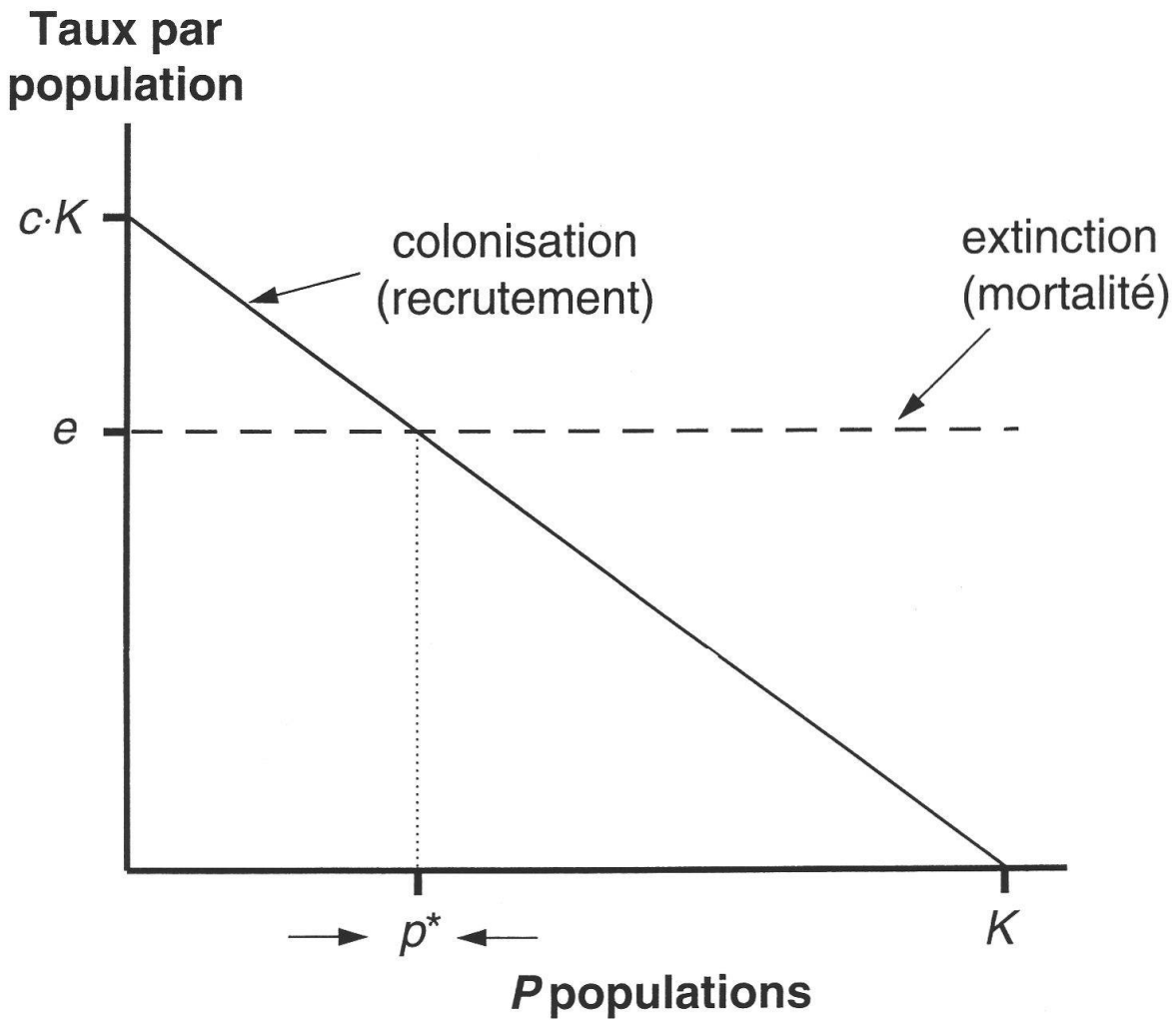


Figure 4b : Réponse numérique des populations, dans une métapopulation hypothétique.

La figure représente l'évolution des populations de la métapopulation, comme la figure 2 montrait celle des prédateurs de la population locale. Cette dynamique et celle de la figure 4a peuvent être représentées par une seule formule (où $N = K - P$ parcelles inoccupées) pour P populations, parmi K parcelles habitables, ayant le même taux de colonisation, égal à c , et le même taux d'extinction, égal à e :

$$\frac{dP}{dt} = c \cdot P \cdot (K - P) - e \cdot P$$

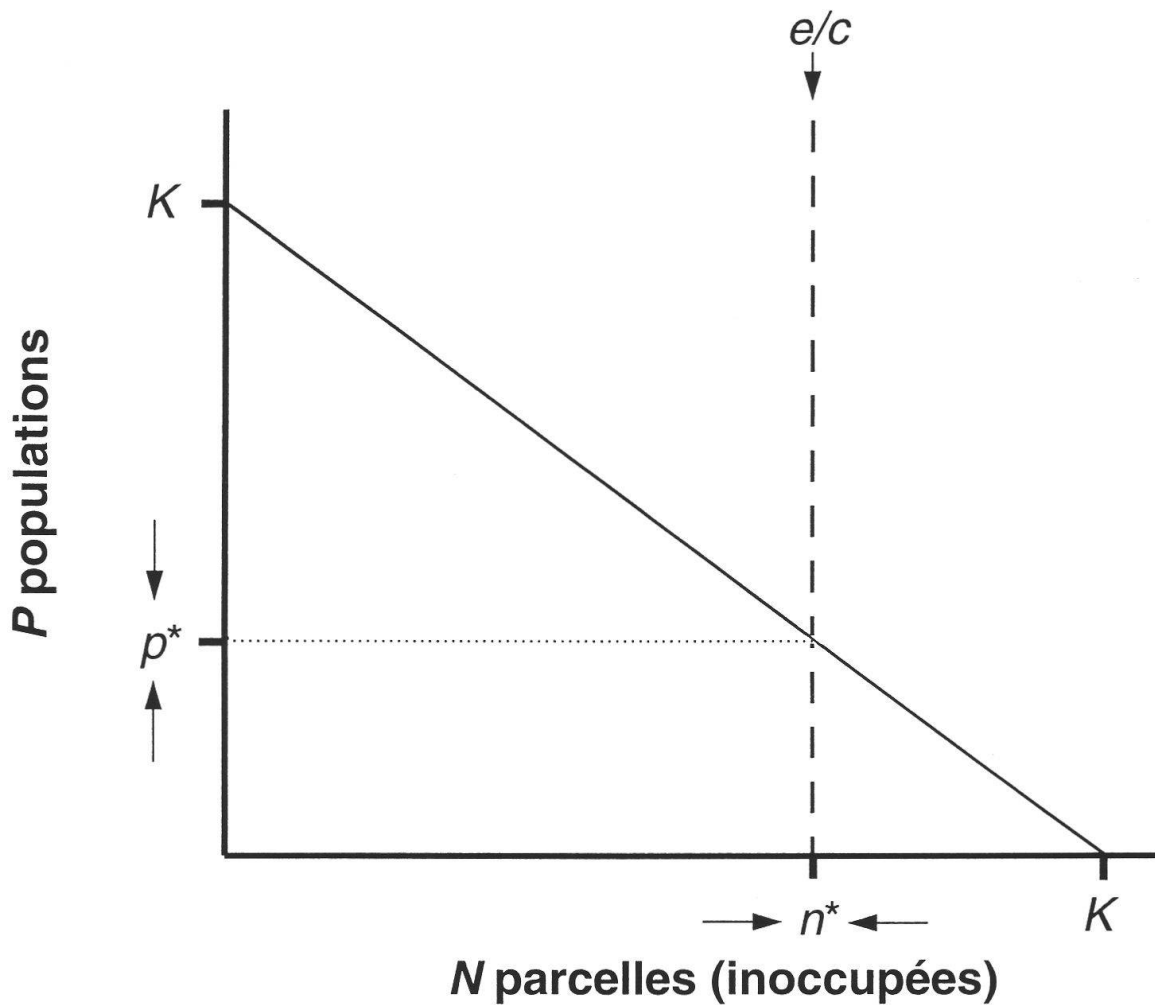


Figure 5 : Plan-phase pour la métapopulation.

La ligne continue montre le nombre de populations pour un nombre donné de parcelles inoccupées ($P = K - N$). La ligne pointillée représente un taux de zéro pour les parcelles occupées; dans la formule, on a fixé la dérivée du temps pour les populations à zéro ($dP/dt = 0$), ce qui donne le nombre de parcelles inoccupées:

$$n^* = e/c$$

Cette ligne montre le nombre de parcelles inoccupées pour un nombre donné de populations équilibrées. Le point où les deux lignes se croisent représente l'équilibre pour la densité de parcelles habitables mais inoccupées, à n^* , et pour la densité de parcelles occupées, à p^* .

la ressource n'est que peu utilisée, et l'animal se trouve près de son seuil d'extinction;

- Des statistiques multivariées permettent de mettre en évidence la fraction non utilisée mais utilisable (n^*/K) de la ressource. Par exemple, une analyse en composantes principales sur un échantillon de points relevés pour l'animal étudié permet de distinguer la région de l'espace biologique, K , qui est susceptible d'être occupée par l'animal, et la fraction de cette région habitable, n^*/K , qui est inoccupée à un

moment donné (MICOL *et al.*, 1994; DONCASTER *et al.*, 1996).

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier vivement Martin Liberek et tout le comité d'organisation du XX^e Colloque Francophone de Mammalogie de leur accueil. Je dois beaucoup à J.-S. Meia et M. Artois pour leurs efforts à rendre mon texte lisible en français.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDREWARTHA, H.G. & BIRCH, L.C. 1954. The Distribution and Abundance of Animals. *University of Chicago Press, Chicago*. 782 pp.
- COLLET, M., DONCASTER, C.P., & PAGEL, M. 1997. Extinction thresholds: the role of equilibrium densities. In: Lawler, S. & Crozier, R. (eds.): Setting Conservation Priorities. *Sous presse*.
- DONCASTER, C. P., MICOL, T. & PLESNER JENSEN, S. 1996. Determining minimum habitat requirements in theory and practice. *Oikos* 75: 335-339.
- HOLLING, C.S. 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomologist* 91: 385-398.
- KREBS, C.J. 1995. Two paradigms of population regulation. *Wildlife Research* 22: 1-10.
- LANDE, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist* 130: 624-635.
- LAWTON, J. H., NEE, S., LETCHER, A. J. & HARVEY, P. H. 1994. Animal distributions: patterns and processes. In: Edwards, P. J., May, R. M. & Webb, N. R. (eds.): Large Scale Ecology and Conservation Biology. *35th Symposium of the British Ecological Society, Blackwell Scientific, Oxford*. pp. 41-58.
- LEVINS, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- MICOL, T., DONCASTER, C. P. & MACKINLAY, L. A. 1994. Correlates of local variation in the abundance of hedgehogs *Erinaceus europaeus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 851-860.
- NEE, S. 1994. How populations persist. *Nature* 367: 123-124.
- NICHOLSON, A.J. 1933. The balance of animal populations. *Journal of Animal Ecology* 2: 132-178.
- PAGEL, M. & PAYNE, R. J. H. 1996. How migration affects estimation of the extinction threshold. *Oikos* 76: 323-329.

- ROSENZWEIG, M. L. 1971. Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. *Science* 171: 385-387.
- SINCLAIR, A.R.E. 1989. Population regulation in animals. In: Cherrett, J. M. (ed.): *Ecological Concepts: the Contribution of Ecology to an Understanding of the Natural World. Blackwell Scientific, Oxford.* pp. 197-241.
- VOLTERRA, V. 1926. Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. *Nature* 118: 558-560.
- WOLDA, H. 1995. The demise of the population regulation controversy? *Research on Population Ecology* 37: 91-93.
-

LE LOUP *CANIS LUPUS* DANS LE MASSIF DU MERCANTOUR (FRANCE) : GESTION DES DOMMAGES OCCASIONNÉS AUX ONGULÉS DOMESTIQUES

THIERRY DAHIER et BENOÎT LEQUETTE

Parc National du Mercantour, 23 rue d'Italie, B.P. 1316, 06006 Nice, France.

Mots-clés: *Canis lupus*, dommages, ongulés domestiques, compensation, Mercantour, France.

Key-words: *Canis lupus*, damages, livestock, compensation, Mercantour, France.

Résumé

Le retour du loup dans le massif du Mercantour (Alpes Maritimes) n'est pas sans poser de problèmes dans une région où le pastoralisme tient encore une place importante. Une procédure de constats de dommages a été établie: un groupe de suivi local et un réseau local d'observation permettent d'assurer le suivi des dommages. Les dégâts recensés sont compensés sur la base d'un barème établi en accord avec la profession agricole. Sur le terrain, tout signalement de dégâts fait l'objet d'une expertise réalisée sur place par un garde assermenté, accompagné ou non d'un vétérinaire. Une méthodologie de différenciation des attaques de chien (*Canis familiaris*) et de loup a dû être mise au point. Cette méthodologie permet, en terme de probabilité, d'attribuer ou non les dommages au loup. En 1994 et 1995, 129 cas de prédation attribués au loup ont été recensés. L'impact de la prédation est loin d'être uniforme entre les différentes unités pastorales concernées. C'est surtout en l'absence de méthodes de gardiennage appropriées que la prédation est la plus élevée. La présence de chiens de protection a limité l'importance des dommages subis. Les résultats de cette étude permettent à moyen terme d'orienter les efforts de gestion des dégâts sur le cheptel domestique afin de minimiser les sources de conflit au niveau local, lesquelles pourraient conduire à un rejet total de l'espèce en l'absence de mesures d'accompagnement appropriées (compensation rapide et pérenne des dégâts, généralisation des mesures de protection, ...).

Summary: The wolf *Canis lupus* in the Mercantour (southern Alps, France): compensation of damages on livestock.

The wolf return in the Mercantour (southern Alps, France) induces problems in this area where farming and breeding activities are still developed. A few months after the first observation of wolf, a procedure was set up to observe and compensate for the damage of wolves on livestock. It depends on local structures and networks ("Groupe de Suivi Local" and "Réseau loup"). Damage compensation is based on a table which was agreed upon by shepherd organisations. As soon as any damage is reported in the field, a sworn ranger comes to determine the origin of the predatory attack. The ranger frequently receives the help of a veterinarian. As dog damages are not paid, it has been necessary to build a methodology allowing a probability concerning the predatory species, wolf or dog. In case of doubt of the predator species, 75% of the damage is paid. From

1994 to 1995, 129 wolf attacks have been recorded. The impact of these attacks is highly variable, according to the different areas or sheep flocks. The intensity of damages is higher on flocks where protection systems are lacking. Livestock guarding dogs lowered these damages.

The analysis of damages and compensation system leads to suggest some changes of this system or ways necessary to minimise the conflict sources. At a local level, the wolf will be totally rejected if a damage management system is not built.

This management system must include a rapid and efficient way of damage compensation and several measures concerning the financial support of prevention techniques, which are the only "active" way to lower damages and therefore lower the negative opinion of wolves.

INTRODUCTION

Présent sur l'ensemble du territoire français au 18ème siècle, le loup (*Canis lupus*) a progressivement disparu, suite aux persécutions humaines, pour s'éteindre complètement dans les années 1930 (DE BEAUFORT, 1987). Cependant, après plus de 50 ans d'absence, quelques individus, issus de la population italienne en expansion depuis 20 ans (BOITANI, 1992), ont été observés à l'automne 1992 dans le massif du Mercantour (Alpes Maritimes, France) (HOUARD & LEQUETTE, 1993). Le retour de ce prédateur, protégé par des textes nationaux et internationaux, n'est pas sans poser de problèmes dans une région où le pastoralisme tient encore une place importante. En effet, partout où cohabitent loups et animaux domestiques, ces derniers forment toujours une part plus ou moins importante du régime alimentaire des premiers (BRANGI *et al.*, 1992; CUESTA *et al.*, 1991; POULLE *et al.*, sous presse) ce qui peut conduire à un rejet de la présence du loup par les populations locales. Dans la plupart des régions d'Europe occidentale, les programmes de sauvegarde et de protection du loup prennent en compte ce paramètre important en élaborant des systèmes de compensation des dommages (KACZENSKI, 1996). En France, un tel système a été mis en place dès 1993 (POULLE *et al.*, 1995a, 1995b). L'objectif du présent article est de faire une description détaillée de ce système et de donner un premier aperçu

de la prédation exercée par le loup sur le cheptel domestique dans le massif du Mercantour au cours des années 1994 et 1995.

TERRAIN D'ÉTUDE

Depuis 1993, aucune restriction géographique n'a eu lieu quant à la zone d'intervention possible. Tout dommage survenant dans les Alpes Maritimes et les Alpes de Haute Provence, voire au-delà, pouvait faire l'objet d'une expertise. En pratique, l'aire géographique d'intervention a été beaucoup plus réduite et s'est limitée à la partie sud-est du Massif du Mercantour située dans les Alpes Maritimes. C'est une zone de montagne où l'altitude varie de 900 m pour les fonds de vallées à plus de 3'000 m pour les sommets. La couverture forestière y est importante (30% de la surface dans la zone centrale du Parc National). D'une vallée à l'autre, les massifs boisés se succèdent, seulement entrecoupés par des zones de pâturages qui s'étagent de 1'000 à 1'500m pour les pâturages de printemps et d'automne, et de 1'500 à 2'500 m pour ceux d'été.

En période d'estivage, plus de 85'000 moutons (parfois accompagnés de chèvres) fréquentent les alpages des Alpes Maritimes. Parmi ces moutons et durant la période de

l'étude, plus de 20'000 pâturaient dans la zone occupée par les loups, soit de façon temporaire en été, soit de façon quasi permanente pour certains éleveurs locaux. Les unités pastorales sont utilisées par des troupeaux de 300 à 2'500 têtes. Ces troupeaux bénéficient d'un gardiennage plus ou moins important: certains sont accompagnés nuit et jour par un berger avec présence de chiens de protection et/ou mise en parc la nuit, d'autres sont laissés presque libres avec une surveillance irrégulière. Au cours de l'estivage, quelques troupeaux de bovins (200 à 300 individus) et d'équins (quelques dizaines d'individus) fréquentent cette même zone. Les troupeaux de bovins sont regroupés au moment des traites quotidiennes mais ne bénéficient pas d'une surveillance particulière sur l'alpage; les troupeaux d'équins sont en général laissés totalement libres.

Au cours des années 1994 et 1995, 10 puis 12 loups formant deux meutes ont été recensés dans le Mercantour. Ces deux meutes occupent deux territoires contigus de 200 km² environ chacun (POULLE *et al.*, 1995b). A cheval sur 3 vallées principales, l'aire occupée par les loups englobe de nombreux territoires plus ou moins riches en ongulés sauvages: chamois (*Rupicapra rupicapra*), mouflons (*Ovis musimon*), sangliers (*Sus scrofa*), bouquetins (*Capra ibex*), ... (POULLE *et al.*, 1995a).

DESCRIPTION DE LA PROCÉDURE DE CONSTAT DES DOMMAGES

La procédure mise en place (fig. 1) s'est directement inspirée de celle déjà existante dans le Jura et les Vosges pour les dégâts dus au lynx (*Lynx lynx*) (VANDEL *et al.*, 1994). En France, comme la faune sauvage est considérée "*Res nullius*" (c'est-à-dire comme

n'appartenant à personne), c'est une association privée, le Fonds Français pour la Nature et l'Environnement (FFNE), et non pas directement l'Etat, qui assure le paiement des compensations. Au niveau départemental, deux structures ont été mises en place pour assurer le suivi des dommages: le "groupe" et le "réseau" de suivi local. Le "groupe de suivi local" est composé des représentants des diverses administrations et des organisations professionnelles concernées par la gestion du loup (Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF), Parc National du Mercantour (PNM), Office National des Forêts (ONF), Office National de la Chasse (ONC), Fédération des Chasseurs, Chambre d'agriculture, Syndicats ovins, caprins, ...). Ce groupe est articulé autour de la DDAF. Il a pour fonction d'assurer le suivi des dommages au niveau local et de jouer le rôle de commission de recours en cas de dossiers litigieux. Le "réseau de suivi local" est une structure informelle regroupant les divers agents de terrain pour la plupart assermentés pouvant être impliqués dans le suivi des dommages (agents PNM, ONC, ONF, gendarmerie, ...). Leur rôle est, d'une part d'établir les dossiers de constats de dommages, et d'autre part d'assurer un relais pour le recueil d'informations de terrain (indices de présence directs et indirects) ou la diffusion d'informations relatives au loup.

La compensation des dégâts comporte deux volets: a) toutes les bêtes trouvées mortes, ou qui ne survivent pas à leurs blessures, sont compensées sur la base d'un barème établi en accord avec la profession agricole dans le cadre du "groupe de suivi local"; et b) pour chaque attaque, l'éleveur perçoit une prime supplémentaire de 5 FF par bête (plafonnée à 300 bêtes) pour le stress et le dérangement occasionnés à l'ensemble de son troupeau (cette prime est partagée entre

les différents propriétaires du troupeau lorsqu'ils ont regroupé leurs bêtes). En principe, cette prime devait être supprimée après la quatrième attaque si l'éleveur ne prenait aucune mesure de prévention pour réduire l'impact de la prédation. Le barème de compensation prend en compte l'espèce, l'âge, le sexe, le statut reproducteur et génétique des victimes. Dans le cas du cheptel ovin, les compensations s'échelonnent de 550 FF pour les agneaux à 3'200 FF pour les béliers selon leur origine génétique (voire plus, si facture).

L'attribution d'une éventuelle compensation est soumise à un cahier des charges précis. Afin d'obtenir une compensation, tout dégât doit faire l'objet d'une expertise sur le terrain et d'un dossier de compensation. De plus, comme les troupeaux domestiques, en particulier ovins et caprins, subissent sporadiquement des attaques de chiens errants (*Canis familiaris*), le Ministère de l'Environnement a souhaité que ne soient remboursés que les dommages issus des attaques de loup, et non pas de celles de chien, ceci pour éviter un montant de compensation trop important et injustifié. Dès 1993, il a donc fallu essayer de trouver des critères permettant de différencier les attaques de chien et de loup, tout en assurant dans le même temps l'établissement des constats. Tout dégât suspect est signalé par l'éleveur aux membres du "réseau de suivi local". L'expertise est réalisée, en général dans les 24h suivant l'appel, par un agent assermenté éventuellement accompagné par un vétérinaire. Elle a pour but de déterminer l'importance des dégâts subis (espèce, nombre et statut particulier des victimes), de connaître les caractéristiques de l'attaque et enfin de déterminer l'origine de celle-ci. Elle permet de plus d'améliorer les connaissances permettant la distinction des attaques de chien et de loup.

L'expertise sur le terrain se déroule de manière à recueillir tous les éléments nécessaires à la prise de décision: a) témoignage de l'éleveur (circonstances de l'attaque et éventuelles observations); b) examen de la zone d'attaque: observation de l'environnement immédiat de la carcasse pour, si possible, mettre en évidence des traces de prédation et pour rechercher des indices de présence de l'éventuel prédateur (crottes, traces); c) examen de la carcasse: recherche des traces de morsures (détermination de leur localisation précise, examen des éventuelles lésions sous-jacentes et mesure des écartements entre les perforations relevées sur la peau), puis de la quantité de viande consommée et du mode de consommation (parties utilisées préférentiellement).

C'est à partir des données techniques relevées lors de cette expertise que les dommages sont ou non attribués au loup; l'analyse des morsures, quand elle était possible, a été un des critères déterminants (DAHIER & LEQUETTE, en préparation).

Les constats sont alors classés en différentes catégories selon la responsabilité du loup: a) "Confirmée": la responsabilité du loup est confirmée d'après les circonstances de l'attaque, les morsures, les caractéristiques de la consommation, les indices de présence relevés sur place et/ou l'observation du prédateur; b) "Probable": la responsabilité du loup est probable d'après les circonstances de l'attaque, les morsures et les caractéristiques de la consommation mais aucun indice de présence n'a été relevé sur place et aucune observation du prédateur n'a été réalisée; c) "Douteuse": la responsabilité du loup ne peut être rejetée d'après les circonstances de l'attaque, les morsures et les caractéristiques de la consommation; d) "Non confirmée": la responsabilité du loup est exclue d'après les

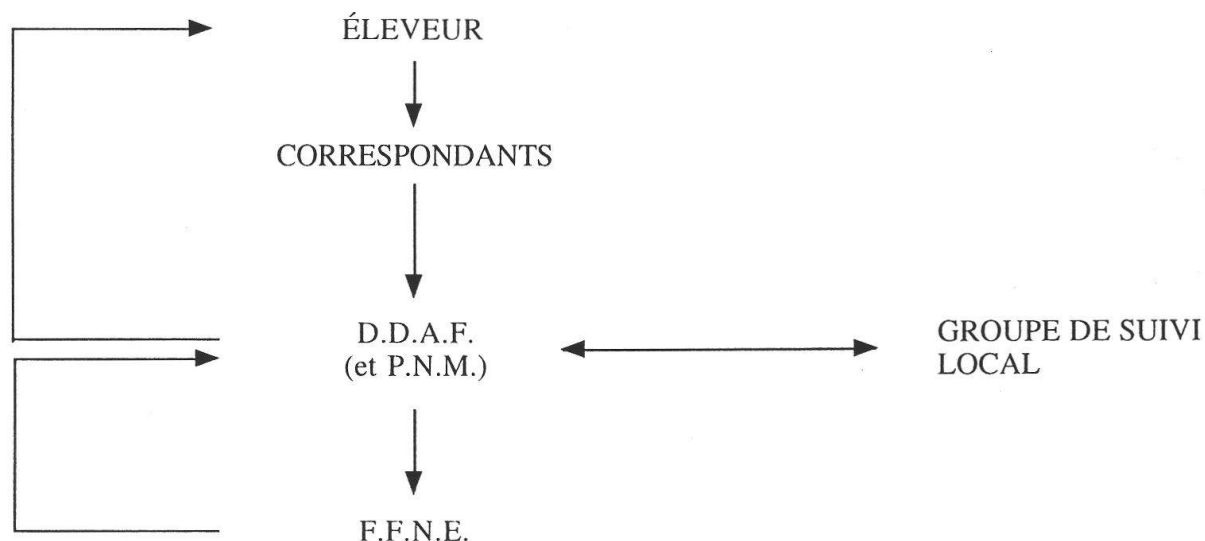


Figure 1 : Organigramme de la procédure de compensation des dommages.

circonstances de l'attaque, les morsures et les caractéristiques de la consommation, voire les indices de présence recueillis sur place (cette catégorie peut éventuellement inclure des pertes non liées à une prédation); e) "Invérifiable": aucune donnée ne peut être obtenue sur les circonstances de l'attaque, et l'examen des carcasses est impossible (carcasses découvertes tardivement).

Ce classement a une incidence sur le taux de remboursement. Seules les attaques "Confirmées" ou "Probables" sont attribuées au loup. Dans ce cas, toutes les victimes sont compensées à 100% selon le barème établi. Si le prédateur à l'origine de l'attaque est indéterminé (attaques "Douteuses"), 75% de la compensation prévue par le barème est versée. Si les dégâts sont imputables au chien ou correspondent à une autre cause de

mortalité (attaques "Non Confirmées"), aucune compensation n'est versée. Lorsque l'expertise n'a pas pu apporter d'éléments (attaques "Invérifiables"), c'est le groupe de suivi local qui les reclasse, après délibération, dans l'une des catégories précédentes (jusqu'à présent, aucune n'a fait l'objet d'une compensation). Les constats sont ensuite transmis au FFNE qui assure l'établissement des chèques pour les attaques concernées. Ces paiements sont ensuite retransmis aux éleveurs par l'intermédiaire de la DDAF. De 3 à 9 mois s'écoulent entre l'attaque et le versement de l'éventuelle compensation.

Pour l'étude des caractéristiques de la prédation exercée par le loup sur les ongulés domestiques, seules les attaques "Confirmées" ou "Probables" ont été prises en compte.

RÉSULTATS

En 1994 et 1995, respectivement 34 attaques totalisant 100 victimes tuées et 25 blessées, et 95 attaques totalisant 272 victimes tuées et 169 blessées ont été attribuées au loup (tabl. 1). Toutes ces attaques (n=129) sauf 4 (2 en 1994 et 2 en 1995), ont été répertoriées dans la zone de présence connue des loups. Les 4 attaques "extérieures" ont toutes été recensées dans le même secteur, en périphérie de la zone de présence connue des loups. D'après les données spatio-temporelles, il ne semble pourtant pas que ces dégâts soient dus à une des meutes connues; il pourrait s'agir de dégâts dus à des loups non recensés, présents sur la frontière franco-italienne, ou de dégâts très atypiques dus vraisemblablement, sans que cela n'ait pu être vérifié avec certitude, à des chiens. Les attaques attribuées au chien ou dont la cause était indéterminée ou invérifiable, ont été recensées aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de la zone de

présence des loups. Les attaques ont toujours eu lieu sur des troupeaux d'ovins (et de caprins). Aucune attaque n'a été répertoriée sur les quelques troupeaux de bovins et d'équins qui fréquentent la zone.

D'un point de vue financier, le montant des compensations était d'environ 200'000 FF en 1994 et 470'000 FF en 1995.

Les dégâts recensés dans la "zone à loup" ont concerné 14 unités pastorales différentes en 1994, et 19 en 1995. L'impact de la prédation est loin d'être uniforme. Plus de la moitié des attaques sont supportées par une minorité d'unités. En 1994, 4 unités ont supporté 53,1% des attaques. En 1995, 4 unités ont supporté 50,5% des attaques. Certaines unités pastorales se sont équipées de chiens de protection: 2 dès 1994, puis 3 autres en 1995. En présence des chiens, 12 attaques ont eu lieu sur ces 5 troupeaux (3 en 1994, 9 en 1995) alors que l'unité pastorale la plus touchée, non équipée de chiens de

Responsabilité du loup	Nombre d'attaques		Nombre de victimes			
			Tuées		Blessées	
	1994	1995	1994	1995	1994	1995
" Confirmée"	8	10	27	35	7	9
"Probable"	26	85	73	237	18	160
" Douteuse"	15	9	38	14	42	35
" Non confirmée"	12	19	45	88	23	11
" Invérifiable"	0	7	0	14	0	0

Tableau 1 : Bilan des dommages sur le cheptel domestique, massif du Mercantour, France.
Les attaques attribuées au loup sont indiquées en caractères **gras**.

protection, a subi à elle seule 18 attaques en 1995.

DISCUSSION

Dans les régions où peuvent coexister chien et loup, il est toujours extrêmement délicat de faire la différence entre les dommages dus à ces deux prédateurs. Cela est principalement dû au fait que, souvent, seuls des critères comportementaux non exclusifs peuvent être pris en compte (MYSTERUD, 1984; FRITTS & PAUL, 1989; FICO, 1996). Pour ces raisons, différencier les attaques de chien et de loup se révèle être une démarche infructueuse dans le cadre d'une procédure de compensation des dommages car cela pose non seulement des problèmes techniques mais aussi des problèmes humains: en l'absence d'une observation directe, les bergers n'admettent quasiment jamais l'éventualité d'une attaque de chien. Dans un tel contexte, il semble indispensable de compenser les dégâts de loup et de chien si l'on veut limiter les sources de conflits avec les éleveurs. Le besoin d'une distinction entre les deux prédateurs n'apparaît que dans le cadre du suivi de l'espèce (suspicion de nouveaux territoires de colonisation, estimation de l'impact de la prédation).

Si les dégâts moyens sont de l'ordre de 2% (environ 400 moutons compensés sur un cheptel de plus de 20'000 têtes en 1995), les disparités entre éleveurs sont très importantes. Par unité pastorale, l'impact peut varier de 1‰ à 10%. Certaines unités, de part leur localisation, sont plus exposées que d'autres mais c'est surtout en l'absence de mesures de protection qu'elles subissent de plein fouet l'impact de la prédation. Dans d'autres régions d'Europe, les méthodes de

gardienage ont aussi été mises en cause pour expliquer les différences de prédation observées (BLANCO *et al.*, 1992; BOITANI, 1992; FICO *et al.*, 1993). La prédation sur le cheptel domestique - ayant un impact économique et social important, des solutions doivent être envisagées pour la réduire à un niveau minimum. Les chiens de protection ont démontré leur efficacité pour diminuer l'impact de la prédation (BLANCO *et al.*, 1992; MERIGGI & LOVARI, 1996), d'autant que leur efficacité est souvent sous- estimée puisqu'ils ont un effet essentiellement dissuasif (BOITANI, 1992; BLOCH, 1995), tout ceci à condition qu'ils soient sélectionnés pour ce travail et utilisés correctement afin d'éviter d'éventuels comportements vicieux (MERIGGI & LOVARI, 1996).

Dans le cadre d'un programme de gestion des dommages causés par le loup, les mesures de protection des troupeaux doivent être développées en priorité. Quelles que soient les caractéristiques du système de compensation mis en place pour l'indemnisation des dégâts, il est parallèlement nécessaire de favoriser financièrement l'extension de mesures de prévention (surveillance rapprochée, regroupement et/ou mise en enclos la nuit, chien de protection). En effet, par son aspect passif, le système de compensation ne permet pas à lui seul de faire diminuer les sources de conflits entre éleveurs et loups (CIUCCI & BOITANI, comm. pers.). Dissocié de l'aspect prévention, qui est le seul moyen actif pour limiter les dégâts, il ne peut constituer qu'une fuite en avant incontrôlable. Les deux volets (compensation et prévention) doivent être intimement liés car, en limitant les dommages, ils diminuent les sources de conflits avec les éleveurs et permettent éventuellement d'aboutir à un coût financier de la présence du loup qui soit acceptable et gérable sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

- BEAUFORT, DE, F. 1987. Le loup en France : éléments d'écologie historique. In : Encyclopédie des carnivores de France no 1. *S.F.E.P.M, Paris*. 32 pp.
- BLOCH, G. 1995. The use of livestock guarding dogs as defenders against wolves in southern Poland. *Symposium sur l'expansion du loup en Europe, Neuchâtel*, 17-20.IX.95.
- BLANCO, J.C., REIG, S. & CUESTA, DE LA, L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf (*Canis lupus*) in Spain. *Biological conservation* 60: 73-80.
- BOITANI, L. 1992. Wolf research and conservation in Italy. *Biological conservation* 61: 125-132.
- BRANGI, A., ROSA, P. & MERIGGI, A. 1992. Predation by wolves (*Canis lupus* L.) on wild and domestic Ungulates in Northern Italy. In : Spitz, F., Janeau, G., Gonzales, G. & Aulagnier, S. (eds): Proceeding of the "Ongulés/Ungulates 91" conference. *S.F.E.P.M, Paris & IRGM, Toulouse*. pp. 541-543.
- CUESTA, L., BARCENA, F., PALACIOS, F. & REIG, S. 1991. The trophic ecology of the Iberian Wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907). A new analysis of stomach's data. *Mammalia* 55: 239-254.
- FICO, R. 1996. L'accertamento dei danni al bestiame causati da predatori. In: Cecere, F. (ed): Atti del Convegno "Dalla parte del lupo". *Atti & Studi del WWF Italia* 10. pp. 42-53.
- FICO, R., MOROSETTI, G. & GIOVANNINI, A. 1993. The impact of predators on livestock in the Abruzzo region of Italy. *Revue scientifique et technique. Office International des Epizooties*. 12(1): 39-50.
- FRITTS, S.H. & PAUL, W.J. 1989. Interactions of wolves and dogs in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 17: 121-123.
- HOUARD, T. & LEQUETTE, B. 1993. Le retour des loups dans le Mercantour. *Riviera scientifique* 11: 61-66.
- KACZENSKI, P. 1996. Large carnivore-Livestock conflicts in Europe. *Wildbiologische Gesellschaft München e.V.* 106 pp.
- MERIGGI, A. & LOVARI, S. 1996. A review of wolf predation in Southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology* 33: 1561-1571.
- MYSTERUD, I. 1984. Mistenkt ulvepredasjon på sau i Hedmark 1982. *Fauna* 37: 41-52.
- POULLE, M.-L., HOUARD, T. & DAHIER, T. 1995a. Le suivi des loups dans le Parc national du Mercantour. *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse* 201 : 36-45.
- POULLE, M.-L., HOUARD, T., LEQUETTE, B. & DAHIER, T. 1995b. Le retour du loup en France, dans le Mercantour (Alpes Maritimes, arrière pays niçois). *Faune de Provence (C.E.E.P.)* 16: 96-99.
- POULLE, M.-L., CARLES, L. & LEQUETTE, B. (sous presse). Significance of ungulates in the diet of recently settled wolves in the Mercantour mountains (Southeastern France). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*.
- VANDEL, J.-M., STAHL, P. & MIGOT, P. 1994. Dossier Lynx. Commission d'observation, Commission de constatation de dommages, Formation. Document interne. *Office National de la Chasse. C.N.E.R.A. Prédateurs-Animaux Déprédateurs*. 50 pp.
-

ÉPIDÉMIOLOGIE DES INFECTIONS À *MYCOPLASMA CONJUNCTIVAE* CHEZ LE BOUQUETIN, LE CHAMOIS ET LE MOUTON DANS LES ALPES SUISSES

MARCO GIACOMETTI¹, MARIE-PIERRE DEGIORGIS¹, DANIEL MAYER¹,
MARGRIT KRAWINKLER², WILLY MEIER¹ et JACQUES NICOLET²

¹ Division pour les Maladies des Poissons et de la Faune Sauvage, Université de Berne, Länggassstrasse 122, 3012 Berne, Suisse.

² Institut de Bactériologie Vétérinaire, Université de Berne. Länggassstrasse 122, 3012 Berne, Suisse.

Mots-clés: kérato-conjonctivite infectieuse, *Mycoplasma conjunctivae*, bouquetin, chamois, bactériologie, épidémiologie, Suisse.

Key-words: infectious keratoconjunctivitis, *Mycoplasma conjunctivae*, ibex, chamois, bacteriology, epidemiology, Switzerland.

Résumé

Une étude étiologique et épidémiologique concernant la kérato-conjonctivite infectieuse (KCI) du chamois, du bouquetin et du mouton a été menée dans les Grisons (7'106 km²), une région montagneuse à l'est des Alpes suisses. *Mycoplasma conjunctivae* a pu être isolé 41 fois à partir d'écouvillons oculaires des ruminants concernés affectés de KCI.

Après l'inoculation d'une souche de *M. conjunctivae* de mouton, les bouquetins infectés ont développé les symptômes typiques de la KCI sous sa forme légère. Notre infection expérimentale a démontré la réceptivité du bouquetin pour *M. conjunctivae*, ce qui prouve la pathogénicité de ce germe pour des espèces de Caprinae autres que *Ovis ammon* f. dom. et *Capra aegagrus* f. dom. Nous concluons que *M. conjunctivae* est impliqué dans la pathogenèse de la KCI chez le bouquetin, le chamois et le mouton dans les Alpes suisses. La présence de *M. conjunctivae* chez les trois espèces hôtes dans les mêmes régions amène à considérer une relation entre la KCI des moutons, des bouquetins et des chamois. Des études épidémiologiques complémentaires sont nécessaires pour examiner la possibilité de transmission de la KCI entre le bouquetin, le chamois et le mouton.

Summary: Epidemiology of *Mycoplasma conjunctivae* - infections in free-ranging alpine ibex and chamois in the Swiss Alps.

An etiological and epidemiological investigation in regard with infectious keratoconjunctivitis (IKC) of alpine ibex and chamois was performed in the Grisons, a mountainous area in the eastern Swiss Alps. *Mycoplasma conjunctivae* was isolated 8 times from the eyes of 20 affected ibex and 13 times from the eyes of 28 chamois. The isolation of this pathogen also succeeded in 20 sheep grazing on alpine meadows. Furthermore, keratoconjunctivitis has been induced by instillation of a sheep strain of *M. conjunctivae* in ibex. With our

experimental infection we could demonstrate the susceptibility of ibex to a sheep isolate of *M. conjunctivae*, thus showing pathogenicity of this organism for Caprinae-species other than *Ovis ammon* f. dom. and *Capra aegagrus* f. dom. The results indicate that *M. conjunctivae* is involved in pathogenesis of infectious keratoconjunctivitis in alpine ibex, chamois and sheep in the Swiss Alps. The presence of *M. conjunctivae* in three host-species in the same areas leads to the consideration of an interrelationship of IKC in sheep, ibex, and chamois. Further epidemiological studies are necessary in order to investigate the possible transmission of IKC between ibex, chamois and sheep.

INTRODUCTION

La kérato-conjonctivite infectieuse (KCI) est caractérisée cliniquement par une conjonctivite aiguë, le plus souvent bilatérale, évoluant soit vers la guérison soit vers une kérato-conjonctivite purulente ayant pour conséquence une cécité plus ou moins prononcée (COSTA, 1986). La KCI apparaît fréquemment chez les chamois (*Rupicapra rupicapra rupicapra*) et les bouquetins (*Capra ibex ibex*) peuplant les Alpes (GAUTHIER, 1991). Elle est décrite dans nos régions depuis 1916 chez le chamois (STROH, 1919) et depuis 1936 chez le bouquetin (DESAX, 1978). En Suisse, des résurgences de KCI sont régulièrement annoncées chez le mouton également, aussi bien en plaine que dans les Alpes (NICOLET *et al.*, 1974).

La KCI décrit un état clinique contagieux qui n'est pas toujours attribué au même agent pathogène (JONES, 1991). Chez les ruminants domestiques et sauvages, plusieurs bactéries ont été décrites en rapport avec la KCI. Chez le mouton et la chèvre cependant, seuls deux microorganismes isolés à partir des yeux ont montré un caractère pathogène, à savoir *Chlamydia psittaci* et *Mycoplasma conjunctivae* (JONES *et al.*, 1976; TROTTER *et al.*, 1977; ANDREWS *et al.*, 1987; TER LAAK *et al.*, 1988). D'autre part, des facteurs environnementaux (rayons ultra-violet, poussières, insectes) et des infections secondaires jouent vraisemblablement un rôle prédisposant ou aggravant pour la maladie (BROWN & ADKINS, 1972; NICOLET, 1975).

Au cours de l'été 1993, la KCI a fait des ravages parmi les bouquetins de la région d'Arosa (Grisons); beaucoup de bêtes sont mortes des suites de cette maladie. De nombreuses questions étant encore en suspens, nous présentons les résultats préliminaires relatifs aux recherches étiologiques et à l'apparition de la KCI chez trois espèces de ruminants.

MATERIEL ET METHODES

L'étude a été faite dans les Grisons (7'106 km²) et les régions adjacentes, à l'est des Alpes suisses. Les observations sur le terrain, la recherche des animaux atteints de KCI et la capture ou le tir d'animaux sélectionnés pour les analyses ont débuté en juin 1994 et se poursuivent jusqu'à fin 1997. Un total de 85 bêtes infectées au cours de 26 épidémies de KCI a été examiné dans le but d'identifier les agents étiologiques.

A l'aide d'écouvillons, des échantillons conjonctivaux ont été prélevés sur les animaux vivants ou dans les 15 minutes après leur mort et plongés dans un milieu de transport Transwab[®] (Medical Wire & Equipment Co. Ltd., Corsham, England). Chez les bouquetins, un deuxième écouvillon a été placé dans un milieu de transport SPG pour les chlamydies (saccharose-phosphate-glutamate) (BOVARNICK *et al.*, 1950). Avec un troisième écouvillon, des frottis ont été faits sur 3 lames porte-objets. Le matériel a

été envoyé à l'Institut de bactériologie vétérinaire de l'Université de Berne et examiné dans les 24 heures après le prélèvement. Les écouvillons ont été ensemencés sur des plaques de gélose au sang de mouton 5% et des plaques pour PPLO (NICOLET *et al.*, 1974). L'incubation s'est faite à 37° C dans une atmosphère à 5% de CO₂. Les microorganismes ont été identifiés selon les techniques de diagnostic établies (BISPING & AMSTBERG, 1988). Le matériel du milieu SPG a été inoculé sur des couches monocellulaires (cellules VERO) et la présence de chlamydies a été contrôlée après 5 jours d'incubation (SMITH, 1989). Les frottis ont été colorés par les méthodes de Gram, Giemsa et Stamp (BÖCK, 1989) et examinés afin de détecter la présence de bactéries, mycoplasmes et chlamydies.

Afin d'étudier la réceptivité du bouquetin pour une souche de *M. conjunctivae* isolée chez un mouton, une infection expérimentale a été réalisée. Des suspensions de *M. conjunctivae* ont été inoculées sans traumatisme tissulaire dans le sac conjonctival de 3 bouquetins (0.6 ml de suspension dans chaque oeil, 2.0×10^6 cfu /

ml). Un quatrième bouquetin a été placé dans le même enclos sans être infecté artificiellement (cohabitation). Indépendamment, 2 bouquetins ont été inoculés avec une solution stérile (contrôles). Tous les bouquetins étaient cliniquement sains et libres de *M. conjunctivae* avant le début de l'infection expérimentale.

RÉSULTATS

Analyses microbiologiques sur animaux dans la nature

Mycoplasma conjunctivae a pu être isolé à partir d'écouvillons oculaires de bouquetins, chamois et moutons affectés de KCI. Les résultats sont présentés dans le tableau 1.

Chez le bouquetin, *M. conjunctivae* a été isolé 8 fois en culture pure. Dans un cas, ce n'est que l'agent pyogène *Staphylococcus aureus* qui a été mis en évidence. Aucun effet cytopathogénique n'a été observé sur les cultures cellulaires, et *Chlamydia* spp. n'a pu être mis en évidence dans aucun des écouvillons oculaires de bouquetin analysés.

	Nombre d'écouvillons analysés	Nombre d'écouvillons positifs quant à <i>M. conjunctivae</i>	Pourcentage de résultats positifs
Bouquetins	20	8	40 %
Chamois	28	13	46 %
Moutons	37	20	54 %
Total	85	41	48 %

Tableau 1 : Isolation de *M. conjunctivae* dans des écouvillons oculaires de bouquetins, chamois et moutons affectés de KCI dans les Grisons (Suisse) et les régions adjacentes de 1994 à 1996.

L'isolation de *M. conjunctivae* chez le chamois a réussi 11 fois en culture pure et 2 fois en combinaison avec d'autres microorganismes (*Pasteurella haemolytica*, culture mixte). Chez le mouton, l'isolation de *M. conjunctivae* a réussi 7 fois en culture pure et 13 fois en combinaison avec *Branhamella ovis*, *Branhamella catarrhalis*, *Pasteurella multocida* ou *S. aureus*.

Infection expérimentale sur des bouquetins

Après l'inoculation de *M. conjunctivae*, tous les bouquetins ont développé des symptômes typiques de la KCI sous sa forme légère. Il s'agissait là de conjonctivites (avec hyperémie des conjonctives palpébrales et tumescence des vaisseaux sanguins des conjonctives bulbaires), larmolements excessifs et formation d'un exsudat muqueux. Les symptômes ont débuté deux jours après l'inoculation et ont persisté pendant cinq semaines. Le bouquetin en cohabitation n'a développé les symptômes oculaires que 22 jours après le début de l'expérience. Le réisolement de *M. conjunctivae* à partir d'écouvillons oculaires a réussi chez chaque bouquetin inoculé jusqu'à 38 jours après l'inoculation. Chez le bouquetin exposé au contact, les mycoplasmes n'ont été mis en évidence qu'au 29ème et au 38ème jour post inoculation. Après 63 jours, tous les bouquetins étaient culturellement négatifs à l'égard de *M. conjunctivae*. Les deux bouquetins de contrôle n'ont montré aucun symptôme clinique de kérato-conjonctivite jusqu'à la fin du mois d'observation suivant l'inoculation.

Apparition de la KCI dans les Grisons

Au cours de l'été et de l'automne 1995, il a

été enregistré plus de 60 foyers de KCI dans les effectifs de petits ruminants domestiques et sauvages du canton des Grisons et des régions avoisinantes. Quatre-vingt pourcents des troupeaux de moutons examinés à l'alpage étaient touchés. Des cas de KCI ont également été observés dans 2 troupeaux de chèvres. Dans plusieurs cas, nous avons appris que les moutons présentaient déjà des symptômes de KCI avant le séjour à l'alpage. Chez le mouton, la KCI s'est généralement manifestée sous une forme bénigne qui consistait en une inflammation des conjonctives prononcée et de longue durée. Les signes les plus frappants de la maladie étaient les paupières rougies et enflées, l'écoulement des yeux et les cils collés. Entre 10 et 70% des agneaux du troupeau étaient affectés, les animaux adultes étant beaucoup plus rarement touchés. Dans d'autres cas, la KCI est apparue sous sa forme grave (opacité de la cornée, cécité), en particulier chez les bêtes adultes. De telles situations ont été constatées dans 14 troupeaux. Il s'agissait parfois d'effectifs de moutons qui avaient été détenus de façon isolée depuis plusieurs années et qui n'avaient pas été affectés par la KCI pendant toute cette période. La contamination avait vraisemblablement eu lieu par contact étroit avec des animaux malades (achat de moutons, séjour à l'alpage avec d'autres troupeaux, rencontre imprévue de deux effectifs sur les pâtures, participation à des expositions de bétail).

Chez le chamois, la KCI est apparue 20 fois sous forme d'épidémie et chez le bouquetin 6 différentes sous-populations ont été touchées. Déjà au cours de l'hiver 1994/95, nous avons constaté quelques cas d'animaux aveugles parmi les chamois et les bouquetins. Mais c'est seulement au début de l'été (première moitié de juin chez le chamois et début juillet chez le bouquetin) que les résurgences de KCI ont pris une tournure

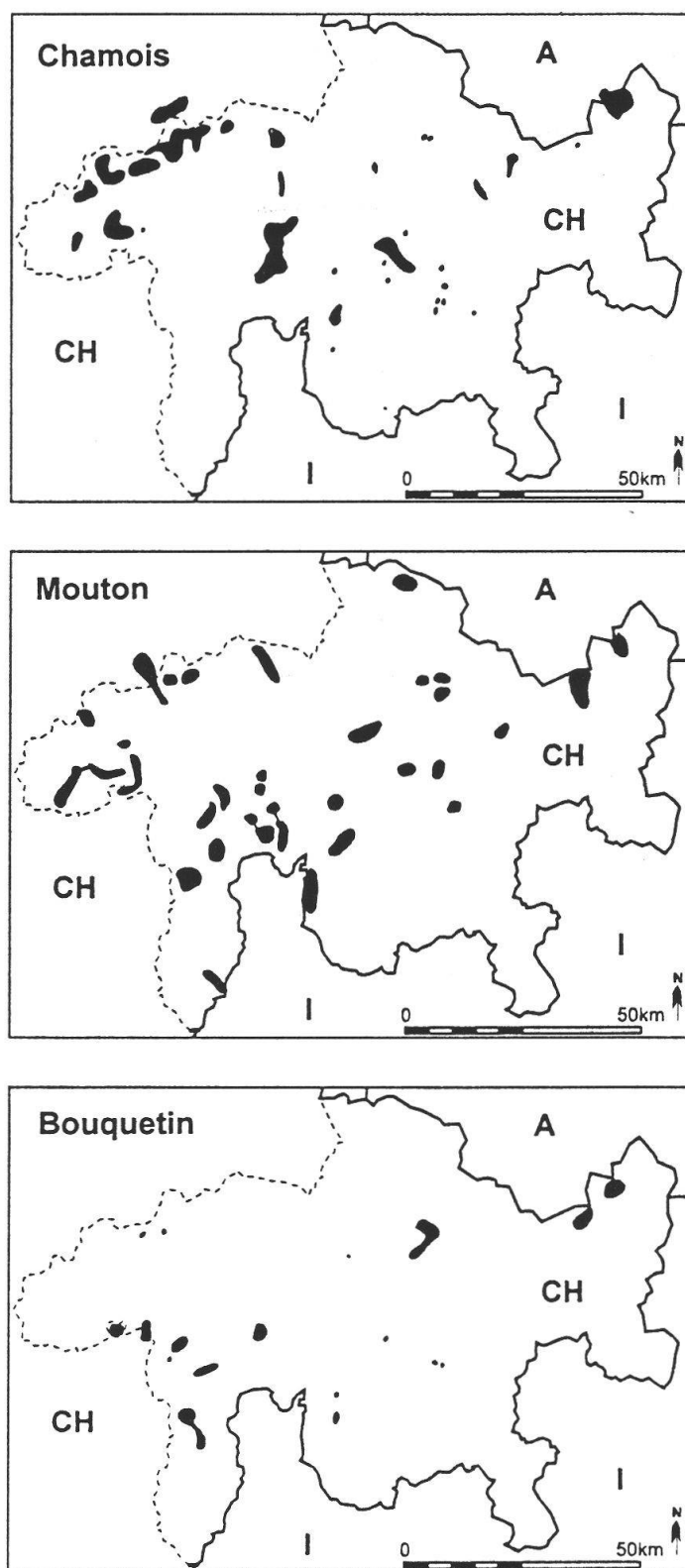


Figure 1 : Apparition de la KCI chez les moutons, les chamois et les bouquetins aux Grisons en 1995.

épidémique. Dans les sous-populations isolées, la phase épidémique a duré environ 2 mois, alors que dans les colonies de chamois géographiquement étendues les épidémies se sont prolongées au-delà de 4 mois. Pendant l'été 1995, environ 25% des chamois étaient affectés par la KCI dans le canton des Grisons; on ignore cependant quels étaient les taux de morbidité et de mortalité dans les différentes populations.

Dans l'ensemble, 101 chamois ont été abattus ou trouvés morts à cause de dommages irréversibles de la cornée. Chez les bouquetins, les taux de morbidité et de mortalité étaient restés partout relativement bas en 1995. Chez les mâles - qui ont un comportement tel qu'il est plus facile de suivre l'évolution de la maladie chez eux que chez les femelles - moins de 30-40% sont tombés malades et les symptômes étaient étonnamment bénins (fréquentes guérisons spontanées). Dans le canton des Grisons, il a été nécessaire d'abattre relativement peu de bouquetins en raison de dommages irréversibles de la cornée (7 bêtes) et seulement 3 animaux aveugles ont été trouvés morts.

A plusieurs reprises, la KCI est apparue simultanément chez 2 ou plusieurs espèces animales. La plupart du temps, il s'agissait d'effectifs de moutons et de chamois. Trois fois la maladie a surgi parallèlement chez le mouton, le chamois et le bouquetin.

DISCUSSION

Dans notre étude, les résultats de KLINGLER *et al.* (1969), NICOLET *et al.* (1974) et NICOLET & FREUNDT (1975) ont été confirmés. Dans les années 70 déjà, ces auteurs ont pu isoler *M. conjunctivae* dans des échantillons conjonctivaux de chamois et

de moutons atteints de kérato-conjonctivite en Suisse. De plus, nous avons pu isoler pour la première fois *M. conjunctivae* chez des bouquetins atteints de KCI (MAYER *et al.*, 1996). *Chlamydia psittaci* n'ayant joué aucun rôle dans le développement de la KCI dans notre étude, *M. conjunctivae* fut le seul agent pathogène isolé des yeux des bouquetins affectés. Le même agent a également été détecté en culture pure chez le chamois et le mouton.

Nous savons qu'une kérato-conjonctivite peut être provoquée après inoculation expérimentale par *M. conjunctivae* chez le mouton (JONES *et al.*, 1976; TER LAAK *et al.*, 1988; VAN HALDEREN *et al.*, 1994) et chez la chèvre (TROTTER *et al.*, 1977). Notre infection expérimentale a démontré la réceptivité du bouquetin pour une souche de *M. conjunctivae* du mouton. Ceci démontre la pathogénicité de ce germe pour des espèces de Caprinae autres que *Ovis ammon* f. dom. et *Capra aegagrus* f. dom. Nous concluons que *M. conjunctivae* est impliqué dans la pathogenèse de la KCI chez le bouquetin, le chamois et le mouton dans les Alpes suisses.

La présence de *M. conjunctivae* chez les trois espèces hôtes dans les mêmes régions amène à considérer une relation entre la KCI des moutons, bouquetins et chamois. Nous avons pu prouver le fait qu'un contact étroit avait eu lieu entre les animaux sauvages et les moutons malades au cours du printemps ou de l'été pratiquement pour chaque foyer épidémique chez le chamois et le bouquetin. Les ruminants sauvages et domestiques s'approchent parfois de très près (jusqu'à moins de 50 m), en particulier au début de la période de végétation, mais dans certaines circonstances aussi pendant la saison estivale. Cependant, des études épidémiologiques plus approfondies sont nécessaires pour examiner

les voies de transmission de la KCI entre le bouquetin, le chamois et le mouton ainsi que pour évaluer si une introduction de l'agent pathogène par le mouton est nécessaire pour que la maladie se maintienne dans le cycle sauvage.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Peider Ratti, Fortunat Zindel et Hans-Jörg Blankenhorn pour le mandat de recherche, Rudolf Hauser, Giorgio Leoni, Christian Rühlé et les

surveillants de la faune des Grisons, de Glaris, de Saint-Gall et du Tessin pour leur soutien et pour les observations sur le terrain. Nous remercions également Peter Jüsi, Martin Zuber, Philipp Burri et Paul Weber qui ont rendu possible l'infection expérimentale des bouquetins et, Gunther Haerer pour la traduction du texte.

L'étude a été financée par le Fonds de Recherche sur la Kérato-Conjonctivite Infectieuse (Coire), et par l'Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (Berne).

BIBLIOGRAPHIE

- ANDREWS, A.H., GODDARD, P.C., WILSMORE, A.J. & DAGNELL, G.J.R. 1987. A chlamydial keratoconjunctivitis in a British sheep flock. *Vet. Rec.* 120: 238-239.
- BISPING, W. & AMTSBERG, G. 1988. Colour atlas for the diagnosis of bacterial pathogens in animals. *Parey Verlag. Berlin et Hamburg.* 339 pp.
- BÖCK, P. 1989. Romeis mikroskopische Technik. *Urban und Schwarzenberg, München.* 697 pp.
- BOVARNICK, M.R., MILLER, J.C. & SNYDER, J.C. 1950. The influence of certain salts, amino acids, sugars and proteins on the stability of rickettsiae. *J. Bact* 59: 509-522.
- BROWN, J.F. & ADKINS, T.R. 1972. Relationship of feeding activity of face fly (*Musca autumnalis*) to production of keratoconjunctivitis in calves. *Am. J. Vet. Res.* 33: 2551-2555.
- COSTA, D. 1986. Contribution à l'étude étiologique de la keratoconjunctivite du chamois (*Rupicapra rupicapra*) et du bouquetin (*Capra ibex*). *Thèse de doctorat. Université de Lyon.* 109 pp.
- DESAX, C. 1978. Die Wiedereinbürgerung des Steinwildes in der Schweiz. In : Tagungsbericht "Arbeitstagung über Steinwild". *Bundesamt für Forstwesen, Bern.* pp. 25-35.
- GAUTHIER, D. 1991. La kérato-conjonctivite infectieuse du chamois: Etude épidémiologique dans le département de la Savoie, 1983-1990. *Thèse de doctorat. Université de Lyon.* 107 pp.
- HALDEREN, VAN, A., RENSBERG, VAN, W.J.J., GEYER, A. & VORSTER, J.H. 1994. The identification of *Mycoplasma conjunctivae* as an aetiological agent of infectious keratoconjunctivitis of sheep in South Africa. *Onderstepoort J. Vet. Res.* 61: 231-237.
- JONES, G.E., FOGGIE, A., SUTHERLAND, A. & HARKER, D.B. 1976. Mycoplasmas and ovine keratoconjunctivitis. *Vet. Rec.* 99: 137-141.
- JONES, G.E. 1991. Infectious keratoconjunctivitis. In: Martin, W.B. & Aitkens, I.D. (eds.): Diseases of sheep. *Blackwell Scientific Publications, London.* pp. 280-283.

- KLINGLER, K., NICOLET, J. & SCHIPPER, E. 1969. Neue Befunde über die Gemsblindheit. *Schweiz. Arch. Tierheilk.* 111: 587-602.
- MAYER, D., NICOLET, J., GIACOMETTI, M., SCHMITT, M., WAHLI, T. & MEIER W. 1996. Isolation of *Mycoplasma conjunctivae* from conjunctival swabs of alpine ibex (*Capra ibex ibex*) affected with infectious keratoconjunctivitis. *J. Vet. Med. B* 43: 155-161.
- NICOLET, J. 1975. Esperienze sulla cherato-congiuntivite del camoscio in Svizzera. In: Balbo, T., Lanfranchi, P., Rossi, L. & Stero, P. (eds.): Atti del Simposio internazionale sulla cheratocongiuntivite infettiva del camoscio. *Univercittà, Torino*. pp. 53-61.
- NICOLET, J., WANNER, M., STURZENEGGER, N., MESSERLI, J. & DE MEURON, P.A. 1974. Die infektiöse Keratokonjunktivitis des Schafes. Mögliche ätiologische Rolle von Mycoplasmen. *Schweiz. Arch. Tierheilk.* 116: 435-446.
- NICOLET, J. & FREUNDT, E. A. 1975. Isolation of *Mycoplasma conjunctivae* from chamois and sheep affected with kerato-conjunctivitis. *J. Vet. Med. B* 22: 302-307.
- SMITH, T.F. 1989. Chlamydia. In: Schmitt, N.J. & Emmons, R.W. (eds.): Diagnostic procedures for viral, rickettsial and chlamydial infections. *American Public Health Association, Washington, D.C.* pp. 1165-1198.
- STROH. 1919. Eine infektiöse Kerato-Conjunktivitis bei Gamsen. *Deutsche Tierärztl. Wochenschr.* 27 (10): 83-87.
- TER LAAK, E.A., SCHREUDER, B.E.C., KIMMAN, T.G. & HOUWERS, D.J. 1988. Ovine keratoconjunctivitis experimentally induced by instillation of *Mycoplasma conjunctivae*. *Vet. Quart.* 10: 217-224.
- TROTTER, S.L., FRANKLIN, R.M., BAAS, E.J. & BARILE, F. 1977. Epidemic caprine keratoconjunctivitis : Experimentally induced disease with a pure culture of *Mycoplasma conjunctivae*. *Infect. Immun.* 18: 816-822.
-

UTILISATION DE L'HABITAT PAR LA SÉROTINE COMMUNE *EPTESICUS SEROTINUS* EN LORRAINE BELGE

THIERRY KERVYN, JASMINE BRASSEUR et ROLAND LIBOIS

Unité de Recherches zoogéographiques, Institut de Zoologie, Université de Liège, Quai Van Beneden 22, 4020 Liège, Belgique.

Mots-clés: sérotine commune, radiopistage, utilisation de l'habitat, gîte diurne, reposoir nocturne, aire d'activité.

Key-words: serotine bat, radiotracking, habitat use, diurnal roost, nocturnal resting place, activity area.

Résumé

Le radiopistage de 10 sérotines communes, durant 73 nuits, permet de constater que ces animaux chassent principalement en lisière forestière et au-dessus de prairies. La distance moyenne des terrains de chasse par rapport au gîte diurne principal est de 2.1 ± 1.2 km ($n=24$). Des gîtes diurnes secondaires, dans un rayon de 250 m du gîte principal, sont utilisés. Les reposoirs nocturnes sont situés dans des futaies de hêtres (*Fagus sylvatica*) à proximité de terrains de chasse. L'aire d'activité des sérotines pistées originaires de la même colonie s'étend sur 15.8 km².

Summary: Habitat use by the serotine bat *Eptesicus serotinus* in Belgium.

The radiotracking of 10 serotine bats during a period of 73 nights shows that the animals hunt mainly at forest edges and above meadows. The mean distance between the main diurnal roost and hunting grounds is 2.1 ± 1.2 km ($n=24$). Secondary diurnal roosts are used within a radius of 250 m of the main diurnal quarters. Nocturnal resting places are situated in beech forests (*Fagus sylvatica*) near feeding areas. The activity area (minimum area method) of radiotracked serotine bats, all originating from the same colony, stretches to 15.8 km².

INTRODUCTION

La sérotine commune *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) (*Chiroptera: Vespertilionidae*) est une des plus grandes espèces européennes de chauve-souris. Bien qu'elle soit en progression géographique

dans le nord de l'Europe (BAAGOE & JENSEN, 1973), le nombre de ses colonies n'a cessé de diminuer depuis quelques dizaines d'années en Belgique (BEUDELS & FAIRON, 1996).

Contrairement à beaucoup d'autres vespertilionidés, la séroline commune n'hiberne qu'exceptionnellement dans les grandes cavités souterraines. Les efforts déployés pour conserver ces sites sont donc sans effet sur la protection réelle de l'espèce. Dans notre région, la préservation des gîtes d'été fait dorénavant partie de la politique de protection menée par les autorités (FAIRON *et al.*, 1995) mais il est à craindre que ces mesures n'assurent pas le maintien des populations à long terme (ROBINSON & STEBBINGS, 1994; RANSOME, 1996).

C'est dans le but de préciser les exigences écologiques de la séroline que nous avons entrepris cette recherche qui devrait, à terme, nous mener à formuler des recommandations plus précises en vue de la protection de l'espèce dans nos régions.

SITE D'ÉTUDE

La colonie de sérolines étudiée se situe à Tintigny (coordonnées UTM : 31 U FR 81 06), en Lorraine belge, dans la vallée de la Semois. La colonie est établie dans un grenier et comporte environ 40 individus (femelles) avant les naissances.

La région est principalement vouée à l'élevage bovin. Les zones ouvertes représentent 60 % de la superficie dans un rayon de 4 km du gîte. Les zones boisées représentent 34 % et sont constituées de grands massifs principalement feuillus (hêtraies) ainsi que de petites plantations d'épicéas. Les habitations et les jardins représentent 6 % de la superficie concernée.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Depuis plus d'une dizaine d'années, le

radiopistage s'est révélé être une technique fructueuse pour identifier les habitats fréquentés par ces mammifères volants (WILKINSON & BRADBURY, 1988). C'est pourquoi nous l'avons choisie.

Émetteurs et récepteur

Six émetteurs (150-151 MHz) ont été employés. Cinq d'entre eux, d'un poids de 1.6 g, ont été fournis par GFT (Gesellschaft für Telemetriesysteme MbH, Bordesholm, D), le sixième, d'un poids de 0.6 g, par Holohil Systems (Ontario, Canada). Ces émetteurs, munis d'une antenne fouet d'environ 20 cm étaient collés sur la peau du dos au moyen d'une colle chirurgicale Histoacryl (Braun) ou sur les poils du dos par une colle au cyanoacrylate (Loctite). L'émetteur a parfois été monté sur un collier léger, de manière à augmenter la durée de fixation à l'animal.

Un récepteur Stabo XR 100, modifié par GFT, a été employé avec une antenne Yagi 3 éléments.

Capture et pistage des sérolines

Les animaux ont été capturés le soir, à la sortie du gîte, au moyen d'un filet ou d'une épuisette. L'étude par radiopistage a été effectuée au cours de 73 nuits, du 20 mai au 20 septembre, sur 10 individus soit 9 femelles adultes et un jeune mâle (tabl. 1).

Un seul individu était marqué à la fois. Nous avons effectué le pistage suivant différentes modalités, en fonction des déplacements de l'individu marqué (BRASSEUR, 1996) :

1. le suivi du signal en voiture;
2. le suivi du signal à pied;
3. la triangulation.

Individu	sexe	âge	statut reproductif	poids [g]	longueur de l'avant-bras [mm]	date de capture	nombre de jours de pistage
A	f	ad.	-	-	-	19.05.1996	1
B	f	ad.	-	-	-	28.05.1996	5
C	f	ad.	-	37	-	04.06.1996	14
D	f	ad.	gestante	34	-	24.06.1996	1
E	f	ad.	-	25	-	26.06.1996	3
F	f	ad.	allaitante	-	-	04.07.1996	1
G	f	ad.	allaitante	23	-	07.07.1996	21
H	f	ad.	non-allaitante	24	53	06.08.1996	3
I	m	j.	jeune	20	51	20.08.1996	9
J	f	ad.	non-allaitante	30	54	02.09.1996	15

Tableau 1 : Caractéristiques des individus marqués. - : indéterminé; f : femelle; m : mâle.

Individu	Gîte principal	Gîtes secondaires				Total
	G1	G2	G3	G4	G5	
A	1					1
B	5					5
C	14	2				16
D	1					1
E	3					3
F	1					1
G	17	5	2	1		25
H	3					3
I	9		1		3	13
J	15					15
Total	69	7	3	1	3	83

Tableau 2 : Occupation du gîte diurne principal et des gîtes diurnes secondaires, exprimée en nombre de nuits durant lesquelles l'individu pisté a fréquenté chaque gîte.

RÉSULTATS

Gîtes et reposoirs

Habituellement, après une sortie, la chauve-souris pistée réintègre le gîte principal. Toutefois, il est arrivé que certains individus utilisent occasionnellement un gîte secondaire (tabl. 2).

Ces quatre gîtes secondaires étaient situés dans un rayon de 250 m du gîte principal et consistaient en espaces étroits compris entre des murs et leur couverture d'ardoises, exposés au sud ou à l'ouest.

A neuf reprises, des individus pistés ont utilisé un reposoir nocturne. Trois étaient situés à moins de 250 m du dernier terrain de

chasse utilisé. Les deux autres ne semblaient pas en lien avec un terrain de chasse. Ces cinq repatoires étaient toujours situés dans des futaies de hêtres à une distance du gîte principal comprise entre 1.5 km et 4 km. Nous n'avons pas pu observer directement les individus au cours de leur repos.

Terrains de chasse et aires d'activité

Les 24 terrains de chasse fréquentés par les animaux étudiés sont tous situés dans un rayon de 4 km par rapport au gîte diurne principal. Leur distance moyenne par rapport au gîte principal est de 2.1 ± 1.2 km (n=24). Leur superficie est très variable, de moins de 0.1 ha sous des réverbères à environ 10 ha au dessus des prairies.

Les lisières forestières (n=9) sont des terrains de chasse relativement linéaires qui sont fréquentés du printemps jusqu'en fin juin. Dès le début juillet, l'activité de chasse se déplace au-dessus des pâtures (n=11) pour s'y prolonger jusqu'à la fin de la saison. Occasionnellement, les sérotines exploitent les insectes attirés par les réverbères de l'éclairage public (n=3) ou chassent en forêt (n=1).

La fidélité aux terrains de chasse est importante (tabl. 3). L'aire d'activité des

sérotines de la colonie de Tintigny, mesurée par la méthode des polygones convexes minimum, s'étend sur 15.8 km².

DISCUSSION

Gîtes et repatoires

La sérotine occupe des gîtes de forme et de volume variés: fentes dans des murs (PEREZ & IBANEZ, 1991; CATTO *et al.*, 1995), combles d'églises (DE BLOCK, 1959; GLAS, 1978; COURTOIS & COURTOIS, 1966; parmi d'autres), greniers de maisons (CATTO *et al.*, 1994; CATTO *et al.*, 1996; parmi d'autres). Le gîte de Tintigny n'est donc pas surprenant pour cette espèce.

Les caractéristiques des gîtes diurnes secondaires, également observées par DENSE (1992), indiquent que ces gîtes présentent des conditions thermiques favorables aux animaux.

Les cinq repatoires que nous avons observés étaient situés en futaie de hêtres (*Fagus sylvatica*). L'utilisation de ces repatoires permet à l'individu d'interrompre la chasse tout en restant à proximité des terrains de chasse et en évitant un aller-retour vers le gîte (KUNZ, 1982). Leur choix semble répondre à des impératifs d'ordre thermique:

Individu	terrains de chasse																		Total
	2	3	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14	15	16	17	23	24	25	
C	11	3	11	7	1	5	1								3				42
G			2	1		1		16	1	1	11	1	3	4	2				43
J												1				10	1	1	13

Tableau 3 : Nombre de nuits durant lesquelles l'individu pisté a fréquenté chaque terrain de chasse.

CATTO *et al.* (1996) de même que DENSE (1992) ont localisé des reposoirs nocturnes orientés au sud, sous l'avant-toit ou le balcon de certaines maisons ou sur des arbres.

Dans notre cas, la futaie de hêtres, outre les facilités d'accès en vol qu'elle offre aux sérotines, est un milieu thermiquement plus favorable qu'une lisière ou qu'une cavité située en zone ouverte.

Terrains de chasse et aires d'activité

Les lisières forestières et les prairies semblent des milieux très importants comme terrains de chasse pour la sérotine. Leur utilisation privilégiée est confirmée par des recensements effectués au moyen de détecteurs d'ultrasons (DEGN, 1983; BAAGOE, 1986; WALSH & MAYLE, 1991).

La fréquentation des lisières forestières en début de saison permet d'exploiter principalement les hannetons communs, ainsi que des ichneumons et des tipules (BRASSEUR, 1996; KERVYN, données non publiées). Les prairies, fréquentées dès le mois de juillet après le pic d'abondance des hannetons, recèlent d'autres ressources alimentaires telles qu'*Aphodius rufipes*, des tipules ou encore des trichoptères, à proximité des rivières (KERVYN, données non publiées).

La fidélité au terrain de chasse est courante chez les microchiroptères (RACEY & SWIFT, 1985; AUDET, 1990) et est déjà signalée pour la sérotine (DENSE, 1992).

La comparaison d'aires d'activité est toujours délicate car elle peut être influencée par des comportements individuels ou par la disponibilité en proies. Toutefois, la valeur que nous avons observée pour la colonie de

Tintigny (15.8 km²) est très proche de celle estimée par DENSE (1992) par la méthode des polygones convexes minimum (15.4 km²) pour une colonie en Allemagne et de celle estimée par le calcul des moyennes harmoniques (17 km²) par PEREZ & IBANEZ (1991) pour une colonie en Espagne.

CONCLUSION

Notre étude montre qu'en Lorraine belge, les lisières feuillues et les pâturages constituent des domaines de chasse privilégiés pour la sérotine. En plus des mesures qu'il convient de prendre pour rendre accessibles des gîtes d'été adaptés et tranquilles, nous estimons qu'une politique efficace de protection doit s'appuyer aussi sur le maintien, dans un rayon d'environ 4 km, des caractéristiques mésologiques favorables à la présence et au développement des proies favorites de l'espèce.

REMERCIEMENTS

Cette recherche a pu être réalisée grâce à une bourse de doctorat octroyée par le *Fonds pour la Formation à la Recherche dans l'Industrie et dans l'Agriculture* que nous remercions particulièrement. Une dérogation nécessaire à la capture des animaux a été accordée au premier auteur par le Ministre de la Région wallonne qui a la Conservation de la Nature dans ses attributions. Nous l'en remercions. Le gîte nous a été renseigné par J. Fairon et T. Petit (Centre de Recherche Chiroptérologique-IRSNB) à qui nous sommes reconnaissants. Notre gratitude s'adresse également à J. Ninane, Mme Bailleux, à G. Motte, Mme E. Stiennon, ainsi qu'à J.-D. Blant pour la relecture critique de cet article.

BIBLIOGRAPHIE

- AUDET, D. 1990. Foraging behaviour and habitat use by a gleaning bat, *Myotis myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae). *J. Mamm.* 71 : 420-427.
- BAAGOE, H.J. 1986. Summer occurrence of *Vespertilio murinus* (Linné, 1758) and *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1780) (Chiroptera, Mammalia) on Zealand, Denmark, based on records of roosts and registration with bat detectors. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 88/89B : 281-291.
- BAAGOE, H.J. & JENSEN, B. 1973. The spread and present occurrence of the Serotine (*Eptesicus serotinus*) in Denmark. *Period. Biol.* 75 : 107-109.
- BEUDELS, M.O. & FAIRON, J. 1996. Découverte et conservation des chauves-souris de la Région wallonne. *Document IRSNB*. 71 pp.
- BLOCK, DE, G. 1959. Sur une maternité de sérotines, *Eptesicus serotinus*, près de Wavre (Brabant). *Mammalia* 23 : 374-377.
- BRASSEUR, J. 1996. Etude par radiopistage de l'utilisation de l'espace et du temps par la sérotine commune, *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) (Mammalia : Chiroptera) dans le sud de la Belgique. Implications pour la conservation de l'espèce. *Mémoire de licence, Université de Liège*. 43 pp.
- CATTO, C.M.C., HUTSON, A.M. & RACEY, P.A. 1994. The diet of *Eptesicus serotinus* in Southern England. *Fol. Zool.* 43(4) : 307-314.
- CATTO, C.M.C., RACEY, P.A. & STEPHENSON, P.J. 1995. Activity patterns of the serotine bat (*Eptesicus serotinus*) at a roost in southern England. *J. Zool. (Lond.)* 235(4) : 635-644.
- CATTO, C.M.C., HUTSON, A.M., RACEY, P.A. & STEPHENSON, P.J. 1996. Foraging behaviour and habitat use of serotine bat (*Eptesicus serotinus*) in southern England. *J. Zool. (Lond.)* 238 : 623-633.
- COURTOIS, H. & COURTOIS, J. 1966. Une colonie reproductrice de sérotines *Eptesicus serotinus* (Schreber). *Rass. Speleol. Ital.* 18(3-4) : 1-16.
- COUTURIER, A. & ROBERT, P. 1955. Recherches sur le comportement du hanneton commun (*Melolontha melolontha*, L.) au cours de sa vie aérienne. *Annales des Epiphyties* 6 : 19-60.
- DEGN, H.J. 1983. Field activity of a colony of serotine bats (*Eptesicus serotinus*). *Nyctalus* (N.F.) 1(6) : 521-530.
- DENSE, C. 1992. Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und zum Aktivitätsmuster der Breitflügelfledermaus *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) im Osnabrücker Hügelland. *Dipl. Arbeit., Osnabrück*. 118 pp.
- FAIRON, J., BUSCH, E., PETIT, T. & SCHUITEN, M. 1995. Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et autres bâtiments. *Ministère de la Région Wallonne, D.G.R.N.E., D.N.F., Brochure technique n° 4*. 89 pp.
- GLAS, G.H. 1978. Een zomerkolonie van de laatvlieger, *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774). *Lutra* 20 : 33-34.
- KUNZ, T.H. (ed) 1982. Ecology of bats. *Plenum Press, New York & London*. 544 pp.
- PEREZ, J.L. & IBANEZ, C. 1991. Preliminary results on activity rhythms and space use obtained by radio-tracking a colony of *Eptesicus serotinus*. *Myotis* 29 : 61-66.

- RACEY, P.A. & SWIFT, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera : Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. I. Foraging behaviour. *J. Anim. Ecol.* 54 : 205-215.
- RANSOME, R.D. 1996. The management of feeding areas for greater horseshoe bats. *English Nature Research Reports* 174: 1-74.
- ROBINSON, F.R. & STEBBINGS, R.E. 1994. Changing land-use in south Cambridgeshire : its effect on Serotine Bats. *Nature in Cambridgeshire* 36 : 62-69.
- WALSH, A.L. & MAYLE, B.A. 1991. Bat activity in different habitats in a mixed lowland woodland. *Myotis* 29 : 97-104.
- WILKINSON, G.S. & BRADBURY, J.W. 1988. Radiotelemetry : techniques and analysis. In : Kunz, T.H. (ed.): Ecological and behavioural methods for study of bats. *Smithsonian Inst. Press, Washington D.C. & London*. pp.105-124.
-

POLITIQUE AGRICOLE ET D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET MAMMIFÈRES SAUVAGES EN FRANCE

PAUL HAVET

Office National de la Chasse, Saint-Benoist, 78610 Auffargis, France.

Mots-clés: Politique agricole, aménagement du territoire, mesures agro-environnementales, mammifères sauvages.

Key-words: agricultural policy, land planning, agro-environment measures, wild mammals.

Résumé

La situation des espèces sauvages est liée, parmi d'autres facteurs, à l'évolution de leur habitat et aux pratiques de gestion de celui-ci. Il importe donc de réfléchir aux déterminants de cette évolution, de plus en plus influencée par le cadre communautaire de l'Union Européenne, et de faire des propositions pour tenter de sauvegarder la qualité des habitats. Quelques objectifs généraux se dégagent clairement de l'action publique en matière d'agriculture, d'environnement et d'aménagement du territoire. Pour atteindre chacun d'entre eux, des mesures ont été adoptées, souvent par voie réglementaire, mais aussi sous la forme de programmes permettant d'accorder aux agriculteurs ou aux propriétaires des soutiens financiers. Ces objectifs et les mesures qui y sont associées sont décrits; pour chacune de ces mesures, l'impact sur les mammifères est évalué, et des propositions soit d'action, soit d'évolution de la réglementation, sont présentées. Cette communication vise à aider ceux qui initient des actions au titre de l'agriculture ou de l'aménagement du territoire à bien prendre en compte la faune sauvage dans le contexte général d'une recherche d'amélioration de l'environnement. Elle aidera aussi les milieux de protection de la nature à inscrire leurs propres actions dans des programmes européens, nationaux ou locaux.

Summary: Agricultural and land planning and wild mammals in France.

It is obvious that the future of wildlife depends particularly on the quality of the habitat. The trends in land use and agricultural practices partly explain changes of status or intensity of the problems. It is important to think about the changes in agricultural and land planning policy, notably now influenced by the European Union's policies. Several wildlife conservation objectives are clearly mentioned. For each of them, specific measures have been adopted, often through regulations, or through identified programs allowing to subsidize landowners or farmers. In this paper, we present each objective and associated measures. We examine their influence on the situation of mammals, and we present solutions, in the form of action plan or in form of political change. Such a framework will help those who initiate actions on behalf of agriculture or land planning to take wildlife into account in the general context of environment improvement. It will also help nature conservationists to understand the requirements that are currently in force and to integrate their own actions into local, national or European programmes.

INTRODUCTION

La situation de chaque espèce de mammifères chassables est déterminée par de multiples facteurs:

- l'histoire évolutive de l'espèce et son adaptation passée à des conditions plus ou moins strictes de l'environnement,

- les fluctuations récentes d'ordre climatique ou météorologique,

- les changements survenus dans la structure des habitats (évolution du paysage),

- les changements dans les pratiques de gestion, notamment agricoles,

- les relations entre les espèces animales proies ou prédatrices de l'espèce considérée,

- l'efficacité des mesures cynégétiques de limitation des prélèvements,

- les actions menées pour conforter directement les populations (lâchers),

- les actions menées pour dédommager les ayants droit des éventuels dommages subis.

Les politiques agricole et d'aménagement du territoire modèlent les paysages, déterminant donc la capacité d'accueil des milieux, et conditionnent leur exploitation par l'Homme. Il importe donc de savoir comment ces politiques évoluent et influencent, directement ou indirectement, l'évolution des espèces (HAVET, 1995). Celui qui se préoccupe de l'avenir des espèces animales sauvages se doit de rechercher les moyens de faire prendre en compte, dans les politiques sectorielles (agriculture, forêt, aménagement du territoire, etc), les objectifs de maintien, de développement, voire de restauration de ce patrimoine. Cette démarche s'inscrit naturellement dans l'objectif mondial du développement durable (rapport Bruntland et convention de Rio sur la Biodiversité).

De très importants progrès ont été réalisés dans de nombreux domaines: limitation des prélèvements (plan de chasse ou de

prélèvement), adaptation de la gestion cynégétique aux fluctuations météorologiques (adaptation des quotas de prélèvement grâce aux données enregistrées par des réseaux de correspondants), mise en place de systèmes efficaces d'indemnisation des dommages, et enfin rationalisation des soutiens aux populations (lâchers).

Le but de cette communication est de traiter des changements dans la qualité des habitats et des modifications apparues dans les pratiques de gestion des habitats. L'influence de ces facteurs sur le statut des espèces et sur la problématique de gestion des espèces (dégâts aux cultures, influences directe et indirecte des usages du territoire) sera abordée. Pour mieux cerner le propos, et parce qu'il ne peut être question de tout traiter simultanément, il ne sera que peu question, dans cette communication, des milieux aquatiques. Nous nous limiterons principalement aux espaces terrestres, avec une attention particulière pour les milieux agricoles.

PRINCIPALES ÉVOLUTIONS DE L'OCCUPATION DU SOL DE 1982 À 1992 ET CONSÉQUENCES SUR LES MAMMIFÈRES SAUVAGES

Tendances d'évolution

L'évolution de l'occupation du sol en France est illustrée dans la figure 1.

L'accroissement apparent des eaux libres permanentes et des zones humides est à relativiser par trois autres observations: a) la forte disparition des zones humides est plus ancienne que 1982, b) les prairies humides

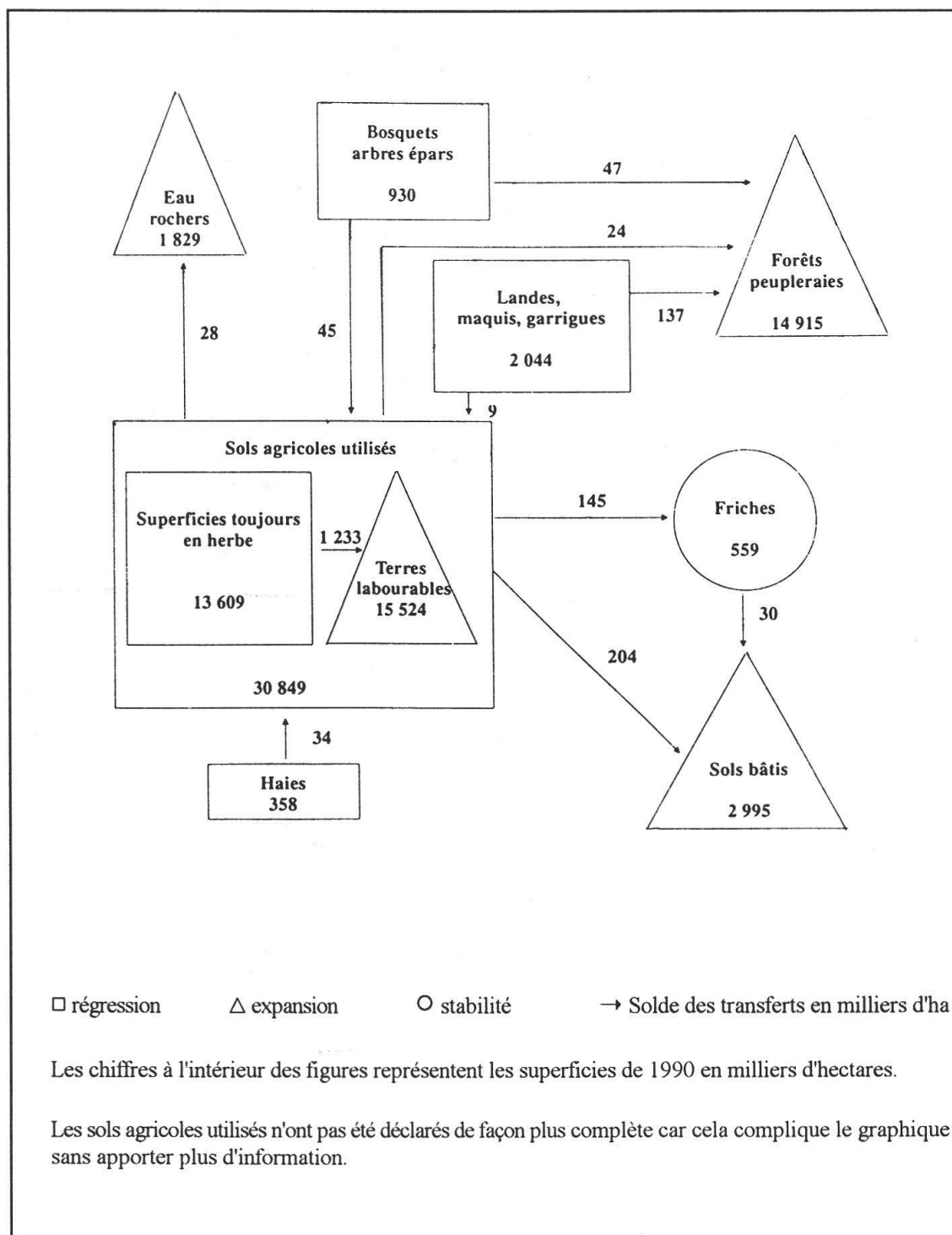


Figure 1 : Evolution de l'utilisation du territoire dans la période 1982-1990
d'après l'enquête TERRUTI "utilisation du territoire" du SCEES
(extrait de: MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1993).

sont certainement comptabilisées en grande partie dans les surfaces enherbées permanentes, lesquelles ont fortement régressé, et c) les surfaces estuariennes ne sont pas comprises. La mission nationale d'évaluation des politiques publiques en matière de zones humides a conclu que 85% des zones humides françaises ont été dégradées en surface ou en termes de fonctionnement (COMITÉ INTERMINISTÉRIEL DE L'ÉVALUATION DES POLITIQUES PUBLIQUES, 1994). La dégradation de la qualité des eaux affecte les peuplements de poissons et leur cortège de prédateurs.

La forêt continue de s'accroître, par boisement spontané ou artificiel de sols improductifs (landes, maquis, garrigues) et d'anciens sols agricoles. Ceci accroît l'espace disponible pour les espèces animales forestières. Les tableaux de chasse des ongulés, reflets de l'évolution des populations, ont été multipliés en 10 ans par un facteur de 2 à plus de 4 selon les espèces (RÉSEAU DE CORRESPONDANTS ONC-FDC CERVIDÉS-SANGLIER, 1996). Cet accroissement important des ongulés sauvages permet le retour de leurs prédateurs, lynx et loup. Ceux-ci se réinstallent dans des milieux de moyenne ou de haute montagne dont le peuplement en ongulés est à la fois diversifié et abondant (chevreuil et chamois dans le Jura colonisé par le lynx; chevreuil, chamois, et cerf dans les Vosges où fut réussie la réintroduction du lynx; mouflon, cerf, et bouquetin dans le Mercantour recolonisé naturellement par le loup).

Au contraire des forêts, les haies, petits bosquets, vieux vergers et arbres épars continuent eux de régresser, affectant principalement petits rongeurs, mustélidés, et lagomorphes.

Les surfaces consacrées à l'agriculture et/ou à l'élevage régressent fortement, au profit surtout des surfaces bâties ou artificialisées. Renard, chats domestique et haret, certaines espèces de rongeurs et de mustélidés se sont mieux adaptés à ces milieux que les espèces cynégétiquement intéressantes.

Les surfaces en friche n'augmentent pas autant que le craignaient les responsables agricoles. Les espèces animales de lisière, comme le chevreuil, profitent de ces nouveaux paysages en patchwork résultant de l'apparition de friches par taches. La généralisation des friches, et l'absence de leur entretien, semble nuire au lièvre, qui se plaît mieux dans des milieux ouverts et variés.

On constate, au sein des espaces agricoles, une forte régression des surfaces toujours en herbe au profit d'un accroissement des terres labourables. Mais ces chiffres nationaux ne rendent pas compte de la spécialisation des régions:

- monoculture du maïs, comme en Alsace ou dans les Landes,
- agrandissement des exploitations et de la taille moyenne des parcelles, couplé à une baisse de la diversité des assolements, dans les régions de grandes cultures,
- très forte régression des cultures dans les régions herbagères,
- concentration régionale des élevages.

L'évolution du paysage rural apparaît donc, en résumé, dominée par une double tendance contradictoire: intensification dans les meilleurs bassins de production agricole (sols favorables, dans des régions bien desservies en voies de communication), et abandon de l'activité agricole dans les régions souffrant de handicaps naturels (altitude, relief, climat, sols défavorables) ou économiques (régions enclavées). Dans l'un

et l'autre cas, l'homogénéisation des paysages induit une baisse de la diversité spécifique, et affecte particulièrement, parmi les espèces gibier, le lièvre et le lapin.

Freins correcteurs de cette évolution

Face à cette évolution, deux grandes préoccupations actuelles de la population humaine émergent, relayées par les structures politiques: une *meilleure prise en compte de l'environnement* (qualité des eaux, du paysage, maintien de la diversité biologique) et un *rééquilibrage économique des régions*, pour solutionner tant les problèmes d'une urbanisation mal contrôlée que ceux de la destruction du tissu économique de régions défavorisées. A celles-ci s'ajoute le souci d'agriculteurs de plus en plus nombreux de préserver à long terme la qualité des sols, et de disposer de nouveaux outils de gestion agricole permettant d'assurer la viabilité économique et écologique des systèmes d'exploitation (objectifs de l'agriculture durable).

LES CLÉS DE L'ÉVOLUTION DE LA POLITIQUE AGRICOLE JUSQU'EN 1992

Un rapide aperçu de l'évolution des politiques communautaire et nationale permet d'en caractériser les traits principaux.

1962. La création du FEOGA (Fonds Européen d'Orientation et de Garantie), assure des prix garantis aux producteurs, ce qui stabilise le marché et encourage la production. La section "orientation" de ce Fonds a pour objet de compléter le dispositif en instituant une politique d'aide aux structures d'exploitation. Cette politique favorise le développement de la production,

et l'apparition de modèles "productivistes".

1975. C'est l'apparition d'une première série de mesures d'aide au revenu par versement d'indemnités compensatrices pour soutenir l'activité agricole dans des régions souffrant de handicaps. Il s'agit là d'une première mesure de correction des effets négatifs de la politique en place.

1987. Pour éviter les risques de la surintensification, les pouvoirs publics lancent les premières mesures d'aide à l'extensification. C'est l'année du lancement de ce qui deviendra le fameux article 19, qui correspond à la formalisation de la prise en compte de l'environnement, mais qui fut réservé au départ aux espaces identifiés pour leur intérêt environnemental.

1988. Cette année voit s'accroître une double évolution: *maîtrise de la production*, rendue nécessaire par les coûts insupportables de stockage et de restitution à l'exportation (compensation des différentiels entre les prix garantis à l'agriculteur et ceux du marché mondial) et *prise en compte de l'environnement* (encouragement au retrait volontaire de terres arables, aide à la diversification).

La réforme des fonds structurels a été rendue nécessaire pour corriger les différentiels économiques régionaux, dont l'importance a été accrue par l'entrée dans la Communauté des pays du sud (Espagne, Portugal et Grèce). Le développement d'objectifs sociaux a ensuite confirmé ce souci de soutenir l'activité agricole dans sa fonction d'entretien de l'espace. Les bases de la nouvelle politique agricole commune (La PAC), apparaissent donc émerger dans l'histoire récente.

AXES DE LA NOUVELLE POLITIQUE AGRICOLE COMMUNE DE 1992 ET IMPACTS SUR LES MAMMIFÈRES SAUVAGES

Le cadre de présentation de la nouvelle PAC est structuré autour des objectifs prioritaires et des mesures qui leur sont associées.

Objectif 1: Réduction des excédents

a) Baisse des prix des denrées agricoles

Première des 3 mesures de cet objectif, cette baisse est à l'origine d'une réduction du montant des indemnisations des dégâts causés aux récoltes (en particulier pour le colza). Ceci peut favoriser le maintien d'effectifs importants d'ongulés (le coût d'indemnisation étant plus faible, on tolère un cheptel plus grand). Ainsi, malgré la baisse des prix agricoles, le montant total des indemnisations a atteint en 1996 un nouveau pic, supérieur à 140 millions de francs, ce qui traduit certainement une augmentation importante des populations, notamment de sanglier (responsable des $\frac{3}{4}$ des dégâts indemnisés), tant en aire de présence qu'en abondance. Pour compenser la perte due à la baisse des prix, certains agriculteurs vont chercher à économiser sur les charges dites de structure (par agrandissement des exploitations, réduction de la main d'oeuvre, mécanisation poussée, ...). Cet aspect est ainsi globalement défavorable, car il pousse à la surintensification et parce qu'il implique une gestion du gibier plus importante. Or, une telle gestion implique des moyens humains. La réalisation des comptages, l'entretien des aménagements réalisés en faveur du gibier, l'agrainage ou l'apport d'une autre nourriture complémentaire, la régulation des prédateurs -concurrents du chasseur-, exigent compétence et temps

disponible. Il est donc nécessaire de chercher à compenser les aspects négatifs de l'intensification nécessaire au maintien de la compétitivité.

D'autre part, la nécessaire réduction des charges proportionnelles, induite par la baisse des prix de vente des productions, ouvre des perspectives qui peuvent favoriser l'extensification des principales productions. La mise en place d'une prime par hectare, dite de compensation de la perte de revenu liée à la baisse des prix, créée pour les céréales-oléagineux-protéagineux (C.O.P.), a provoqué, au départ de la mesure en 1992, une transformation brutale de surfaces en herbe ou non agricoles au profit de terres cultivées en C.O.P., de façon à accroître les surfaces dites de référence. Ce fut particulièrement vrai dans certaines régions céréalières ou de polyculture-élevage. L'impact négatif sur les espèces fut lié à la destruction des éléments fixes du paysage qui a accompagné cette remise en culture.

Dans le contexte général de "libéralisation", renforcé par les accords du GATT, il est probable que la production de nombreuses "spéculations" végétales continuerait à se concentrer dans les meilleurs bassins de production (moindre coût de production, capacité élevée d'investissements, et meilleur rendement), si aucune mesure correctrice n'était prise.

b) Retrait obligatoire des terres de la production

En introduisant "l'obligation de gel" pour tout producteur de plus de 92 tonnes d'équivalent-céréales, la réforme de la PAC de 1992 tend à limiter la régression de la culture dans les régions peu favorisées. En imposant aux gros producteurs des régions céréalières de réduire leur production par retrait temporaire de terres cultivées, cette

mesure laisse indirectement aux régions défavorisées des droits à produire. Cette mesure, qui tempère la tendance à la déprise, serait donc plutôt favorable.

Mais le problème principal vient des méthodes d'entretien de ces "jachères", qui ont représenté jusqu'à 1.8 millions d'hectares en 1993/94. La nécessaire destruction des plantes adventices, et la prévention des montées en graines tant des adventices que des plantes de couverture, justifiées parce que les parcelles retirées restent dans la rotation (jachère rotationnelle), posent de très sérieux problèmes. Le broyage reste une modalité d'entretien trop répandue (sur plus de 50% de leur superficie), avec des conséquences très néfastes sur les jeunes lagomorphes et les jeunes chevillards. Les milieux agricoles, professionnels ou syndicaux, se sont jusqu'alors opposés à l'interdiction réglementaire du broyage des jachères, obligeant le monde de la chasse, promoteur d'une gestion intelligente de la jachère, à se contenter d'une campagne d'information d'envergure mais coûteuse.

L'ensemencement des jachères, avec des graminées et des légumineuses, semées isolément ou en mélange, favorise les populations de rongeurs et de lagomorphes. Les premières mesures de retrait se sont donc accompagnées d'augmentations des populations de micromammifères. Ce phénomène a fait l'objet de quelques recherches, comme celles menées par l'A.C.T.A. -Association de Coordination Technique Agricole-, par exemple (GUEDON, comm. pers.). Cette augmentation des populations est confirmée par l'abondance des observations de leurs prédateurs (rapaces, renard, ...) sur les parcelles en jachère. Face à l'augmentation des dégâts aux récoltes, de nombreux agriculteurs ont décidé de contrôler les pullulations par des

campagnes de lutte chimique. Le manque de technicité, ou la négligence, ont été à l'origine, dans certaines régions (Yvelines et l'Oise), de mortalités massives par empoisonnement (chlorophacinone) de lièvres et de lapins.

Les parcelles en jachères n'ayant temporairement plus une vocation de production, les milieux de la chasse ont proposé de leur fixer un objectif cynégétique. C'est ainsi qu'ont été créées les "Jachères faune sauvage". Cette opportunité offerte aux agriculteurs est encadrée par une circulaire du Ministère de l'Agriculture qui impose certaines règles (nature des espèces cultivables sur les jachères, conditions d'application, obligation de contrôler la non commercialisation des produits, ...). Dans chaque Département, un accord contractuel entre agriculteurs et chasseurs, sous le contrôle de l'administration locale, précise les données techniques, adaptées à chaque contexte régional, ainsi que le montant des compensations accordées par les chasseurs pour le surcoût des contraintes de gestion destinées à respecter la faune sauvage. Les 35'000 hectares ainsi gérés, en 1993 et 94, ont permis de nouer de nouvelles relations avec l'agriculture, mais ne sont pas encore suffisants pour modifier profondément les capacités d'accueil.

c) Encouragement au recours à des pratiques plus extensives

Cette tendance, complètement à contre-courant de décennies d'intensification, a du mal à percer, car elle semble rétrograde et passéiste à de nombreux agriculteurs.

Objectif 2: Adaptation de la production à la demande du marché

L'objectif premier, la réduction des

excédents, limite la fonction productive de l'agriculture; il est critiquable au plan économique s'il ne s'accompagne pas d'autres mesures pour aider l'agriculture à mieux satisfaire une demande en évolution.

a) Encouragement à la diversification des productions agricoles

C'est dans ce cadre que peut se situer l'encouragement au développement des élevages d'espèces classées "gibier". Le gouvernement français a décidé de séparer clairement les élevages selon la destination de leurs produits: élevage d'animaux destinés au repeuplement (lâcher en nature) et élevage d'animaux destinés à la consommation humaine.

Le marché concernant le repeuplement est saturé. La politique cynégétique officielle repose sur l'encouragement à la gestion des populations naturelles plutôt qu'au recours à des lâchers annuels (HAVET & BIADI, 1990). Pour les grands animaux, tels que cerfs, daims, sangliers, et mouflons, l'élevage aux fins de repeuplement n'est pas souhaité, en raison du succès des réintroductions passées réalisées à partir d'animaux sauvages. L'élevage à des fins de venaison pose de sérieux problèmes: lâchers clandestins en nature d'animaux, souvent croisés avec des souches domestiques (cas du sanglier), qui contaminent génétiquement les populations sauvages.

Au plan économique, le marché de la viande de venaison est de plus en plus soumis à concurrence. La venaison de grand gibier sauvage en provenance des pays d'Europe centrale est valorisée par l'acte de chasse et arrive sur le marché à des prix très faibles. Le montant des investissements nécessaires à la création d'un élevage accroît les charges des producteurs français qui sont donc insuffisamment compétitifs. L'Office National

de la Chasse est plutôt favorable au développement d'opérations privilégiant l'implantation en milieu ouvert de populations à forte densité, la mise en oeuvre de gestions agricole et forestière locales adaptées, et la valorisation par la chasse. L'écoulement de la viande de chasse est un moyen d'équilibrer le budget de certaines sociétés de chasse privées, et les difficultés du marché ne sont pas en faveur d'un respect des obligations à minima du plan de chasse.

b) Reboisement d'anciennes terres agricoles

La création de nouvelles surfaces boisées est une opportunité pour envisager des boisements ayant d'autres vocations que la seule production ligneuse. La production de "gibier et de biodiversité", à valoriser par la chasse et le tourisme dit de nature a fait l'objet dans certains pays (Royaume-Uni, par exemple) d'expériences intéressantes. Il n'existe pas encore en France de telles opérations.

Objectif 3: Prise en compte de l'environnement dans les modes de gestion de l'espace

On peut distinguer différents types d'action selon le lieu où la mesure s'applique; il y a en effet un gradient de contraintes selon le niveau de protection environnementale de l'espace considéré. Ces programmes portent le nom de "programmes zonés ou zonaux". Il est nécessaire de définir au préalable leur périmètre d'application.

a) Mise en oeuvre du programme européen "LIFE-Nature"

Ce programme permet de réaménager ou d'aménager des espaces naturels faisant déjà l'objet d'une protection réglementaire (Réserves naturelles, Zones de protection spéciale, Zones d'intérêt communautaire pour

les oiseaux), ou d'autres espaces d'intérêt patrimonial susceptibles de faire partie, dans l'avenir, du futur réseau de sites Natura 2000. Ces espaces ont donc tous une *finalité de protection de la nature* affichée.

Une priorité est accordée aux espèces protégées particulièrement menacées ou vulnérables (ours, par exemple). Il est pratiquement impossible d'obtenir une approbation pour un programme ne concernant que des espèces dont le statut est moins problématique, même si elles sont localement en difficulté.

b) Retrait à 20 ans de la production de certaines parcelles agricoles

Ce volet particulier du programme agro-environnemental, destiné à la protection de la faune et de la flore, s'applique dans des espaces que l'on peut qualifier de plus ordinaires, par opposition aux espaces remarquables traités ci-dessus. Il comporte deux applications principales, toutes deux cataloguées sous le vocable de "jachères", terme impropre, car les parcelles ne rentrent plus dans le système productif.

Les *jachères faunistiques* (ou fauniques) consistent à retirer de la production agricole des parcelles où l'on note d'importants dégâts aux récoltes, parce qu'elles sont régulièrement visitées par les grands animaux pour satisfaire leurs besoins alimentaires. On y cultivera des plantes plus (ou aussi) appétentes que les cultures commercialisables voisines. Une telle stratégie permet de sauvegarder des densités relativement importantes d'ongulés dans les régions où le massif forestier est situé au sein d'une région agricole à fortes marges par hectare. Cette solution est une voie vers une application spatiale différenciée du retrait de la production. S'il faut limiter certaines productions agricoles, pourquoi ne pas le

faire préférentiellement sur certaines zones à fort enjeu environnemental? Dans le cas décrit dans ce paragraphe, les agriculteurs contribuent à produire des ongulés.

Les *jachères écologiques* offrent, dans des régions fortement touchées par les opérations connexes au remembrement, l'opportunité de reconstituer des éléments du paysage: haies, bandes d'herbe. L'impact de telles structures du paysage sur la diversité spécifique de la faune et de la flore a déjà été étudié, mais, pour convaincre les agriculteurs de les récréer, il convient d'en connaître aussi les coûts -d'installation et d'entretien- et les impacts sur les systèmes d'exploitation.

c) "Opérations dites locales"

Ces actions, intégrées au programme agro-environnemental, reposent sur le versement à l'agriculteur d'une indemnité compensatrice lorsque celui-ci décide d'adopter des itinéraires techniques plus respectueux de l'environnement. C'est le cas d'agriculteurs qui gèrent au profit de la biodiversité certaines parcelles de leur exploitation. Citons deux exemples: parcelles délaissées suite à l'arrachage de vignes, et sites herbacés où l'on impose un retard de fauche pour préserver les nids et nichées de certaines espèces.

d) Autres programmes zonés

La lutte contre la pollution des nappes ou des eaux superficielles, rendue nécessaire par les trop fortes concentrations observées dans certaines régions, est à l'origine de programmes zonés de réduction d'intrants, particulièrement engrais azotés et herbicides. Hormis les mesures fréquentes de réduction des apports, il est utile d'insister aussi sur la nécessité d'un traitement de l'espace pour contribuer à solutionner ces problèmes de pollution. La reconstitution de haies et de talus, la création de bandes d'herbe en

bordure du chevelu hydrographique, limitent les risques de ruissellement, favorisent le filtrage et la dégradation des matières actives en métabolites sans danger, ou encore facilitent la transformation des fertilisants circulants en matières exportables. De tels programmes peuvent donc avoir indirectement un impact favorable sur la faune sauvage.

e) "Plans de Développement Durable"

Ils ont pour but de réviser les systèmes de production agricole pour mieux répondre à l'ensemble des enjeux économiques, écologiques et sociaux d'une région. C'est dans ce cadre que sont conçus aujourd'hui des programmes de désintensification qui exigent une forte technicité et un sens aigu de responsabilités envers la société. Ils offrent une extraordinaire opportunité d'intégration des objectifs fauniques. Il est cependant évident que l'échelle de résolution des problèmes environnementaux n'est pas l'exploitation, entité socio-économique mais non écologique.

f) Soutien à "l'agriculture biologique"

Malgré un marché en extension en France, l'agriculture biologique se développe lentement. Les exploitations concernées n'ont pas l'extension suffisante en surface pour permettre une étude de leur efficacité sur la faune sauvage, car là aussi l'échelle n'est pas en rapport avec les domaines vitaux des populations.

Objectif 4: Entretien de l'espace par un soutien des activités agricoles en zones difficiles

Dans les régions défavorisées au plan économique, il convient de réfléchir aux possibilités de développer des activités de valorisation des ressources naturelles, dont la

faune et la flore. Les différentes mesures seront présentées successivement, et leur liaison à la faune traitée globalement.

a) Les "Plans de Développement des Zones Rurales" (PDZR)

Appelés par la suite, lors de leur renouvellement, "Plans de Développement Rural", ils sont financés par la Communauté Européenne et les Régions, et destinés à soutenir des opérations novatrices, dans des régions rurales économiquement défavorisées (objectif appelé 5b). Les programmes LEADER I puis LEADER II, rejetons de la politique précédente, postulent sur la régénération des dynamismes locaux affaiblis par les récentes saignées démographiques en milieu rural.

b) Le Fonds de Gestion de l'Espace Rural (FGER)

Créé et appliqué en 1996, au seul plan national, il rentre dans le même champ d'objectifs que celui décrit ci-dessus, mais a plus particulièrement pour but d'aider les exploitants agricoles à gérer l'espace.

C'est dans ce dernier cadre qu'est née une initiative originale: le programme ACTEON. Son ambition est de recréer un lien ville - campagne, autour d'une relation économique simple "offre-demande". Il s'agit de répondre à l'attente de nature des citadins, en organisant autour des exploitants agricoles et des structures de tourisme rural des produits organisés et diversifiés. Cinq régions (Allier, Gers, Aude, Hérault, Haute-Vienne/Creuse) sont actuellement le siège d'expérimentations. L'exemple du massif du Caroux (département de l'Hérault), où le développement du mouflon a été favorisé, et où s'organise au profit du développement local une valorisation diversifiée (chasse et observation), prouve que ce peut être une action où objectifs économiques et

écologiques se conjuguent harmonieusement. L'expérience du Groupement d'Intérêt Cynégétique Haut Marnais, montée dans le cadre du PDZR, est en train de prendre une dimension économique significative.

DISCUSSION

Les utilisateurs directs d'une ressource naturelle peuvent être directement intéressés au maintien et à la restauration de cette ressource. Les chasseurs manifestent leur intérêt pour certaines orientations agricoles par des flux financiers importants destinés aux propriétaires et aux agriculteurs. Leur action doit s'inscrire dans le cadre de l'intérêt général, ce qui nécessite souvent d'être incluse dans des perspectives gouvernementales claires. C'est en ce sens que la loi sur les paysages offre un nouveau cadre d'action pour les organisations cynégétiques désirant s'impliquer concrètement dans la conservation et la restauration d'un minimum d'éléments structurants du paysage qui seront favorables pour le gibier et la faune sauvage en général.

Les opérations de reconstitution d'éléments fixes sont un bon exemple de la complexité des mécanismes administratifs et financiers. Plusieurs portes d'entrée sont possibles pour organiser de telles opérations. Une haie peut avoir un impact bénéfique sur le paysage, réguler les régimes hydrauliques, limiter l'érosion et l'entraînement dans le réseau hydraulique superficiel des fertilisants, pesticides ou particules du sol, accroître les capacités d'accueil pour la faune sauvage, posséder un intérêt économique en assurant une production de bois ou de produits secondaires (petits fruits par exemple), en garantissant le confort du troupeau, en favorisant la régulation des espèces d'insectes nuisibles aux productions, en limitant l'évapo-

transpiration. Malgré tous ces avantages, la régression se poursuit et les restaurations ne compensent pas les pertes.

Il y a donc lieu de mettre en cohérence les politiques publiques, dites sectorielles, et d'ordonner les niveaux européens, nationaux et locaux d'intervention. C'est à partir d'opérations expérimentales et novatrices, dont les résultats seront évalués sous les différents angles cités ci-dessus, que l'on pourra modifier les réglementations, les outils financiers et fiscaux, et donc les programmes opérationnels.

Ces opportunités nouvelles ouvrent des perspectives d'amélioration des capacités d'accueil pour de nombreuses espèces de mammifères. Elles peuvent permettre d'améliorer les relations prédateur-proie, ce qui peut être favorable au développement de la biodiversité.

Si les recommandations de gestion des espaces élaborées par les biologistes de la faune sauvage n'ont pas été réellement prises en compte dans le passé, il est clair qu'aujourd'hui des opportunités sont offertes pour infléchir les politiques publiques et les comportements individuels des agriculteurs. Il est cependant indispensable de rechercher les cohérences entre les exigences des divers compartiments de l'environnement, et d'intégrer les propositions qui en découlent dans la mise au point de nouveaux systèmes diversifiés d'exploitation agricole, viables économiquement, mais respectueux de l'environnement.

Il faut s'adapter à la nouvelle culture de l'entreprise agricole, et s'ingénier à faire des propositions qui assurent sa viabilité économique mais tempèrent les effets négatifs de certaines pratiques.

CONCLUSION

La diversité spécifique est encore très élevée en France, comme en témoignent les travaux d'approche pour l'application de la directive HABITATS (172 habitats identifiés en France sur un total de 222 dans toute l'Europe; BARDAT, 1995). Pour en assurer le maintien, il faut d'abord décortiquer les pratiques de prises de décision de l'aménagement et de la gestion du territoire. Ensuite, il faut créer les flux économiques capables d'intéresser les gestionnaires effectifs, après avoir su instaurer un climat socio-politique satisfaisant. L'on ne dira jamais assez que la gestion de la faune est aussi la gestion des hommes, et de leurs rapports entre eux autant qu'à la nature. Les évaluations socio-économiques sont donc nécessaires (ACREMAN, 1996), et les études socio-économiques devraient être plus

nombreuses. La France, et l'Europe également, sont en retard dans ce domaine. Il est apparu clairement, dans cette communication, la nécessité de mettre en cohérence les politiques publiques, ce qui est entamé en France pour les zones humides. Mais cela ne suffit pas si l'on ne trouve pas de nouvelles modalités de relations avec les propriétaires, les agriculteurs, et les forestiers. L'absence de stratégies conduirait à transformer ce qui n'est encore qu'un repli craintif face à l'avenir de nombreux usagers de l'espace naturel en un "front de refus". Une société coupée entre urbains et ruraux laisserait peu de place à une gestion avisée des ressources naturelles. C'est donc bien dans la voie de la gestion avisée -ou *wise use*- (POTTS *et al.*, 1991) et dans celle du développement intégré qu'il faut que les biologistes s'engagent en acceptant d'expliquer et de négocier.

BIBLIOGRAPHIE

- ACREMAN, M. 1996. Economic valuation of wetlands and its role in wise use. In : 6th meeting of the Conference of the Contracting Parties. *Ramsar Convention, Gland, Switzerland*.
- BARDAT, J. 1995. Natura 2000, inventaire national: les premiers enseignements. *Natura 2000 infos* 5: annexe.
- COMITÉ INTERMINISTÉRIEL DE L'ÉVALUATION DES POLITIQUES PUBLIQUES. 1994. Les zones humides: rapport d'évaluation. *La documentation française, Paris*. 391 pp.
- HAVET, P. & BIADI, F. 1990. Réintroductions et soutiens de populations d'espèces de petit gibier. *Rev Ecol. (Terre et vie)* supplément 5: 261-289.
- HAVET, P. 1995. Game and agricultural policies in France. In : Proceedings of XXIInd IUGB Congress, Sofia (Bulgaria), Sept. 1995.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT. 1993. Etat de l'environnement, édition 1991-1992. *Ministère de l'Environnement, Paris*. pp. 342-352.
- POTTS, G.R., LECOCQ, Y., SWIFT, J., HAVET, P. 1991. Wise use as a conservation strategy. *Gibier Faune Sauvage* 8: 289-422.
- RÉSEAU DE CORRESPONDANTS ONC-FDC CERVIDÉS-SANGLIER. 1996. Tableaux de chasse: cerf-chevreuil-sanglier, saison 1995-1996. *Supplément Bulletin mensuel ONC* 215. 4 pp.

LE KONIK POLSKI, CHEVAL PRIMITIF POLONAIS: SES ORIGINES ET LES RAISONS DE SON UTILISATION POUR LA GESTION DES SITES NATURELS

MICHEL AUBERT¹ et JEAN-JACQUES MARQUART²

¹ Conservatoire des sites Lorrains, 57930 Fénétrange, France.

² Association de recherche sur la traction animale et le portage, 54570 Tronde, France.

Adresse de correspondance: Michel Aubert, CNEVA, B.P. 9, 54220 Malzéville, France.

Mots-clés: Konik Polski, *Equus caballus*, histoire, élevage, zones humides, Europe.

Key-words: Konik Polski, *Equus caballus*, history, breeding, wetlands, Europe.

Résumé

Le seul cheval sauvage qui ait survécu est le cheval de Przewalski, mais cette espèce n'a probablement jamais peuplé l'Europe occidentale. Asiatique, elle peut être considérée comme un rameau extrême par rapport aux ancêtres des chevaux domestiques actuels (le nombre de chromosomes est différent: 33 paires pour le cheval de Przewalski et 32 pour les seconds). Nous savons que des chevaux sauvages ou féroces tardivement nommés tarpans, ont été décrits en Europe, d'Hérodote à Chatiloff (en 1887; PRUSKI & JAWOROWSKA, 1963). Il est possible de suivre chronologiquement leur extinction d'ouest en est, parallèlement à celle de l'Aurochs et du Bison européen. C'est dans la forêt polonaise de Bialowieza, où fut sauvée in extremis cette dernière espèce que fut également capturé le dernier troupeau de tarpans en 1780. Conservé en parc à gibier, ce troupeau fut distribué aux paysans de la région de Zamosk en 1860. Un peu partout en Europe, la "reconstitution du cheval sauvage primitif" devint un objectif souvent chargé d'un contexte culturel qu'il importe de décrypter. Le français CORNAY fit en 1861 de bonnes observations sur les chevaux domestiques les plus archaïques mais ses propositions de maintien des types anciens restèrent lettre morte. Les allemands Heinz et Lutz Heck, reproduisant ce qu'ils firent pour "reconstituer" l'Aurochs, croisèrent des chevaux d'origines très variées, y incluant entre autres des chevaux de Przewalski (GROVES, 1974). Les travaux de sélection en retour du polonais VETULANI (1939) et de ses successeurs, impliquant uniquement des chevaux paysans locaux, restent les plus intéressants, même s'il convient de ne pas considérer le Konik Polski, race issue de ces travaux, comme une espèce sauvage. Ce cheval est actuellement utilisé par de nombreux conservatoires de sites naturels pour maintenir ou rétablir la diversité faunistique et floristique des milieux. Les auteurs donnent un aperçu de la problématique et des réalisations conduites dans ce domaine.

Summary: The Konik Polski, a primitive Polish horse: its origin and the reasons for its use in nature conservation in the management of wetlands.

The only wild horse to survive to today is the Przewalski. It is unlikely that this horse ever lived in Europe. The horse could be considered as a possible offshoot of the wild ancestors of domestic horses whose

evolutionary pathway diverged. In fact, genetically this horse is distinct with its 33 pairs of chromosomes, as opposed to the 32 pairs seen in the domestic horse. Wild horses called Tarpan have been described in Europe from accounts documented from the time of Herodotus to Chatiloff (in 1887; PRUSKI & JAWOROWSKA, 1963). The progressive attrition of this species and its extinction from the west to the east is parallel to patterns seen for the Aurochs and the European Bison. In the Bialowieza forest, where the bison was saved from extinction, the last remaining herd of tarpans was caught in 1780. They were kept in a game park and were shared among the farmers of the Zamosk province in 1860. In 1861, CORNAY describing primitive characteristics in several draught-horses in Paris, proposed a programme to cross breed these horses with the intention of "re-creating" the original strain of the extinct European wild horse. Cross breeding projects were initiated in other countries and were sometimes influenced by the nationalistic viewpoints of that day. After Heinz and Lutz Heck successfully crossbred and "re-created" the Aurochs, they tried to do the same for the Tarpan by crossing various European ponies with Przewalski horses (GROVES, 1974). In Poland, VETULANI (1939) and successors made similar attempts and the Konik Polski (the result of their cross) is more interesting genetically. This is because it was created from local horses mainly from the same province as the original Tarpan herd in the Bialowieza forest. This "domestic" horse, considered a good likeness of the original Tarpan, is currently being used by many associations which manage wetlands in the Netherlands and France.

INTRODUCTION

Le marais de Pagny-sur-Meuse, situé à une dizaine de kilomètres à l'ouest de Toul, est une tourbière plane alcaline implantée sur le site géologique connu sous le nom de "Capture de la Moselle". Il s'agit de l'ancien cours de la Moselle, qui se jetait dans la Meuse à la période glaciaire. L'érosion périglaciaire ancienne, la profusion de l'approvisionnement en eaux très dures, et la nappe affleurante ont favorisé la constitution d'une tourbière particulièrement originale puisque calcique et riche d'une flore remarquable. Mais l'abandon de son exploitation traditionnelle et des essais d'exploitation intempestifs ont conduit à son envahissement par des phragmites et des saules.

En réponse à ces menaces, le Conservatoire des sites lorrains a envisagé de gérer de manière douce ce marais en le faisant pâturer de manière permanente. L'enjeu était de déterminer l'espèce à utiliser. Pour des raisons pratiques, nous avons choisi le pâturage par des chevaux. Restait ensuite à rechercher une race adaptée et si possible,

présentant un intérêt culturel et zoologique régional.

Ce texte résume notre démarche et les raisons du choix du cheval Konik Polski, ou petit cheval primitif polonais.

LE CHOIX D'UNE RACE DE CHEVAUX: PRZEWALSKI OU RACE LOCALE ?

Suivant nos réflexes de zoologistes, nous avons bien entendu d'abord pensé au cheval de Przewalski, le seul cheval sauvage survivant. Mais a-t-il jamais peuplé l'Europe? Selon NOBIS (1971), il s'agit d'une fin de rameau évolutif différent du cheval européen. Cette vision est confirmée par le fait que le cheval de Przewalski possède 33 paires de chromosomes et non 32 comme le cheval actuel (BENIRSCHKE *et al.*, 1965).

Pour être complet nous devons cependant rappeler qu'un nombre de chromosomes ne définit pas toujours une espèce. Il existe en

effet des populations naturelles qui présentent un polymorphisme chromosomique: *Sorex araneus*, *Sus scrofa*, *Ovis amon* et parmi les équidés: *Equus hemionus* (FORD & HAUERTON, 1959; BOSMA, 1976; NADLER *et al.*, 1971; RYDER, 1978). Cette différence entre le cheval domestique et le cheval de Przewalski ne tient qu'à la fusion simple de deux centromères. La domestication du cheval a pu débiter à une époque où cette espèce était polymorphe (individus avec 66, 65 et 64 chromosomes), et fortuitement l'homme a pu ne conserver que des individus à 64 chromosomes alors que le phénomène inverse s'est produit dans la population sauvage dont le Przewalski serait la relique¹. D'autre part, les chevaux peints dans les grottes de Niaux, la grotte Cosquer, la grotte Chauvet ressemblent plus au Przewalski qu'à aucune race équine domestique actuelle.

Compte tenu de la complexité de ce problème, il nous est apparu plus cohérent de choisir une race domestique contemporaine et de relation moins hypothétique avec le milieu que nous voulions gérer. Le choix d'une race locale archaïque était d'autant plus justifié que l'histoire du Cheval domestique en Europe révèle, au moins jusqu'au 18ème siècle, des allers et retours continuels entre les populations de chevaux sauvages ou féroces (tarpan) et les chevaux paysans.

CHEVAUX SAUVAGES OU FÉRAUX ET ÉLEVAGE PÉRENNE EN EUROPE

L'existence de chevaux sauvages ou féroces (ou tarpans) est attestée par l'auteur gallo-romain Fortunat (6ème siècle) qui indique que l'on chasse des "onagres" dans les forêts des Vosges (GODRON, 1873). Cet équidé ne peut être un onagre au sens strict, puisque ce terme désignait un équidé sauvage aux

formes asines. "Asin" est un qualificatif appliqué encore de nos jours aux chevaux de type Tarpan. Albert Le Grand (13ème siècle) (cité par HAINARD, 1962) parle de chevaux gris cendré avec raie dorsale. La carte d'Alsace publiée par Daniel Spekle à Strasbourg en 1576 indique pour les Vosges "*beaucoup de chevaux sauvages*". Plusieurs gravures de la même période en donnent une représentation (LINCKENHELD, 1928). En 1593, le médecin Elisée Roesslin dans un "Traité sur les eaux de Niederbronn", affirme (In: GODRON, 1873; LINCKENHELD, 1928): "*Parmi les animaux qui se rencontrent dans les Vosges, il faut remarquer ce qui serait une merveille dans beaucoup de pays, les chevaux sauvages. Ils se tiennent dans les forêts et les montagnes, pourvoyant eux-mêmes à leur entretien, se reproduisant et se multipliant par toutes les saisons. En hiver, ils cherchent un abri sous les rochers, se nourrissant comme le grand gibier, de genêts, de bruyères, de branches d'arbres. Ils sont plus farouches et plus sauvages que ne sont en bien des contrées les cerfs et ils sont aussi difficiles à prendre que ceux-ci. L'on s'en rend maître comme les cerfs au moyen de lacs ... Ils résistent aux froids les plus violents et se contentent des fourrages les plus grossiers. Leur marche est sûre et leurs pieds fermes et solides, parce qu'ils sont habitués, comme les chamois, à parcourir la montagne et à franchir les rochers.*" Cette population équine vosgienne s'appuie sur une population européenne située au nord-est. SWAPPACH (vers 1900) le confirme: "*Dans la brèche d'Emsch, l'année 1825 vit disparaître les chevaux sauvages quand cette vallée fut morcelée. Dans la forêt de Douisbourg, la dernière chasse au cheval sauvage eut lieu le 9 décembre 1815 avec l'aide de 2'600 traqueurs; on capturera environ 250 de ces animaux*". Le même auteur cite des élevages extensifs de juments que l'on fait paître dans toute l'Allemagne du

nord et la Pologne. Il ajoute: "*Dans la Prusse orientale, le cheval sauvage était encore, vers l'année 1400, au nombre des animaux qu'on chassait régulièrement. C'est ainsi que la charte de la fondation de Lyck cite au nombre des impôts à payer, entre autres peaux de gibier, la peau du cheval*". En 1413, le voyageur bourguignon Guillebert de Lannoy signale des chevaux sauvages en Pologne, en Prusse et en Lituanie (PRUSKI & JAWOROWSKA, 1963).

Une chasse exterminatrice est entreprise contre les chevaux sauvages pour plusieurs raisons: dégâts aux récoltes, troubles et attaques sur la jumenterie domestique, lutte contre le paganisme. Cette dernière cause a semble-t-il été largement occultée. Parce que les chevaux étaient immolés en sacrifice aux anciens dieux (MÉNIEL, 1992), le pape Grégoire III et Saint Boniface entreprennent une campagne de destruction systématique du cheval sauvage en 732.

D'autres références sont fournies en particulier par GROVES (1974) et il est possible de suivre sur une carte de l'Europe les dates de derniers signalements de tarpans. Comme pour l'extermination de l'Aurochs, du Bison et de l'Elan, cette chronologie concentre les dernières références au voisinage de l'est de la Pologne actuelle. Le dernier tarpan libre dont on a le témoignage (FRÉDÉRIC DE FALZ-FEIN cité par GRZIMEK, 1974) est une jument capturée en 1879 dans la région d'Askaia-Nova en Ukraine. Capturée une première fois après s'être tenue proche d'un troupeau domestique pendant trois ans, elle s'échappa dans la steppe. Les paysans la poursuivirent en organisant des relais pour l'épuiser. Elle se brisa un membre dans une crevasse, fut rapportée au village sur un traîneau et mourut au fond d'une écurie le 25 décembre 1879.

Jusqu'à cette fin tragique, les chevaux sauvages ou féroces avaient vécu à côté des chevaux paysans. Les recherches très soigneusement et abondamment documentées de MULLIEZ (1983) prouvent que l'élevage pratiqué par les paysans tenait plus de l'économie de cueillette que de l'élevage au sens moderne du mot. Partout où il existait des marécages, il existait des chevaux qu'on laissait libres comme en Camargue, exemple relictuel des grandes zones de marécage qui se rencontraient partout en Europe.

A partir du 10ème siècle, les chevaux sont élevés en deux cours séparés: d'une part les chevaux d'armes, de chasse et de luxe, et d'autre part les chevaux de trait et de somme. D'un côté donc, un élevage aristocratique ou "attitré" qui achète et vend des animaux plus "beaux", plus grands, plus spécialisés (haquenée, destrier, palefroi), de l'autre un élevage paysan ou élevage "pérenne" ² qui produit sur le terroir des chevaux non spécialisés, méprisés (rosse, carne...) de type local. Dans l'élevage pérenne, l'introduction de gènes étrangers accidentelle ou volontaire de la part du pouvoir (pour augmenter la taille des chevaux réquisitionnables en cas de guerre) doit passer la dure épreuve des conditions imposées par l'économie, le savoir faire des paysans et par les capacités de production naturelle du milieu. Généralement, de telles introductions sont donc naturellement éliminées. A titre d'exemple, rappelons l'homogénéité actuellement remarquable de la race Camargue qui fut pourtant l'objet de croisements incessants organisés par les Haras nationaux depuis le 18ème siècle, notamment par l'usage d'étalons arabes et bretons. ALLIER (1980) qui décrit avec précision ces apports étrangers conclut également que cette race fut soumise à des conditions si rigoureuses que celles-ci assurèrent d'elles-mêmes l'élimination de ces

apports écologiquement mal adaptés. L'analyse d'ALLIER, fondée sur des critères morphologiques, a par la suite été confirmée par les études des variants électrophorétiques des protéines du sérum et des érythrocytes du cheval Camargue comparé à d'autres races: le Camargue se distingue davantage de l'Arabe et des races de selle, que du New-Forest, du Connemara, alors qu'il est assez proche du Haflinger (KAMINSKI & DUNCAN, 1981 et KAMINSKI & LEFEBVRE, 1984).

Si les chevaux sauvages se maintiennent jusqu'au début du 17ème siècle et que les paysans les capturent et les utilisent, on peut penser qu'il y avait une parenté étroite entre un cheval, né domestique, et un cheval domestiqué, né sauvage. On peut donc considérer les chevaux paysans comme des isolats de la population sauvage ou férale; tant que les deux populations ont coexisté, des liens étroits les unissaient (captures, saillies de juments domestiques par étalons sauvages). Lorsque la population sauvage a été éliminée, c'est l'élevage pérenne qui a conservé le plus longtemps des caractères primitifs. C'est à l'histoire de cet élevage que nous devons alors nous intéresser en Lorraine.

DE L'ÉTUDE DU PETIT CHEVAL LORRAIN À LA DÉFINITION DES CARACTÈRES COMMUNS AUX RACES PAYSANNES ANCIENNES

L'étude historique de l'élevage du cheval en Europe nous a conduit à adopter une attitude particulièrement prudente vis-à-vis des conseils que nous donnaient les associations d'éleveurs et l'administration des Haras. Ceux-ci nous recommandaient d'utiliser le "Cheval ardennais". Malheureusement, contrairement aux affirmations des premiers, une recherche

historique documentée nous a révélé que cette race a été construite fort récemment à partir d'éléments disparates (MARQUART, 1996). De plus, l'orientation bouchère qu'ont donné les Haras à son élevage lui a fait perdre sa rusticité.

Or il existait en Lorraine une race locale dont on retrouve de nombreux témoignages. De l'étude détaillée faite par l'un d'entre nous (MARQUART, 1993) nous ne citerons que quelques références. En 1904, DIFFLOTH, ingénieur agronome et professeur de l'enseignement agricole écrit *"les prairies lorraines et les vallons alsaciens étaient... peuplés de chevaux ... d'une conformation souvent défectueuse avec une croupe avalée, des jarrets crochus. Les petits chevaux lorrains présentaient une vigueur, un courage exceptionnels. On ne trouve plus que quelques rares représentants de ce type à l'état pur"*. Les photographies de l'époque montrent effectivement d'une part des grands chevaux lourds utilisés par les sociétés de transport dans les agglomérations et par quelques rares agriculteurs utilisant du gros matériel agricole dans les campagnes, et d'autre part des chevaux nerveux de couleurs variées, parfois maigres, toujours de taille réduite, à tête large et museau fin, à croupe avalée (queue attachée bas), cuisse courte, aux membres fins et poilus. Certains ont des zébrures aux membres. Contrairement aux premiers qui sont attelés à du matériel moderne et harnachés avec un collier (importé), les seconds tirent des charrettes lorraines (héritage du chariot germain) et sont harnachés d'une bricole traditionnelle (MARQUART, 1987).

En 1924, le vétérinaire HUSSON affirme *"Il y a 50 à 60 ans ... le cheval qui dominait était le petit comtois... Il était souvent métissé avec le Lorrain que l'on rencontrait dans le Basigny, touchant aux Vosges... Le*

Lorrain, de couleur gris fer, très apprécié par sa vigueur, ses vives allures, était employé par les entreprises de transport.... En 1927, ADAM, Directeur des services agricoles des Ardennes rend compte du "Concours départemental de Charleville" et au sujet des chevaux ardennais présentés, remarque *"un certain nombre d'alezans et quelques-uns gris fer, ces derniers rappelant les anciens types de jadis"*. L'étude des archives locales nous fournit quelques renseignements sur la couleur des chevaux: nous relevons dans trois actes notariés ³ de 1707 à 1717, 5 chevaux gris de souris, 2 blancs, 2 noirs, 1 isabelle et 1 rouge. La couleur grise, déjà signalée plus haut apparaît avoir été une dominante en Lorraine alors qu'elle est rare chez les chevaux actuels.

En 1837, l'agronome MOLL décrit dans son "Voyage agricole en Lorraine" la pérennisation d'un élevage de *"chevaux petits, chétifs, maigres, de formes désagréables... cependant les meilleurs de la France sous le rapport du service que l'on peut en tirer ... aux jambes de fer"* et qui doivent subvenir eux-mêmes à leur nourriture pendant la majeure partie de l'année. On comprend alors que la suppression de la vaine pâture et l'assèchement des marais où ces chevaux étaient élevés en extensif, concomitant à l'installation de la grande agriculture et à une politique délibérée conduite par l'administration des Haras, ont entraîné la disparition du petit cheval lorrain.

En fait, dans beaucoup de régions d'Europe occidentale existaient des populations locales de chevaux paysans de taille petite à moyenne, aux membres nerveux, à la tête plutôt lourde, à la croupe avalée, de couleur variée avec une fréquence de la robe gris-souris. Il est significatif que ces populations aient subsisté le plus longtemps sur la façade atlantique de la

péninsule européenne :

- au Portugal: cheval de Sorraia (chevaux gris-souris et isabelle avec raie dorsale et zébrure) (RUY D'ANDRADE, 1937),

- en Bretagne: bidet breton, éteint, beaucoup de sujets étaient gris-souris (DE ROBIEN, 1913),

- en Ecosse: poney Highland,

- en Norvège: poney Fjord (standardisé depuis le début du siècle, il compte encore 2% d'individus gris-souris).

La survivance d'archaïsmes culturels propres à ces régions s'est également accompagnée du maintien de chevaux tous morphologiquement très apparentés.

Assistant à la disparition de ces populations domestiques de type ancien, des naturalistes ont recommandé des mesures de préservation. Ainsi, CORNAY qui remarque encore en 1861 dans les rues de Paris quelques chevaux de ce type, propose *"la reconstruction du cheval sauvage primitif"* par croisement et sélection de la robe fauve, de la raie dorsale, des zébrures aux jambes, des fanons sur l'ergot. Dans ce mouvement, seulement deux tentatives sérieuses seront faites. L'une a été conduite en Allemagne par les frères Heinz et Lutz Heck (GROVES, 1974). Ils croisèrent des chevaux européens de différents types (petits chevaux polonais, Fjord, ...) et des chevaux de Przewalski. Comme l'a conclu la conférence des zoos allemands en 1952, l'expérience polonaise qui n'a été conduite qu'avec des chevaux de la même région d'origine est la plus intéressante.

LES TRAVAUX POLONAIS

Historique

En 1902, Belgowskij puis en 1921 Grabowski et Schuch (In: PRUSKI &

JAWOROWSKA, 1963) décrivent dans la région de Bilgoraj des petits chevaux paysans caractérisés par leur petite taille (environ 130 cm au garrot), la fréquence de la robe gris-souris, des zébrures foncées sur les épaules et sur les membres. Le maintien de ces caractères archaïques chez des petits chevaux de travail était, comme nous l'avons vu, commun en Europe dans les régions pauvres et parmi les classes sociales dominées, mais le fait qu'aux environs de 1806 ce fut dans la région de Bilgoraj que les derniers tarpans du parc Zamoyski furent finalement éparpillés, conférait à ces observations une valeur particulière (PRUSKI & JAWOROWSKA, 1963). Des gènes "Tarpan" avaient été apportés aux chevaux paysans de la région de Bilgoraj quelque 100 ans auparavant. On peut évidemment spéculer sur l'importance et la survivance de ces gènes "Tarpan" introduits par rapport au stock domestique antérieur. On sait cependant que cette région fut longtemps très isolée et que les paysans laissaient les chevaux pourvoir eux-mêmes à leur nourriture dans les bois et les marais, et ne leur donnaient du fourrage que lorsqu'ils les utilisaient. Le milieu et le mode d'élevage peuvent donc avoir conservé les gènes les plus anciens.

HROBONI (1959) décrit le travail patient entrepris dans des conditions difficiles par les Polonais qui décidèrent à partir de 1923 d'organiser l'élevage des petits chevaux paysans les plus caractéristiques. Les premiers étalons furent installés dans le haras de Janow Podlaski puis dans d'autres haras nationaux (Dworzyszcze) et chez des éleveurs privés. Les produits étaient sélectionnés sur leur conformation et sur le maintien des traits jugés les plus primitifs (robe gris-souris). En 1933, le professeur Tadeusz Vetulani de l'Université de Poznan, fit la proposition devant la section polonaise de la Société internationale pour la protection

du bison, de lâcher dans la forêt de Bialowieza plusieurs de ces petits chevaux. Trois ans plus tard, cinq juments et un étalon sont lâchés dans une réserve de 36 ha créée dans la forêt de Bialowieza. Dix juments et trois étalons supplémentaires y sont ajoutés par la suite. Ces chevaux provenaient en majorité de la région de Bilgoraj, d'autres avaient été collectés ailleurs dans l'est de la Pologne. En 1939, cette réserve accueillait une quarantaine de chevaux. (VETULANI, 1939). Lors de la seconde guerre mondiale, la majorité des chevaux de Bialowieza ont été éparpillés, emmenés en Allemagne ou tués. Mais intéressés par ces expériences, les autorités d'occupation allemandes ont laissé les Polonais poursuivre l'élevage de leur petit cheval. Malheureusement, lorsque les troupes allemandes évacuent la Pologne en 1944, elles raflèrent à nouveau la plupart des chevaux.

Après la guerre, seules les écuries du haras de Pulawy ainsi que 6 juments et un étalon du centre de Wolyn purent être ramenés sains et saufs en Pologne, des Polonais les avaient accompagnés au moment des rafles. Après quelques pérégrinations d'un haras polonais à l'autre, l'élevage fut réorganisé dans le haras de Popielno avec 12 juments et leurs petits. Le Professeur Vetulani reprit également ses recherches dans la réserve de Bialowieza à partir de chevaux qui avaient trouvé refuge chez des paysans de la région. Mais il meurt prématurément en 1952 et il ne se trouvait personne à Bialowieza pour reprendre son travail. Les quatre juments et l'étalon de la réserve furent transférées à Popielno, où l'expérience devait se poursuivre (PRUSKI, 1963). Prenant avantage du fait que la station de Popielno est construite à l'extrémité d'une presque île sur un lac, il fut relativement facile de barrer d'une clôture cette presqu'île pour constituer une réserve de 1'660 hectares de forêt mixte. A partir de cette date,

l'élevage fut orienté dans deux directions:

- produire des chevaux répondant aux descriptions anciennes des petits chevaux polonais paysans,

- laisser les chevaux se débrouiller par eux-mêmes dans la réserve. Trois types d'intervention étaient cependant pratiqués (et le sont toujours): a) l'apport d'un complément fourrager en hiver (la productivité de la forêt, des quelques clairières et des rives du lac établies sur un sol sablonneux est faible), b) l'élimination des individus considérés comme atypiques, et c) le retrait des individus en surnombre.

Aujourd'hui le Konik Polski, petit cheval primitif polonais, peut être considéré comme sauvé dans son pays d'origine. Il se reproduit librement dans la réserve de Popielno, il est élevé dans la ferme de Popielno, dans les haras nationaux de Dobrzyniewo, Racot et Sierakow, et chez de nombreux petits propriétaires. Ces derniers ont assuré 60 % des inscriptions de sujets nouveaux dans le dernier tome du registre polonais du Konik Polski (TRUSZYNSKA & KUJAWSKA, 1994). L'analyse de ce registre permet d'évaluer les effectifs répertoriés en Pologne en 1990 à 200 mâles et 317 femelles.

Les modes d'élevage

L'analyse critique des travaux polonais confirme le caractère mixte de l'élevage du Konik Polski: il ne s'agit ni d'un élevage tel que le monde hippique le conçoit généralement, ni de la mise en place intégrale de conditions qui auraient pu conduire à la création spontanée d'une espèce férale au sens strict. Les Polonais ont apparemment tenté de combiner ces deux approches.

La plupart des koniks élevés à partir des années 20, vivaient à l'abri dans des haras

accueillant d'autres races. On doit donc admettre qu'ils y bénéficiaient de soins prodigués par des professionnels avisés, et souvent très attentionnés, comme nous l'avons vu lors de nos visites auprès de Magdalena Jaworowska à Popielno. En effet, il s'agit pour partie d'un élevage classique conduit avec des critères de sélection définis (couleur, conformation, aptitude aux multiples travaux dans des fermes de 5 hectares; SASIMOWSKI, 1987). Ces critères toutefois allaient à contre-courant des canons officiels de l'époque. En effet, comme partout en Europe, la tendance dominante était de produire à la demande des militaires des chevaux de grande taille et de couleur uniforme, généralement alezan. Puisque les scientifiques polonais avaient admis que certains critères morphologiques étaient caractéristiques de races anciennes, et que l'effet de croisements antérieurs devait être éliminé, la méthode la plus rapide et la plus sûre de préserver des phénotypes rares et en voie d'extinction, était effectivement la sélection. L'intensité de cette sélection peut être déduite de l'analyse des tableaux généalogiques (JAWOROWSKA, 1987). Les fondateurs des lignées actuelles furent 49 femelles et 16 mâles en génération F1, et 96 femelles et 30 mâles en génération F2. Comme on sait par ailleurs que la sex-ratio était équilibrée, on en déduit qu'en moyenne deux mâles sur trois ont été systématiquement écartés de la reproduction.

La seconde orientation de cet élevage fut de placer les chevaux dans un contexte environnemental qui selon ce qu'avait postulé Vetulani devait permettre de sélectionner à partir d'un mélange de gènes, ceux qui s'apparentaient le plus aux tarpans ayant vécu dans les mêmes conditions. Les gènes défavorables, seraient éliminés par la rigueur du climat. Les photos d'individus vivant dans la réserve de Popielno prises au début de mai

1960 par PRUSKI (1963) témoignent des épreuves que ces chevaux devaient endurer pour survivre aux hivers sévères de ces régions. Dans de telles conditions, on peut admettre que la mortalité des individus les moins adaptés (sur laquelle nous manquons d'informations), ne devait pas être le seul paramètre intervenant dans la "compétition entre gènes" mais que l'aptitude à la reproduction, en particulier chez les femelles, fut aussi un facteur décisif: leur précocité sexuelle, leur fertilité, leur fécondité, leur longévité sexuelle devaient être acquises et maintenues dans un environnement difficile, ces aptitudes étant elles-mêmes étroitement dépendantes d'une aptitude à tirer le meilleur parti d'une nourriture pauvre ou très saisonnière. Les études conduites dans la réserve confirment tous ces points.

Caractères morphologiques et zootechniques

La plupart de ces données concernent les chevaux de la réserve de Popielno qui vivent en plein air toute l'année (JAWOROWSKA, 1962, 1974, 1975, 1976, 1977, 1981; JEZIEFSKI & JAWORSKI, 1995). Leur comportement qui ne sera pas décrit ici, est similaire à celui des autres chevaux laissés à eux-mêmes (JAWOROWSKA 1975, 1976, 1978, 1981)

A. Morphologie (fig. 1). La robe typique est gris-souris, cap de maure, plus ou moins claire. Les crins sont noirs, les poils ne sont pas colorés sur toute leur longueur. Ceci rend la couleur variable selon l'éclairement, avec des nuances que la photographie couleur restitue difficilement. La robe peut être décolorée par le soleil ou au contraire revêtir des tonalités brunes dues à la coloration par les sels de fer du sol où les chevaux se roulent. Sur fond de végétation

hivernale et dans la demi-pénombre des sous-bois, cette robe se révèle un camouflage efficace.

Une raie dorsale s'étend du haut de la crinière à l'extrémité de la queue. Constituée de poils bruns foncés sur le dos, elle est large de 9 cm au garrot et de 4 cm à l'attache de la queue. On note plusieurs zébrures noires parallèles à 2 cm d'intervalle à l'arrière de l'avant-bras et des jambes. Chez de rares individus, on peut distinguer une croix de Saint André (partant de la ligne dorsale) et/ou des pointillés noirs le long des côtes; plus fréquemment, une ligne plus floue descend sur l'omoplate. L'arcade sourcilière est souvent barrée d'une marque verticale noire de la largeur d'un doigt. Le contraste entre le pavillon des oreilles très sombre et leur face dorsale claire est souligné par un liseré de poils noirs et un court pinceau apical de poils blancs. Ce caractère morphologique est fonctionnel puisqu'il rend plus visibles les mouvements et la position des oreilles qui jouent un rôle important dans la communication interindividuelle. Nous l'interprétons comme archaïque, puisqu'il privilégie les relations intra-spécifiques et qu'il a été perdu chez d'autres races par une pression "esthétisante" de la domestication (dans le contexte domestique, la communication intra-spécifique n'est pas toujours nécessaire, elle peut même être jugée non souhaitable par l'éleveur). Les Polonais qui n'ont jamais décrit ce caractère, n'ont pas davantage cherché à le sélectionner. Le fait qu'il soit si bien fixé, valide a posteriori ces travaux de sélection.

Les adultes muent de mars à fin mai, les poulains de la mi-avril à la fin juin. Le long poil d'hiver apparaît en septembre, et a entièrement poussé en novembre. Certains sujets, notamment ceux de phase claire sont plus blancs en hiver. Ce pelage long de 4 à

5.5 cm est d'autant plus protecteur qu'il est peu salissant, la boue n'y adhère pas durablement. Le pelage peut être pris en glace sans que les chevaux paraissent en souffrir. En l'absence de vent, la pluie ruisselle le long des flancs et s'égoutte sans atteindre le ventre.

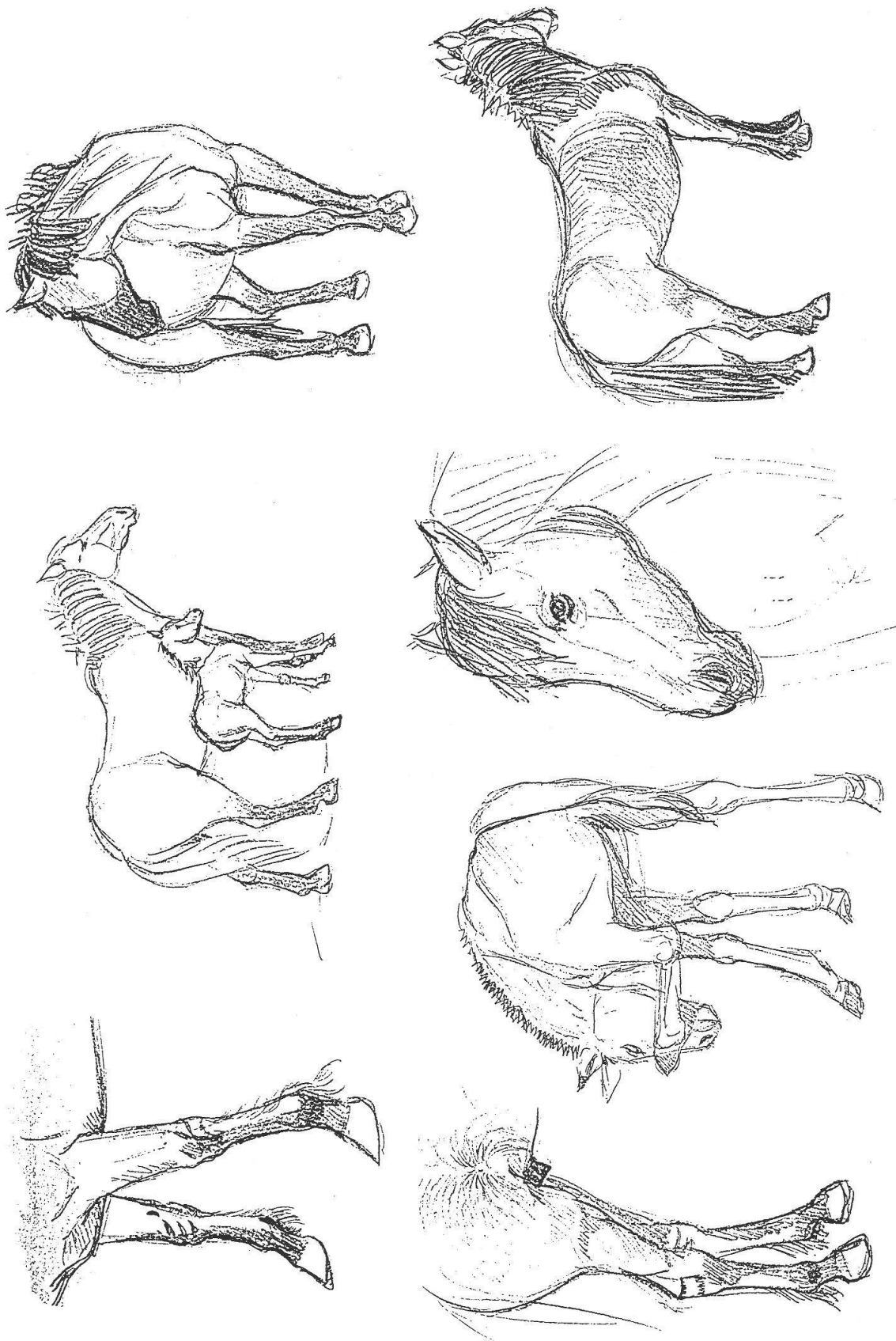
Chez les jeunes, la crinière est dressée. Jusqu'à 6 mois, le pelage est très clair, avec une dominante fauve laineux. La mue par plaques successives, crée une robe transitoire irrégulièrement grise et fauve clair.

La morphologie du Konik est eumétrique selon les critères de DECHAMBRE (1921) c'est-à-dire qu'il présente une taille et un volume lui assurant un métabolisme optimal par comparaison aux formes hypermétriques ou naines sélectionnées par l'élevage. Le mâle a une encolure plus épaisse et plus large que la femelle; à l'approche de l'hiver, il y stocke ses graisses. La tête est grosse, le front est large. Mais de face, le museau apparaît très fin de sorte qu'en pelage d'été, cette tête évoque l'Arabe ⁴. La femelle apparaît plus fine, mais le dimorphisme sexuel ne se traduit que par une répartition différente de la masse corporelle : les tailles et poids moyens ainsi que leurs extrêmes sont totalement superposables dans les deux sexes pendant toute la croissance. Chez des individus de même âge, élevés dans les mêmes conditions, les variations de taille et de corpulence sont importantes mais plus imputable à l'individu qu'au sexe. A 4 ans, la hauteur au garrot

atteint en moyenne 137.6 cm chez les mâles et 134.8 cm chez les femelles. Les poids moyens à trois ans sont respectivement de 405 et 402 kg. La croissance est lente et se poursuit au-delà de 6 ans. Il existe une variation saisonnière de l'embonpoint qui peut être considérable chez les femelles élevées en réserve: la croupe apparaîtra arrondie à la fin de l'automne ou au contraire "en pupitre" avant la repousse de l'herbe au printemps.

B. Reproduction. Les jeunes juments atteignent leur puberté à l'âge de 12 à 16 mois. Le suivi de 16 juments de la réserve indique un âge de première gestation de 2 ans en moyenne (1-3 ans), et un nombre de poulains vivants de 0.54 à 0.96 par année d'âge (moyenne = 0.79). La fécondité ne baisse pas avec l'âge: la jument la plus âgée de cette étude avait 33 ans. La gestation dure 307 à 345 jours (en moyenne 324 jours). Les mises bas se concentrent de mars à mai (83%), avec un pic en avril (46%). A cette époque, les conditions météorologiques sont encore rudes. Sur un suivi de 10 ans dans la réserve, JAWOROWSKA (1981) a compté 10 avortements ou poulains morts nés ou morts dans les 24 heures, et 128 poulains survivant à 24 heures. Dans la ferme de Popielno, ces chiffres ont été respectivement de 8 et 138. La lactation dure en moyenne 8.5 mois, mais peut être prolongée chez les juments non gravides. Près d'une fois sur trois, les juments se font couvrir à nouveau 8 à 9 jours après la mise bas.

Figure 1: Koniks Polski en robe d'été. De gauche à droite, et de haut en bas : membres antérieurs (étalon), jument et son petit, étalon, membres postérieurs (étalon), poulain, tête et vue de côté du même étalon. Esquisses au crayon de C. MITHOUARD d'après nature.



GESTION DE MILIEUX PAR LE KONIK POLSKI EN DEHORS DE POLOGNE

Prenant acte de la disparition du petit cheval lorrain et des parentés historiques entre celui-ci et le Konik Polski, le Conservatoire des sites Lorrains a importé de Popielno un étalon et deux juments Konik Polski et les a lâchés dans le marais de Pagny-sur-Meuse le 15 avril 1988. Depuis cette date, le chargement moyen a été de 150 kg de poids vif par hectare. Le troupeau a crû rapidement, mais a été volontairement limité à 16 individus au plus.

Le marais de Pagny-sur-Meuse est un milieu particulièrement difficile: pauvre en espèces fourragères, de production très saisonnière, sur un sol composé de tourbe alcaline donc pauvre en éléments minéraux mobilisables. D'autre part ce substrat, mécaniquement peu portant, entraîne davantage de fatigue. Les juments ont perdu près de 20% de leur masse corporelle au cours de l'hiver 1988-89. Déplacées en fin d'hiver dans une prairie maigre, puis replacées à nouveau dans le marais au printemps, elles retrouvèrent un embonpoint moyen au bout de deux mois. Après ce premier hiver, les chevaux se sont toujours contentés de la nourriture trouvée sur le marais sans apport extérieur. A l'expérience, le Konik Polski se révèle un cheval particulièrement endurant, bien adapté au climat continental froid et apte à tirer parti de milieux pauvres.

Après avoir fortement réduit les phragmites (mieux que le fauchage sur des parcelles témoins adjacentes), les chevaux se sont mis à consommer préférentiellement la molinie, les joncs et le choin. La diversité floristique a été accrue: une orchidée protégée au niveau national (*Liparis loeselii*) est réapparue. La transformation du milieu en

mosaïque a également augmenté la variété de l'avifaune nicheuse: espèces prairiales (Pipit farlouse) mais aussi les espèces palustres de la phragmitaie: Bruant des roseaux, Rousserolle effarvée et Locustelle tachetée (AUBERT *et al.*, 1989; et CONSERVATOIRE DES SITES LORRAINS, 1995).

L'expérience de Pagny-sur-Meuse n'est pas unique en France. Dès 1975, les naturalistes bretons RONGER & PERHIRIN, rappelant l'origine forestière des grandes espèces d'ongulés européens, proposaient que les modèles de Bialowieza (Bisons) et de Popielno (Konik Polski) puissent être étendus à d'autres races rustiques en France. Des koniks sont actuellement utilisés pour la régénération de zones humides par l'Office national de la chasse (Meuse), par le Conservatoire des sites naturels Bourguignons (Yonne), par le Conservatoire régional naturel Rhône-Alpes (Ain), par l'Association pour la conservation du patrimoine naturel de la Gabrière (Indre) et par le Conservatoire des sites naturels de haute Normandie.

Aux Pays-Bas, VAN DER LANS & POORTINGA ont défini en 1986 des critères de choix d'une race de grands herbivores utilisables pour la gestion de milieux: a) par sa justification historique, l'introduction doit pouvoir être assimilée à une réintroduction; b) l'espèce ou la race introduite ne doit pas répondre aux critères légaux définissant une race domestique (les règlements imposent que les animaux domestiques disposent d'abris, d'affouragement, les étalons doivent être séparés); c) la race sélectionnée doit être archaïque et ne doit pas avoir été sélectionnée sur des critères étroits (sportifs, "esthétiques", ...); d) l'animal introduit devrait être amical et "populaire" afin que le public adhère et soutienne ces initiatives de gestion.

Selon tous ces critères, VAN DER LANS &

POORTINGA (1986) ont placé le Konik Polski au premier rang des races équines à utiliser aux Pays-Bas⁵. Plusieurs réserves ont été ainsi constituées dans ce pays. La première, gérée par l'association conservatoire du paysage de la province de Groningen, couvre les quelque 300 hectares de bois, de prés et d'étangs du domaine de De Ennemaborg. Elle a été peuplée de chevaux importés de Popielno en 1984. Le troupeau prospère, la seule intervention à laquelle il est soumis est un prélèvement régulier pour stabiliser la charge à 0.1 cheval par hectare. Ce parc était à l'origine une forêt artificielle. Les chevaux ont préférentiellement abrouiti le noisetier et l'orme (avant les ravages de la graphiose). Les autres essences abrouties ou dont l'écorce est consommée à la montée printanière de la sève, sont le chêne, le hêtre, le sorbier, les aubépines et les saules. Les arbres deviennent buissonnants ou meurent. Le milieu est plus ouvert, présente des étages successifs et accueille maintenant une avifaune plus variée (STOCKMANN, 1986). La seconde réserve en date, est celle de l'Oostvaarderplassen gérée par le service national des forêts de la province du Flévoland. Cette réserve est un "monument national" couvrant d'un seul tenant 3'600 hectares de prairies en partie inondables et de marais. Deux cents aurochs (des frères Heck) et plus de 120 koniks se partagent actuellement 1'000 hectares et assurent le maintien d'un milieu ouvert qui accueille plus de 100'000 oies cendrées à l'hivernage et de très nombreuses autres espèces d'oiseaux. Dans ces deux réserves, les chevaux ne sont l'objet d'aucun soin, d'aucun supplément alimentaire, et les étalons ne sont pas gérés. Les chevaux se portent manifestement bien. Les sabots s'usent de manière régulière, les aplombs sont équilibrés. Les traces de morsures et de coups visibles en grand nombre sur certains étalons cicatrisent bien. Cette gestion "sauvage" présente cependant

toujours des traits artificiels: absence de super prédateurs et élimination des quelques individus qui ne sont pas gris-souris (WIGBELS, sans date).

CONCLUSION

Même si l'on soupçonne que les aptitudes zootechniques peuvent être comparables chez beaucoup de races équines, le choix de l'une d'entre elles pour gérer les milieux naturels doit satisfaire également des critères historiques et culturels. Loin de nous contenter des brochures éditées par les organisations d'éleveurs, notre démarche fut de rechercher et d'analyser de manière critique une documentation historique abondante. Nous ne pouvons prétendre que notre choix fut alors uniquement dicté par des critères objectifs puisqu'à des races façonnées par l'apport d'éléments exotiques dans un but militaire, industriel, sportif ou boucher, nous avons préféré une race utilisée à l'origine par des petits paysans. Mais cette préférence est aussi très largement justifiée par le fait que, contrairement à l'élevage des races exogènes soutenues par les Haras, l'élevage pérenne des paysans qui s'est poursuivi jusqu'au 19ème siècle s'appuyait sur des échanges réguliers avec des populations d'équidés sauvages ou féroces. Lorsqu'aucune race locale n'a pu être préservée, ce qui est malheureusement le cas dans beaucoup de régions, le choix du Konik Polski dont l'origine et le mode d'élevage sont scientifiquement documentés nous apparaît justifié. Lorsqu'il existe des races paysannes préindustrielles telles que l'Auvergnat, le Camargue, le Landais, le Mérens, le Navarin... il faut les préconiser d'abord dans leur zone d'origine.

Enfin nous reprendrons les propos de POORTINGA (comm. pers. en 1989) parce qu'ils nous apparaissent définir avec

concision la motivation d'une gestion raisonnée de réserves: "Il serait illusoire de prétendre retrouver le cheval sauvage ancien - même si le Konik Polski s'en approche beaucoup - de même qu'il serait illusoire de retrouver les faciès forestiers originels, ne serait-ce que parce qu'aucune

entité biologique n'est figée. Mais ce qu'il est possible de recréer, ce sont des conditions qui permettent à nouveau l'installation d'un système où co-évoluent des grands herbivores et le milieu végétal, tout en limitant le plus possible l'intervention humaine directe".

BIBLIOGRAPHIE

- ADAM, E. 1927. Concours départemental de Charleville. *Rev. Zootech.* 7: 49-51.
- ALLIER, P. 1980. L'activité des Haras nationaux en Camargue du 1750 à 1827. *Courr. Parc Nat. Rég. Camargue* 18-19: 17-30.
- ANDRADE, D', R. 1937. Les chevaux du Sorraia. *Comptes rendus du XIIe congrès international de zoologie, Lisbonne, 1935* : 2368-2371.
- AUBERT, M., MARQUART, J.J. & RICHARD, P. 1989. Des chevaux primitifs polonais dans le marais de Pagny-sur-Meuse : une entreprise de gestion synécologique d'un milieu remarquable par une race à préserver. *Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci.* 28 (3): 75-86.
- BENIRSCHKE, K., MALOUF, N., LOW, R.J. & HECK, H. 1965. Chromosome complement differencé between *Equus caballus* and *Equus przewalskii* Poliakoff. *Science* 148: 382.
- BONGIANNI, M. 1980. Le guide du cheval. *Nathan, Paris.* 321 pp.
- BOSMA, A.A. 1976. Chromosomal polymorphism and G. banding patterns in the wild boar (*Sus scrofa* L.) from the Netherlands. *Genetica* 46: 391-399.
- CHOLEWINSKI, G., COTHRAN, E.G. & AUBERT, M. 1994. Genetic analysis of horse breeds derived from the Tarpan. *Anim. Genet.* 25: 9.
- CONSERVATOIRE DES SITES LORRAINS. 1995. Bilan de 7 ans d'expérimentation de pâturage équin extensif (race Konik Polski) au marais de Pagny-sur-Meuse. 31 pp.
- CORNAY, J.E. 1861. De la reconstitution du cheval sauvage primitif et de la restauration par l'omaimogamie de nos races régionales. *Asselin Ed., Paris.* 50 pp.
- DECHAMBRE. 1921. Traité de zootechnie. T. II. Les équidés, 2ème éd. *C. AMAT Ed., Paris.* 372 pp.
- DIFFLOTH, P. 1904. Zootechnie. *Baillière, Paris.* 488 pp.
- FORD, C.E. & HAUERTON, J.L. 1959. A system of chromosomal polymorphism in the common shrew (*Sorex araneus* L.). *XVth Int. Congr. zool., Sect II. paper* 32: 1-3.
- GODRON, D.A. 1873. Des animaux sauvages indiqués au VIe siècle par Fortunatus comme existant dans les Ardennes et dans les Vosges. *Mém. Acad. Stanislas Berger-Levrault Nancy 4° série* IV. 20 pp.
- GROVES, C.P. 1974. Horses, asses and zebras in the wild. *David & Charles, Newton Abbot.* 192 pp.
- GRZIMEK 1974. Le monde animal, vol. XII. *Stauffacher Ed.*
- HAINARD, R. 1962. Mammifères sauvages d'Europe, T. II. *Delachaux et Niestlé, Neuchâtel.* 352 pp.
- HROBONI, Z. 1959. Historyczny szkic hodowli koni prymitywnych w Polsce. [Aperçu historique de l'élevage

- du cheval primitif en Pologne]. *Roczn. Nauk Rolnic.* 73 (4): 625-671.
- HUSSON, R. 1924. Le Bassigny et son élevage. *Rev. Zootechn.* (6): 396-403.
- JAWOROWSKA, M. 1962. Obserwacje nad występowaniem przegowatości u prymitywnych koników Polskich. [Observations sur la raie dorsale des chevaux primitifs polonais]. *Roczn. Nauk Rolnic.* 81 (B-1): 131-145.
- JAWOROWSKA, M. 1974. Kilka danych o rozrodzie konika polskiego w latach 1960-1971. [Quelques chiffres sur les performances reproductrices du cheval primitif polonais pendant les années 1960 à 1970]. *Prace Mat. Zootech.* 5: 133-139.
- JAWOROWSKA, M. 1975. L'élevage du petit cheval polonais. *Plaisirs Equestres* 82 : 310-313.
- JAWOROWSKA, M. 1976. Verhaltensbeobachtungen an primitiven polnischen Pferden, die in einem polnischen Wald-Schutzgebiet in Freiheit leben erhalten werden. *Säugetierk. Mitt.* 24 (4): 241-268.
- JAWOROWSKA, M. M. 1977. Ciezar i podstawowe wy miary młodeży konitow polskich z zakładu Doswiadczalnego w Popielni. [Poids et mesures des chevaux primitifs polonais à la ferme expérimentale de Popielno]. *Prace i Mat. Zootechn.* 13: 77-88.
- JAWOROWSKA, M. 1978. Alimentation et recherche de la nourriture par les chevaux polonais primitifs vivant en liberté dans une réserve forestière. *Plaisirs équestres* 97 : 64-67.
- JAWOROWSKA, M. 1981. Die Fortpflanzung primitive polnische Pferde, die frei im Waldschutzgebiet leben. *Säugetierk. Mitt.* 29 (2): 46-71.
- JAWOROWSKA, M. 1987. Tablice genealogiczne koników polskich. [Tableaux généalogiques des koniks polski]. *Prace i Mat. Zootechn.* 38: 1-75.
- JEZIERSKI, T. & JAWORSKI, Z. 1995. Polnische konicks aus Popielno. Institut für Genetic und Tierzucht der Polnischen Akademie der Wissenschaften, Jastrzebiec, 05-551 Mrokow, Pologne, 76 pp.
- KAMINSKI, M. & DUNCAN, P. 1981. Hemotypes and genetic structure of Camargue horses. *Biochem. System. Ecol.* 9 (4): 365-371.
- KAMINSKI, M. & LEFEBVRE, J. 1984. Genetic diversity in horses inferred from distribution of hemotypes. I. Analysis of similarity among 14 populations of 10 breeds using generalized Mahalanobis distance (D2). *Comp. Biochem. Physiol.* 79B (1): 56-60.
- LANS, VAN DER, H. & POORTINGA, G. 1986. Natuurbes in Nederland. *IVN Ed., Amsterdam.* 192 pp.
- LINCKENHELD, E. 1928. Notice sur les chevaux sauvages, bisons, aurochs et élans dans les Vosges. *L'Anthropologie* 38: 245-254.
- MARQUART, J.J. 1987. Observations sur les harnais des chevaux de trait paysans en Lorraine. *Anthropozoologica* 6: 13-18.
- MARQUART, J.J. 1993. Le cheval paysan en Lorraine ou la mort du petit cheval. *Etudes Toulouses* 67 : 3-24.
- MARQUART, J.J. 1996. Le Cheval de trait ardennais en France. In: Pastoret., P.P., Laurent, P., Courtoir, R., Collard, A., Tinch., F., & Hachez, J.P. (eds): Le cheval ardennais. 384 pp.
- MÉNIEL, P. 1992. Les sacrifices d'animaux chez les Gaulois. *Errance Ed. Paris.*
- MOLL, L. 1837. Voyage agricole en Lorraine. In: Journal d'agriculture pratique 1. *Maison rustique du XIXème siècle Ed.* pp. 257-276.
- MULLIEZ, J. 1983. Histoire de l'élevage du cheval et de la création des haras. *Arthaud-Montalba Ed.* 400 pp.
- NADLER, C.F., LAY, D.M. & HASINGER, J.D. 1971. Cytogenetic analysis of wild sheep populations in

- northern Iran. *Cytogenetics* 10: 137-152.
- NOBIS, G. 1971. Vom Wildpferd zum Hauspferd. Studien zur Phylogenie pleistozäner Equiden Eurasiens und das Domestikationsproblem unserer Hauspferde. *Fundamenta Monographien zur Urgeschichte* 13 (6): 1-80.
- PANIER, C. 1984. La saga mémorable du cheval ardennais. "Entre les foins et la moisson" Libramont, Soc. royale du cheval de trait ardennais Ed., Marloie. 384 pp.
- PODLIACHOUK, L., KAMINSKI, M. & ZWOLINSKI, J. 1975. Etude des marqueurs génétiques sanguins dans deux races de poneys de Pologne. *Ann. Génét. Sél. Anim.* 7: 167-180.
- PRUSKI, W. 1963. Ein Regenerationsversuch des Tarpanen in Polen. *Zeitsch. Tierzücht.* 79 (1): 1-31.
- PRUSKI, W. & JAWOROWSKA, M. 1963. Prace i badania naukowe prowadzone w Polsce nad regeneracją dzikich koni zwanych tarpanami. [Travaux et études conduits en Pologne sur la régénération des chevaux sauvages appelés tarpans.] *Roczn. Nauk Poln. Serie D, Monographie* 108: 1-110.
- ROBIEN, DE, H. 1913. Les chevaux bretons. *Bléas F.M. Lajat Ed., Morlaix.* pp.48-58.
- RONGER, Y. & PERHIRIN, P. 1975. Les races bretonnes d'animaux domestiques ont-elles encore un intérêt? *Penn ar Bed* 80: 17-24.
- RYDER, O.A. 1978. Chromosomal polymorphism in *Equus hemionus*. *Cytogenet. Cell. Genet.* 21: 177-183.
- SASIMOWSKI, E. 1987. Utilisation, production et élevage des chevaux de trait. Etudes morphologiques. *Rev. mondiale Zootech.* Juil.-Sept.: 31-39.
- STOCKMANN, L. 1986. Het natuurgebied van de ennemaborg te Midwolda. *Huid en Haar* (4-5): 156-163.
- SWAPPACH, A. vers 1900. Les animaux dans la légende, dans la science, dans l'art, dans le travail. Tome 1. *Bong, Paris.* 550 pp.
- TRUSZYŃSKA, M. & KUJAWSKA, G. 1994. Księgi stadne koni rasy huculskiej i rasy konik polski, Tom VII. *Polski związek hodowców koni w Warszawie.* 157 pp.
- VETULANI, T. 1939. Résultats de recherches sur le petit cheval indigène polonais "Konik polonais" ainsi que sur le problème du Tarpan. *Mammalia* 3 (3-4): 89-98.
- WIGBELS, V.L. sans date. Wetland management in the Oostvaardersplassen. *Doc. Directorate Flevoland, Centre for integrated new land development.* Lelystad. pp. 3-21.

Notes de renvois dans le texte

(1): La même hypothèse est formulée pour le porc et le mouton qui ont moins de chromosomes que leurs ancêtres sauvages. Le porc domestique a $2n=38$ chromosomes, le sanglier peut en avoir 38, 37 ou 36. Toutes les races de mouton ont $2n=54$ chromosomes, alors que les populations d'*Ovis aamon* d'Iran ont un nombre de chromosomes qui varie de 58 à 54 d'est en ouest.

(2): La terminologie élevage attitré - élevage pérenne a été introduite par PANIER (1984).

(3): Archives départementales de la Meurthe-et-Moselle: AD 54 3E 1989 et AD 54 6E 23. Ces références nous ont aimablement été transmises par notre regretté ami Michel Giroux.

(4): Ceci est peut être à l'origine de l'affirmation gratuite que l'on peut lire dans l'ouvrage sur les races chevalines de BONGIANNI (1980), selon laquelle le Konik Polski aurait été croisé avec de l'Arabe. Comme la plupart des ouvrages de vulgarisation sur le cheval, celui-ci est généralement fort mal documenté. En fait, comme l'ont confirmé les analyses des marqueurs sanguins, le K. Polski n'est pas apparenté à l'Arabe (PODLIACHOUK *et al.*, 1975; CHOLEWINSKI *et al.*, 1994).

(5): On notera que cette démarche entreprise indépendamment de nous, a abouti aux mêmes conclusions.

SÉLECTION DES ONGULÉS SAUVAGES ET DU CHEPTTEL PAR LES LOUPS EN PHASE DE RECOLONISATION DANS LES MONTS CANTABRIQUES

VINCENT VIGNON

Office de Génie Ecologique, 1-3 Avenue de la Villa Antony, 94410 Saint Maurice, France.

Mots-clés: loup, ongulés, prédation, recolonisation, pâturage.

Key-words: wolf, ungulates, predation, recolonisation, grazing.

Résumé

Depuis 1987, la recolonisation des loups dans les Monts Cantabriques (Espagne) est suivie dans une zone de 650 km². Ce territoire est caractérisé par des landes très étendues qui constituent des végétations particulièrement productives pour les grands herbivores, sous l'influence d'un climat océanique montagnard. Des communautés d'ongulés sauvages et domestiques y réalisent une exploitation de la végétation favorisant des densités très élevées de ces espèces. Une alternance saisonnière du régime alimentaire des prédateurs accompagne les transhumances du cheptel. Ainsi, le loup exploite toutes les proies disponibles, mais les ressources-clés sont constituées par les espèces présentes en hiver. Au cours de leur recolonisation de la région, les loups ont exploité des proies de taille croissante: le chevreuil, puis le cerf et le cheval. Les premières meutes ont été observées alors que les loups s'attaquaient aux cerfs. Auparavant les prédateurs étaient observés seuls et parfois en couples. Par la suite, une réorganisation des territoires de certaines meutes a été observée lorsque les loups se sont attaqués aux chevaux dans une autre partie de la zone d'étude. La densité des loups a atteint une valeur de l'ordre d'un individu pour 30 km². La superficie moyenne du territoire d'une meute, comprenant 2 à 6 loups est de 100 à 150 km².

Summary: Selection of wild and domestic ungulates by wolves during their recolonisation of the Cantabric mountains (Spain).

Since 1987 the recolonization of the Cantabric Mountains (Spain) by wolves has been monitored in a 650 km² area. This particular area, under the influence of both sea and mountain climates, is characterized by extended heathlands with high primary productivity. These conditions are suitable for the herbivore community, which occurs in very high densities.

Wolves' prey changed according to livestock transhumance. Although wolves fed upon all available prey, the key resources were the prey species that are present in the area during the winter. During the recolonisation of the area, wolves fed on prey of increasing size. First, roe deers were selected, then red deers and horses. At the beginning, wolves were observed either alone or in couples. Then the first packs were observed, when the wolves started to prey upon red deers, and finally the wolves' territories were reorganized, when they fed on horses. Wolf density reaches now about 1 individual per 30 km². The average surface area of a wolf pack (2 to 6 individuals) territory ranges between 100 and 150 km².

INTRODUCTION

Depuis 1987, les relations entre les habitats naturels, les grands herbivores sauvages et domestiques et le loup (*Canis lupus*) sont analysées dans une région des Monts Cantabriques.

Une première phase de l'étude a consisté à analyser la prédation du cheptel et des ongulés sauvages dans un massif comprenant la plus importante population de cerfs (*Cervus elaphus*) de la région. Ce massif est plus petit que le territoire moyen d'une meute. Au cours de cette phase de l'étude, les loups recolonisaient la région. Le processus de recolonisation a été observé dès le début des années 1980. Lorsque les ongulés sont bien représentés, certaines de ces espèces constituent les proies principales des loups (PIMLOTT *et al.*, 1969; MECH, 1970). Le cerf a ainsi représenté la ressource-clé des loups au cours de leur recolonisation de la région. La prédation a alors été suivie en analysant l'évolution de certains paramètres démographiques de la population de cerfs, de même que la répartition des attaques sur les autres ongulés dans le massif à cerfs et aux alentours (VIGNON, 1994, 1995a, 1995b, 1996).

L'étude actuelle porte sur une superficie plus vaste comprenant les territoires de cinq meutes. Elle fait la synthèse de dix années d'observation. L'objectif de cet article est de mettre en relation les caractéristiques de distribution des ongulés sauvages et domestiques avec la répartition dans l'espace et dans le temps des attaques des loups sur ces espèces. Les caractéristiques des habitats et les mécanismes écologiques qui expliquent les hautes densités d'ongulés de la région sont discutés. La sélection des proies par le loup dans l'espace et dans le temps est alors analysée depuis les premières phases de

recolonisation des prédateurs dans la région jusqu'à la stabilisation de leurs effectifs.

ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude, d'une superficie d'environ 650 km², est située dans les Monts Cantabriques, dans la province autonome des Asturies, en Espagne (fig. 1).

La cordillère Cantabrique est une chaîne de montagnes orientée selon un axe est-ouest. La ligne de crête de ce massif, qui culmine à 2'200 m, se trouve environ à 60 km de la mer. La zone d'étude s'étend de la ligne de crête à la mer sur une longueur de 35 km. Selon l'altitude et l'exposition, les milieux naturels de ces régions bénéficient d'influences méditerranéennes, atlantiques ou boréales.

Climat

La zone d'étude, située sur le versant nord des monts Cantabriques, connaît un climat dominé par les influences océanique et montagnarde. Malgré l'altitude, le climat est relativement doux du fait de la proximité de la mer. La nébulosité et les précipitations sont abondantes. A Cangas de Narcea, qui est situé au voisinage de la zone d'étude à 670 m d'altitude, la température moyenne est de 4 °C en janvier et de 17 °C en juillet. Les précipitations sont de 1'856 mm/an (GARCIA DE PEDRAZA & PALLARES QUEROL, 1985). L'enneigement est variable. La neige tombe en général entre le mois de novembre et le mois de mai. La fonte des neiges est souvent rapide. La montagne peut alors être sans neige au cours des mois d'hiver, au-dessous de 1'700 mètres.

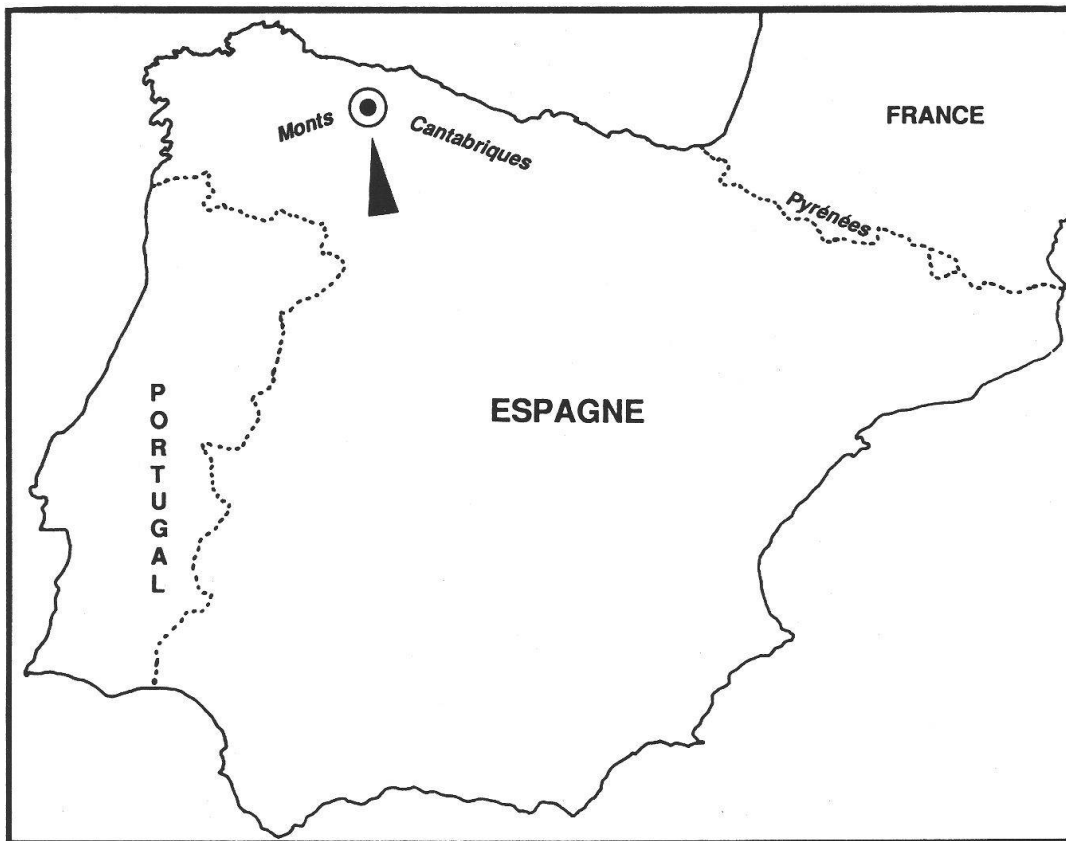


Figure 1 : Situation de la zone d'étude.

Substrat et végétation

Le massif est formé de couches sédimentaires plissées. Des terrains calcaires alternent avec des couches plus ou moins métamorphisées (gneiss, arène granitique d'érosion, ...).

Les forêts, qui représentent un peu moins de la moitié de la surface totale, se développent principalement sur les versants exposés au nord et au nord-est. Trois formations principales sont présentes :

- les forêts de chênes (*Quercus pedunculata*) plus ou moins hétérogènes couvrent les versants de l'étage collinéen jusqu'aux pentes les plus chaudes de l'étage montagnard,
- une forêt de hêtres (*Fagus sylvatica*)

relativement homogène domine l'étage montagnard. De place en place, la hêtraie est mélangée aux houx (*Ilex aquifolium*) ou aux ifs (*Taxus baccata*),

- une bétulaie (*Betula alba*), comprenant des alisiers blancs (*Sorbus aria*) et des sorbiers des oiseaux (*Sorbus aucuparia*) marque la limite supérieure de la forêt.

Les milieux ouverts, qui représentent un peu plus de la moitié de la surface totale, sont dominés par les landes à bruyères. Celles-ci sont supraforestières ou recouvrent les pentes généralement plus sèches, dont les sols sont souvent dégradés ou peu évolués (évolution régressive des sols liée au pastoralisme: surpâturage et feux pastoraux).

Des pelouses subalpines sont présentes au-

dessus de 1'800-1'900 m. Des formations de pelouses sont également en place sur quelques pentes abruptes des étages collinéens et montagnards exposés au sud (sol squelettique). Localement, celles-ci sont colonisées par le chêne vert (*Quercus ilex*), ou le chêne pubescent (*Quercus pubescens*) sur les sols calcaires.

Activités humaines

Le pastoralisme, et notamment l'élevage du cheval ou de la vache pour la production de viande, représente l'activité économique principale de la région. Le cheptel de la zone d'étude est dominé par ces deux espèces auxquelles se mêlent quelques chèvres, ânes, mulets, bardots. Il n'y a plus de moutons depuis les années '70 (BOBBÉ, 1993), à l'exception des zones de transhumance utilisées de l'été à l'automne.

Les vaches sont conduites aux pâturages et redescendues chaque jour au printemps et en automne. Les troupeaux restent en permanence en montagne lorsque les conditions climatiques deviennent favorables, entre les mois de mai-juin et la mi-octobre. Pendant cette période, des chiens seuls gardent les vaches.

Les chevaux paissent en liberté toute l'année, dans des pâturages situés en altitude et le plus souvent éloignés des habitations. Leur surveillance est restreinte.

Quelques chèvres sont maintenues à proximité des villages et déplacées d'un versant à l'autre.

Une exploitation agricole familiale destinée à la production vivrière est pratiquée autour des villages. La sylviculture est inexistante, excepté une exploitation prohibée de bois de

chauffage à proximité des habitations.

En 40 ans, de 1940 à 1980, la population de la région a chuté de deux tiers. La densité humaine y est actuellement d'environ 6 habitants par km² alors que la moyenne des Asturies est de 106 habitants par km² (A. HARTASANCHEZ, comm. pers.).

Paysages et pastoralisme

L'importance des landes à bruyères est une caractéristique majeure de la région. Selon les expositions et les substrats, la composition des landes est très variable. La répartition des grands herbivores, qu'ils soient sauvages ou domestiques, ne se fait pas au hasard sur ces formations végétales. Une recolonisation spontanée d'une végétation arbustive souvent très dense apparaît dans les secteurs soumis à la déprise agricole.

Dans la région étudiée, la douceur du climat et l'importance des précipitations, augmentées par la nébulosité, soutiennent une forte productivité de la végétation. Dans ces conditions, le territoire est particulièrement favorable aux activités pastorales.

D'importantes populations de grands herbivores coexistent dans les landes et les forêts de la région. Cette situation est particulièrement favorable à l'étude des relations entre les habitats naturels, les grands herbivores et leur prédateur.

MÉTHODES

L'analyse est fondée d'une part sur une interprétation de la répartition des ongulés et des loups dans l'ensemble de la zone étudiée

et, d'autre part, sur les données d'une étude menée depuis 1987 dans un secteur de cette zone. Dans ce secteur, d'une superficie d'environ 50 km², l'étude a consisté à analyser l'impact des loups sur la démographie des espèces-proies et notamment sur la principale population de cerfs de la zone d'étude. Ainsi des indicateurs relatifs à la structure de cette population ont pu être quantifiés chaque année (VIGNON, 1995b).

Les données de terrain ont été recueillies au cours d'itinéraires-échantillons. Ces itinéraires ont été déterminés dans le but de recueillir une information la plus représentative possible de la diversité des habitats tout en ayant la possibilité d'allier des observations directes des animaux à la collecte d'indices de présence. Seize séjours sur le terrain ont été réalisés au cours des dix années de cette étude, totalisant 174 jours sur le site.

Les loups ont été principalement suivis grâce à leurs traces. Les fèces et les restes alimentaires ont été systématiquement collectés et analysés. Les observations directes, relativement rares, ont permis de compléter les informations relatives au nombre et au type d'individus; seize observations directes ont été réalisées par l'auteur. Les données de terrain ont été complétées par une enquête menée auprès des éleveurs, des chasseurs et des naturalistes.

Une partie des données présentées dans cette étude sont qualitatives. C'est notamment le cas de l'évaluation de l'importance relative de chaque espèce-proie pour le loup. Cette démarche a été privilégiée du fait de l'hétérogénéité des sources de données: analyse des fèces, restes alimentaires, nombres d'ongulés capturés et de l'hétérogénéité de la répartition des

données brutes selon les massifs. De plus, les niveaux de prédation relatifs exercés par le loup sur chacune des espèces-proies sont suffisamment différents pour permettre de les hiérarchiser sans ambiguïté.

RÉSULTATS

Répartition des grands herbivores dans la zone d'étude

Les espèces prises en compte sont celles qui sont suffisamment représentées dans le territoire étudié, c'est à dire dont l'aire de répartition est supérieure à 5 % de la superficie de la zone d'étude. Ces espèces sont, parmi le cheptel, le cheval (*Equus caballus*), la vache (*Bos taurus*), le mouton (*Ovis amon*) et, parmi les ongulés sauvages, le cerf, le chevreuil (*Capreolus capreolus*), l'isard (*Rupicapra rupicapra*) et le sanglier (*Sus scrofa*).

La figure 2 présente une répartition de ces espèces en tenant compte de: a) leur poids moyen, b) la proportion de la superficie de la zone d'étude qu'elles fréquentent, et c) leur présence permanente ou temporaire sur le terrain (transhumance).

Il apparaît que les grandes espèces comme le cheval ou la vache sont largement réparties et représentent une biomasse importante dans la zone d'étude. A l'opposé, les moutons ou les isards sont des espèces de petite taille et de surcroît leurs aires de répartition sont très localisées. Parmi les espèces de taille intermédiaire, deux ongulés sauvages, le sanglier et le chevreuil sont très largement répartis dans le territoire. Le cerf, qui représente le troisième ongulé en ordre de taille, est présent dans une aire de répartition limitée par rapport à la superficie de la zone

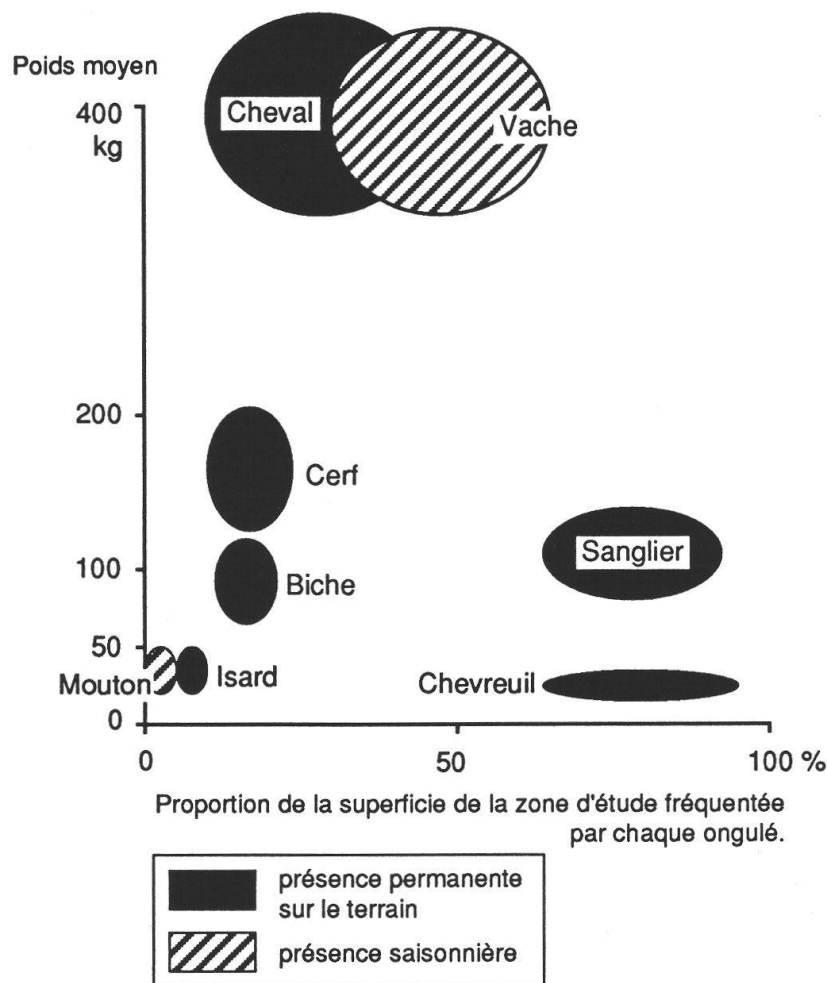


Figure 2 : Répartition des ongulés en fonction de leur poids, de l'importance de leur répartition dans la zone d'étude et de leur présence permanente ou saisonnière.

étudiée (environ 15 %).

La figure 3 présente la répartition des proies principales: le cheval, la vache et le cerf. Les zones de transhumance du mouton ont également été représentées en raison de leur exploitation saisonnière par les loups.

Le cheval et le cerf sont les deux plus grandes espèces présentes toute l'année en montagne. La présence de la vache ou du mouton est saisonnière. Ainsi, les espaces fréquentés par les chevaux et ceux fréquentés par les cerfs sont les seules zones dans

lesquelles les loups peuvent se nourrir toute l'année, et en particulier en hiver. Les aires de répartition des deux espèces sont disjointes. Le cheval est présent au nord de la zone d'étude et le cerf au sud de celle-ci. Les cerfs sont divisés en trois populations dont celle du centre est nettement plus importante. Le cerf et le cheval constituent ainsi des espèces-clefs pour le loup, et leur répartition influence fortement son activité dans la région. Les autres ongulés ne représentent qu'un complément alimentaire saisonnier pour le prédateur.

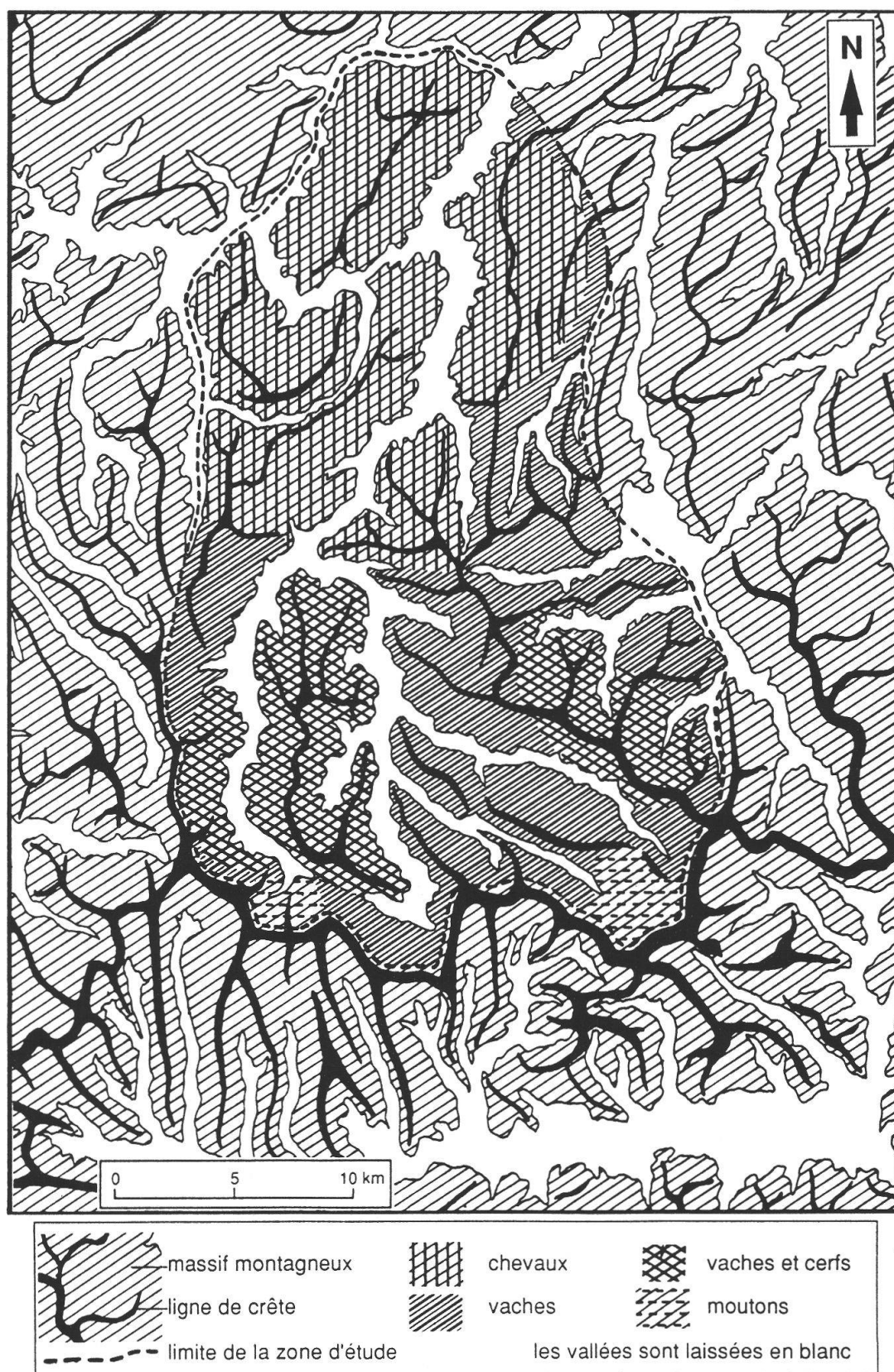


Figure 3 : Répartition des principaux ongulés sauvages et domestique dans la zone d'étude.

Alors que le territoire est relativement bien couvert par l'une ou l'autre des deux plus grandes espèces du cheptel que sont la vache et le cheval, seul ce dernier est présent toute l'année en montagne avec les ongulés sauvages.

L'ensemble de ces caractéristiques, qui concernent la répartition des grands herbivores sauvages ou domestiques, sont déterminantes dans la prédation de ces espèces par le loup.

Importance de chaque espèce-proie pour le loup

Tous les ongulés de la zone d'étude sont exploités par le loup. Toutefois, l'exploitation des proies se fait selon un rythme saisonnier dépendant des transhumances du cheptel (VIGNON, 1995b).

Le suivi des attaques des loups aux troupeaux et l'analyse des restes alimentaires ou des fèces montrent que le cheval, le cerf et la vache sont les ongulés les plus exploités.

Localement, le sanglier peut être une proie importante. Le chevreuil a représenté une proie déterminante avant l'augmentation du nombre des loups. Il est actuellement régulièrement attaqué mais ne semble pas constituer une proie importante dans l'un ou l'autre des massifs de la zone d'étude. Les moutons font l'objet d'une prédation liée à la transhumance dans une partie limitée de la zone d'étude. Ces secteurs, situés en haute altitude, ont très peu été visités par les loups en dehors de ces périodes. Enfin, l'isard, qui est très peu touché par la prédation du loup, est le seul ongulé sauvage dont les effectifs ont significativement augmenté au cours des dix dernières années.

Recolonisation de la région par les loups

La figure 4 présente les principaux événements survenus dans la zone d'étude au cours des dix années d'observation.

L'effectif minimal des populations de loups dans la région a été noté à la fin des années 1970. A cette époque, quelques individus étaient présents. Leur activité était essentiellement relevée dans la zone centrale comprenant la principale population de cerf de la région et de nombreux chevreuils. Les loups étaient observés seuls ou en couple.

L'augmentation du nombre des loups a été plus remarquable à partir de la fin des années 1980. A cette époque, les loups, qui se nourrissaient essentiellement aux dépens des chevreuils, en particulier en hiver, se sont mis à attaquer les cerfs. Parallèlement, les premières meutes d'environ cinq individus ont été observées dans les zones comprenant à la fois des vaches et des cerfs. Les premières attaques sur les chevaux ont été notées dans la moitié nord de la zone d'étude, au début des années 1990.

Le nombre de loups semble s'être stabilisé vers 1992-93. Depuis cette date, cinq à sept meutes comprenant 2 à 6 individus fréquentent les 650 km² de la zone d'étude. Le nombre de loups par meute est maximal au cours de l'automne avant qu'intervienne une mortalité hivernale des jeunes. En automne, cela représente une moyenne d'un loup pour 30 km². La superficie moyenne du territoire des meutes serait d'environ 100 à 150 km² en tenant compte d'un recouvrement partiel des territoires adjacents.

Ainsi, dans l'ensemble de la zone d'étude, la recolonisation du loup a été marquée par deux événements:

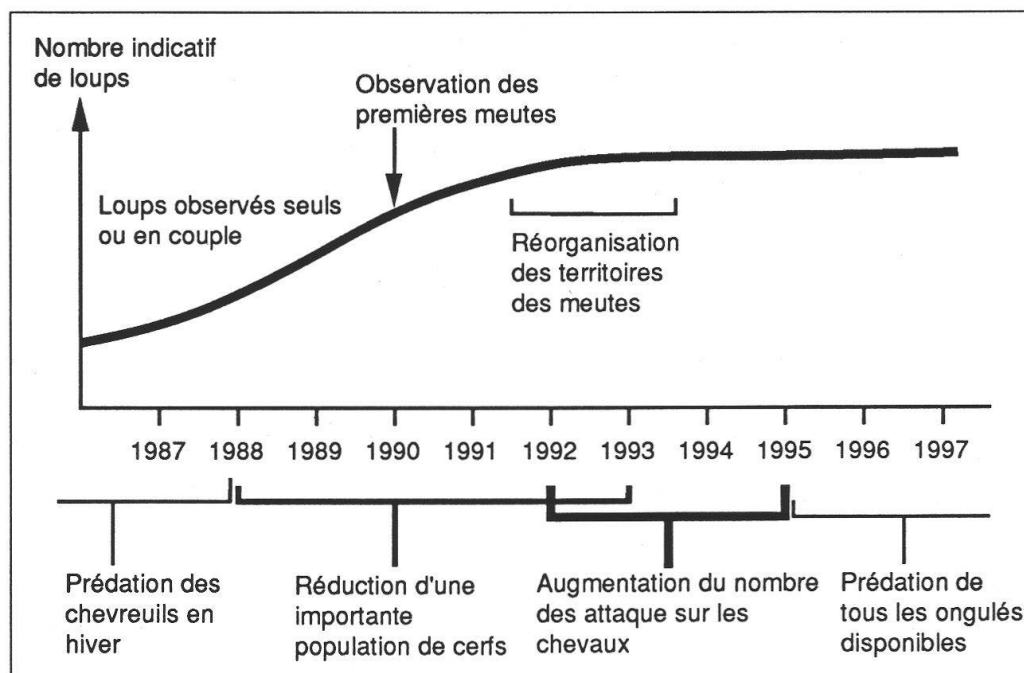


Figure 4 : Principaux événements relevés dans la zone d'étude, au cours de la recolonisation de la région par les loups.

- Une exploitation intensive de la principale population de cerfs située dans le sud de la zone d'étude à la fin des années '80. Celle-ci a été réduite de plus de la moitié (de 1'200 individus en 1988 à environ 500 en 1993; Vignon, 1995b). Auparavant les loups capturaient principalement les chevreuils. La plus forte activité des loups a été observée au cours de l'hiver rigoureux de 1991-92 dans ce massif. Une journée de battue au loup a permis d'y dénombrer 9 individus sur une superficie prospectée d'environ 10 km² (A. HARTASANCHEZ, comm. pers.). D'après le suivi des traces de loups et les observations directes, au moins deux meutes fréquentaient cet espace de 50 km².

- Une importante prédation exercée sur les chevaux, dans le nord de la zone d'étude. Cette prédation a suivi la réduction de l'effectif de la population de cerfs à partir de 1992. Parmi les chevaux capturés, les

poulains représentent un peu plus de la moitié des individus tués, les subadultes (d'un âge compris entre 1 et 3 ans) un tiers et les adultes moins de 10 %. Le nombre des chevaux tués a augmenté de 1992 à 1995, passant de 100-150 captures par an à un peu plus de 300 (Données non publiées de la garderie de la chasse). Cette prédation a été réalisée sur une population d'environ 1'500 chevaux qui occupe une superficie de 150 km².

DISCUSSION

Interactions entre la végétation et les communautés de grands herbivores

La densité des grands herbivores sauvages et domestiques a beaucoup varié depuis le

siècle dernier. Parmi ces espèces, celles qui ont connu les plus importantes variations d'effectif sont les plus grandes : le cerf, mais plus particulièrement la vache et le cheval.

Les cerfs ont disparu de la cordillère à la fin du 19ème siècle (NORES, 1986). Ils ont été réintroduits dans de grandes réserves de chasse créées au cours des années 1950 (BRAZA *et al.*, 1989). Le nombre de vaches, généralement élevé, a varié au gré des facteurs économiques locaux et du nombre d'éleveurs. L'élevage s'est développé à partir du 16ème siècle. Le maximum de densité humaine et d'effectif du cheptel a été atteint au cours des années 1910-1920 (A. HARTASANCHEZ, comm. pers.).

Les très hautes densités de grands herbivores ont provoqué une régression de la forêt. Le morcellement de la forêt a favorisé une extension des landes à bruyères qui constituent une part importante du potentiel alimentaire pour les herbivores. La biomasse végétale disponible dans les diverses formations de landes est élevée. Ces végétations bénéficient de la douceur du climat et de l'abondance des précipitations, auxquelles s'ajoute l'eau apportée par les brouillards qui se condense sur ces végétaux très ramifiés.

Dans le massif de 50 km² comprenant la plus importante population de cerfs, situé au sud de la zone d'étude, il y avait 850 vaches et près de 1'200 cerfs, avant la phase de réduction de ces derniers par les loups à la fin des années 1980 (VIGNON, 1995b). Les densités étaient alors de 24 cerfs et de 17 vaches pour 100 hectares. Vers 1950, il n'y avait pas de cerf mais 40 à 50 vaches pour 100 hectares et des moutons non dénombrés. Bien que ces valeurs paraissent très élevées, un processus lié aux complémentarités des modes de pâturage des grands herbivores

favorise de telles densités.

Dans la zone d'étude, ce processus intervient entre un herbivore de grande taille, en l'occurrence la vache, et un herbivore de taille inférieure comme le cerf ou encore le mouton, qui étaient autrefois répandus dans la région.

La vache, qui consomme de grandes quantités de fourrage, est moins sélective que le cerf. D'autre part, du fait de la largeur de sa mâchoire, elle ouvre les tapis continus d'espèces herbacées sociales comme le nard dressé (*Nardus stricta*). Les trouées ainsi créées dans la végétation herbacée dense favorisent des espèces végétales qui sont peu représentées dans les pelouses homogènes non pâturées par les vaches. Les plantes sociales, largement consommées par ces dernières, sont peu consommées par les cerfs ou par les moutons. Par contre, les plantes favorisées par le mode de pâturage de la vache sont sélectionnées par ces derniers (CLUTTON-BROCK & ALBON, 1989 In: VIGNON, 1995b).

Ainsi, la communauté de grands herbivores de la zone d'étude comprend des espèces sélectives comme le chevreuil, des espèces peu sélectives à ingestion massive comme la vache et le cheval, enfin des espèces aux exigences intermédiaires comme le cerf et l'isard. La coexistence des communautés d'herbivores limite le reboisement spontané et agit directement sur la structure, la richesse, la diversité et la productivité des formations végétales (SCHAAL, 1995).

L'importante productivité primaire des végétations et l'effet bénéfique de l'écologie des communautés de grands herbivores sur ces milieux a favorisé une densité très élevée d'ongulés sauvages et domestiques. Le cumul de ces facteurs favorables pour les ongulés a

vraisemblablement favorisé les loups lors de leur expansion démographique dans la région.

Variations de la densité des loups dans l'espace et dans le temps

Au cours de la période d'étude, le nombre de loups a augmenté pour atteindre une valeur maximale vers 1992-93. La densité atteinte d'environ un individu pour 30 km² est proche de la valeur maximale notée par ZIMEN (1982), qui précise que la densité moyenne en Amérique du Nord est d'environ un loup pour 150 km². En Espagne BLANCO *et al.* (1990, 1992) signalent des densités équivalentes à celles qui ont été observées dans la zone d'étude, dans la moitié sud des monts Cantabriques et des densités supérieures de l'ordre d'un loup pour 15 à 20 km² dans la région de Zamora (Sierra de la Culebra).

Dans la zone d'étude, le nombre moyen de loups par meute semble diminuer de l'automne à la fin de l'hiver, vraisemblablement en raison d'une mortalité des jeunes au cours de cette période.

D'importantes fluctuations de la présence des loups ont été observées dans certaines parties de la zone d'étude. Les variations d'activité les plus importantes ont été notées dans le massif de 50 km², qui comprend la plus importante population de cerfs de la zone d'étude. La densité la plus élevée y a été observée de l'hiver 1991 à l'été 1992. Deux meutes ont alors intensivement exploité la population de cerfs adultes en hiver et les faons en été (VIGNON, 1995b). Par la suite, les loups n'ont plus été observés dans cette zone, du mois d'août 1992 au mois de mars 1993. Dès leur retour, ils ont poursuivi leur prédation sur les cerfs. D'importantes

variations de densité, chez les loups, ont également été observées dans la zone d'élevage des chevaux avec un maximum de densité noté au printemps.

Les meutes de la zone d'étude qui ont exploité intensivement les cerfs à la faveur de l'enneigement hivernal, ou celles qui ont exploité les poulains peu après leur naissance au cours des mois d'avril et de mai, ont fréquenté des zones d'une superficie d'environ 50 km². Ces superficies sont très inférieures à celle du territoire moyen d'une meute qui est de l'ordre de 150 km². Les territoires de deux meutes voisines pouvaient ainsi se chevaucher lors de l'exploitation d'une ressource particulièrement abondante.

Sélection et exploitation des proies dans l'espace et dans le temps

Les espèces-proies présentes en hiver en montagne constituent les ressources-clés des loups, étant donné l'indisponibilité de la plupart des espèces domestiques à cette saison. Ainsi, au cours de leur phase de recolonisation, les loups ont successivement exploité, en hiver ou en dehors des périodes de transhumance, des proies de taille croissante, c'est à dire: les chevreuils, les cerfs et les chevaux. Ces espèces-proies, disponibles toute l'année, assurent également le maintien des prédateurs dans la région.

Alors que la densité des loups était faible et celle des ongulés forte, les prédateurs exploitaient essentiellement les chevreuils en hiver. Le changement de proie du chevreuil au cerf, qui a été observé à la fin des années 1980, marque une première étape de la recolonisation du territoire par les loups. Cette étape a également été caractérisée par l'apparition des premières meutes vers 1990 (VIGNON, 1995b).

La taille de la proie principale est l'un des facteurs importants qui détermine le nombre de loups par meute, cette proie devant nourrir le groupe lors de chaque événement de capture (ZIMEN, 1982). Dans de bonnes conditions alimentaires, une population de loups peut doubler en 2 à 5 années (FULLER, 1995). Le nombre de loups est directement corrélé à la densité des ongulés (FULLER, 1995).

Des loups colonisateurs et des loups établis ont été étudiés dans des régions d'Amérique du Nord dans lesquelles les proies étaient constituées par le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) ou par le wapiti (*Cervus elaphus*). Dans chaque situation, les loups colonisateurs se nourrissaient de faons alors que les loups établis se nourrissaient de cerfs adultes (BOYD *et al.*, 1994 In: VIGNON, 1995b).

Au cours des processus de recolonisation des loups étudiés en Amérique du Nord, la prédation exercée sur des proies de taille croissante s'est opérée entre le jeune et l'adulte d'une même espèce. Dans la zone d'étude, ce changement de proie a été observé entre les adultes de deux espèces de taille très différente, le chevreuil étant une proie plus petite qu'un faon de cerf en hiver (VIGNON, 1995b). L'originalité du changement d'espèce-proie observé dans la zone d'étude par rapport à ce qui a été noté en Amérique du Nord est une conséquence de l'absence d'une espèce d'ongulé de taille équivalente à celle du chevreuil dans le nord du continent américain.

Le fait que les loups colonisateurs se soient mis à capturer des proies de taille croissante est d'autant plus remarquable que, parmi les cerfs, les loups ont sélectionné les mâles plus lourds que les biches (VIGNON 1995b, 1996).

L'apparition d'une nouvelle proie, en l'occurrence le cheval, dans le régime du loup après une réduction de la population d'une espèce-proie antérieure, en l'occurrence le cerf, est connue (différentes références sont mentionnées dans BRANGI *et al.*, 1992). Une réorganisation des territoires des meutes de loups a été observée au cours de cette période de transition.

Comme l'a relevé FULLER (1989), le fonctionnement et la territorialité des meutes évoluent en fonction des disponibilités alimentaires. Après une concentration des activités d'au moins deux meutes dans le massif comportant la principale population de cerfs, l'activité des prédateurs s'est davantage portée vers d'autres espaces principalement occupés par des chevaux.

Le cerf et le cheval sont devenus les deux proies principales du loup dans la zone d'étude, parce que ce sont les deux plus grandes espèces disponibles toute l'année et parce qu'une fois installés en meute, les loups pouvaient s'attaquer à ces proies. Leur répartition essentiellement disjointe dans le territoire a déterminé, en grande partie, la localisation des principaux secteurs d'activité des meutes qui ont été notés ces dernières années. Dans le même ordre d'idée, l'exploitation des moutons dans les pelouses subalpines a provoqué une extension saisonnière des territoires de certaines meutes vers certains secteurs de haute altitude.

La sélection des proies par les loups s'est opérée par une optimisation de l'exploitation des ongulés dans l'espace en fonction de la répartition des proies, de leur abondance, de leur disponibilité et de leur taille corporelle.

Cette sélection des espèces s'est également opérée en fonction des rigueurs climatiques qui influencent, d'une année sur l'autre, la

vulnérabilité des proies. Ainsi, les faons ont été tués, en été, à la suite des hivers rigoureux alors que les veaux constituaient la proie des loups sur les mêmes sites après les hivers plus cléments (VIGNON 1995b, 1996).

CONCLUSION

La qualité biologique des habitats naturels des Monts Cantabriques dépend du maintien d'une communauté de grands herbivores. Celle-ci comprend des espèces dont les aptitudes alimentaires se complètent. Le peuplement actuel des ongulés sauvages est insuffisant pour maintenir la diversité, la richesse et la productivité des formations végétales; le rôle écologique des grandes espèces domestiques (bovins, équidés) est indispensable. Ces dernières espèces perpétuent le rôle écologique des chevaux et des bovidés sauvages disparus de la région.

Les conditions climatiques favorables de la région et les effets bénéfiques de la communauté d'ongulés sur la productivité des milieux naturels ont permis d'atteindre de très hautes densités de grands herbivores sauvages et domestiques. La densité des loups, au terme de leur expansion démographique, a bénéficié de ce potentiel. La présence des prédateurs, aux densités actuelles, dépend en partie du pastoralisme parce que les loups exploitent toutes les proies disponibles. Cette situation est une source de conflit sur un plan économique.

Le déclin du pastoralisme représente donc une menace pour la conservation de la richesse biologique exceptionnelle des landes et des vieilles forêts pâturées de la région

(flore, espèces animales invertébrés, mais également grand tétras, ours, ...).

Si l'activité pastorale doit être limitée à terme, la conservation des habitats naturels des Monts Cantabriques pourrait être assurée par le remplacement progressif des grandes espèces pastorales par des équidés et des bovidés de races rustiques ou d'espèces sauvages. C'est l'un des objectifs possibles pour ce territoire.

Pour assurer la conservation du loup, encore faut-il réaliser un projet dans un espace suffisant en regard de la superficie occupée par les meutes d'une population minimale viable. Cela représenterait une superficie d'environ 4'000 km², pour une population de loups comprenant par exemple une trentaine de meutes, en tenant compte d'une superficie moyenne de leurs territoires de 150 km² se recouvrant partiellement.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Alfonso Hartasanchez qui m'a accueilli sur son terrain et m'a fait profiter de toute son expérience. Ma gratitude va également aux gardes ainsi qu'à Esteban et Barbara Laurencery pour leurs précieuses informations concernant les aspects sociaux et économiques. Je remercie également Eric Saglio pour la qualité des photos prises sur la zone d'étude et l'enseignement qu'elles ont pu nous apporter dans cette étude. Enfin un remerciement à l'équipe d'OGE, en particulier Paul-Emile Lafleur pour ses conseils lors la relecture du manuscrit.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANCO, J.C., CUESTA, L., & REIG, S. 1990. El lobo (*Canis lupus*) en Espana - situacion, problematica y apuntes sobre su ecologia. *ICONA, Coleccion Tecnica, Madrid*. 118 pp.
- BLANCO, J.C., CUESTA, L., & REIG, S. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf (*Canis lupus*) in Spain. *Biological Conservation* 60: 73-80.
- BOBBÉ, S. 1993. Statut légal de l'animal sauvage et pratiques sociales: exemple du loup et de l'ours dans la cordillère Cantabrique. *Forestier 21 (supplément: Actes du colloque "Protection et gestion de la faune sauvage en milieu rural et forestier")*: 407-428.
- BRANGI, A., ROSA, P., & MERIGGI, A. 1992. Predation by Wolves (*Canis lupus* L.) on wild and domestic Ungulates in Northern Italy. In: Spitz, F., Janeau, G., Gonzales, G., & Aulagnier, S. eds): Colloque "Ongulés/Ungulate 91", *SFEPM - IRGM, Paris - Toulouse*. pp. 541-543.
- BRAZA, F., VARELA, I., JOSÉ, C., & SAN CASES, V. 1989. Distribution actuelle du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du daim (*Dama dama*), et du cerf élaphe (*Cervus elaphus*) en Espagne. *Z. Säugetierkunde* 54: 393-396.
- FULLER, T.K. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 1-41.
- FULLER, T.K. 1995. Guidelines for gray wolf management in the northern great lakes region. Technical publication 271. *International Wolf Center, Ely*. 19 pp.
- GARCIA DE PEDRAZA, L., & PALLARES QUEROL, M. 1985. El Clima y la caza mayor. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentation, Madrid*. 35 pp.
- MECH, L.D. 1970. The wolf: the ecology and the behaviour of an endangered species. *The Natural History of Press, New York*. 384 pp.
- NORES, C. 1986. Los Mamiferos, Naturaleza de Asturias. *GH Editores, S.A., Gijon*. 78 pp.
- PIMLOTT, D.H., SHANNON, J.A., & KOLENOSKY, G.B. 1969. The ecology of the timber wolf in Algonquin Provincial Park. *Ont. Dep. Lands and For. Res. Rep. Wildl.* 87: 1-92.
- SCHAAL, A. 1995. Les ongulés peuvent-ils être des auxiliaires dans la gestion des milieux naturels herbacés? In : Forum des gestionnaires du 31 mars 1995: La gestion des milieux herbacés. *Espace naturels de France, Réserves naturelles de France & Ministère de l'Environnement, Paris*. pp. 23-34.
- VIGNON, V. 1994. Espagne: quand on parle du loup ... *Le Courrier de la Nature* 148: 28-32.
- VIGNON, V. 1995a. Première analyse de la prédation des ongulés par les loups dans un massif des monts Cantabriques (Asturies, ESPAGNE). *Mémoire de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes*. 63 pp.
- VIGNON, V. 1995b. Analyse de la prédation des ongulés par les loups (*Canis lupus*) dans un massif des Monts Cantabriques (Asturies, Espagne). *Cahiers d'éthologie Appliquée* 15 (1): 81-92.
- VIGNON, V. 1996. La predacion del lobo sobre ungulados en Asturias. *Quercus* 130: 12-15.
- ZIMEN, E. 1982. A wolf pack sociogram. In: Wolves of the world - perspectives of behaviour, ecology and conservation. Harrington, F. H. , & Paquet, P.C. (eds). *Noyes, Park Ridge*. pp. 282-322.

LE SANGLIER DANS LE CANTON DE THURGOVIE: PRÉSENTATION D'UN TRAVAIL DE DOCTORAT EN COURS

HANNES GEISSER

Naturmuseum, Museumstrasse 32, 9000 St. Gallen, Suisse.

Mots-clés: mammifères, sanglier, Suisse, population, habitat, dégâts aux cultures.

Key-words: mammals, wild boar, Switzerland, population, crop damages.

Résumé

Un travail de doctorat sur le sanglier *Sus scrofa* a été lancé dans le canton de Thurgovie (Suisse) en 1995. Les objectifs de ce projet de recherche sont l'étude de l'évolution des effectifs et de l'utilisation de l'habitat, et une analyse des dégâts aux cultures causés par cette espèce. Les résultats seront utilisés pour créer un premier modèle de gestion simple du sanglier en Thurgovie. Les premiers résultats concrets seront vraisemblablement présentés en 1998.

Zusammenfassung: Das Wildschwein im Kanton Thurgau (Schweiz) : Erster Einblick in eine zur Zeit laufende Dissertation.

Im Rahmen einer Dissertation läuft seit 1995 ein Forschungsprojekt am Wildschwein *Sus scrofa* im Kanton Thurgau (Schweiz). Untersucht werden Fragen zur Populationsentwicklung, zur Habitatnutzung und zur Schadensproblematik. Die Studie soll Grundlagen liefern für ein erstes, einfaches Managementmodell dieser Art im Kanton Thurgau. Erste Resultate werden für 1998 erwartet.

Summary: The wild boar in the Canton Thurgau (Switzerland): presentation of a PhD thesis.

Since 1995 a PhD study on the wild boar *Sus scrofa* has been in progress in the Canton Thurgau (Switzerland). Population demography, habitat use and an analysis of wild boar damages to crops are the main topics of the study that will attempt to work out the basis for a first simple management model of this species in the Canton Thurgau. First results are expected in 1998.

INTRODUCTION

Mis à part le cerf *Cervus elaphus*, le sanglier *Sus scrofa* est le plus grand mammifère de Suisse. Bien que cette espèce soit relativement importante pour la chasse et l'économie (dégâts occasionnés aux cultures),

l'intérêt porté au sanglier par le monde scientifique suisse reste modeste. Une première contribution significative à la connaissance de cette espèce a été apportée par le zoologiste Marco Baettig dans le cadre

de travaux de recherche réalisés en Suisse occidentale (Cantons du Jura et de Vaud) dans les années quatre-vingt (BAETTIG, 1985, 1989). Ces études ont fourni d'importants résultats concernant l'évolution des effectifs, l'utilisation de l'habitat et de l'espace, et les dégâts occasionnés aux cultures. Ils constituent la base sur laquelle s'appuie la gestion du sanglier dans le Jura, dans le Canton de Vaud et même ailleurs. Suivant l'exemple de Baettig, Marco Moretti a consacré un travail de diplôme à l'étude de l'utilisation de l'espace et des habitats chez les sangliers vivant dans le Sud du Tessin (MORETTI, 1991). Ces sangliers, arrivés d'Italie au début des années quatre-vingt, se sont bien adaptés aux conditions écologiques du Malcantone et se sont rapidement multipliés.

Depuis, aucune autre étude scientifique sur le sanglier n'a été réalisée dans notre pays. En particulier, il n'existe aucun travail concernant la problématique des dégâts occasionnés aux cultures (extension, écologie et caractéristiques des dégâts) sur le Plateau et en Suisse orientale, bien que ces régions soient nettement différentes du Jura et du Tessin sous de nombreux points de vue (topographie, techniques d'exploitation forestière, composition floristique des forêts, taux d'urbanisation, législation sur la chasse). Compte tenu des remarquables facultés du sanglier à s'accommoder aux habitats les plus divers, on peut s'attendre à ce que la situation rencontrée en Suisse orientale et septentrionale soit différente de celle observée dans le Jura ou au Tessin. Pour cette raison, un projet de recherche sur l'écologie de ce suidé a été lancé en 1995 dans le canton de Thurgovie (Suisse orientale), région où l'espèce est actuellement en pleine expansion (GEISSER, 1996). Le projet vise essentiellement à caractériser d'un point de vue écologique les différents

habitats présents et à en déterminer l'importance pour la survie des populations de sangliers résidentes. Cette étude devrait contribuer à une meilleure connaissance de la démographie de l'espèce et de ses préférences quant au choix des habitats dans le Plateau suisse.

SITUATION-CADRE DU PROJET DE RECHERCHE

Le projet de recherche a été lancé en raison de l'expansion rapide du sanglier en Thurgovie et de l'augmentation des dégâts aux cultures qui en résulte. D'après les statistiques de chasse, le nombre de sangliers tirés (lequel est, dans une certaine mesure, proportionnel à la taille de la population) a connu un premier pic vers la fin des années septante (fig. 1). En particulier, environ 40 d'individus ont été tirés dans le Canton en 1977. Le nombre de tirs a ensuite considérablement baissé dès 1979, et s'est stabilisé autour de 10 individus par an jusqu'en 1989. Une nouvelle augmentation s'est amorcée dès 1990; le nombre d'animaux tués a explosé de façon dramatique dès 1993. Cette explosion peut être illustrée par deux comparaisons : a) entre 1993 et 1996, 301 sangliers ont été tués, ce qui dépasse amplement le total des individus tirés durant toute la période entre 1970 et 1992 (268 individus), b) en 1993, on a tiré trois fois plus de sangliers que l'année précédente.

Le tableau 1 présente une première comparaison de l'importance des tirs en Thurgovie (année 1995) avec les valeurs provenant d'autres régions. Les indemnités versées par le Canton pour les dégâts aux cultures ont augmenté parallèlement au nombre d'animaux tirés: la courbe de ces indemnités suit en effet fidèlement celle des tirs (fig. 1).

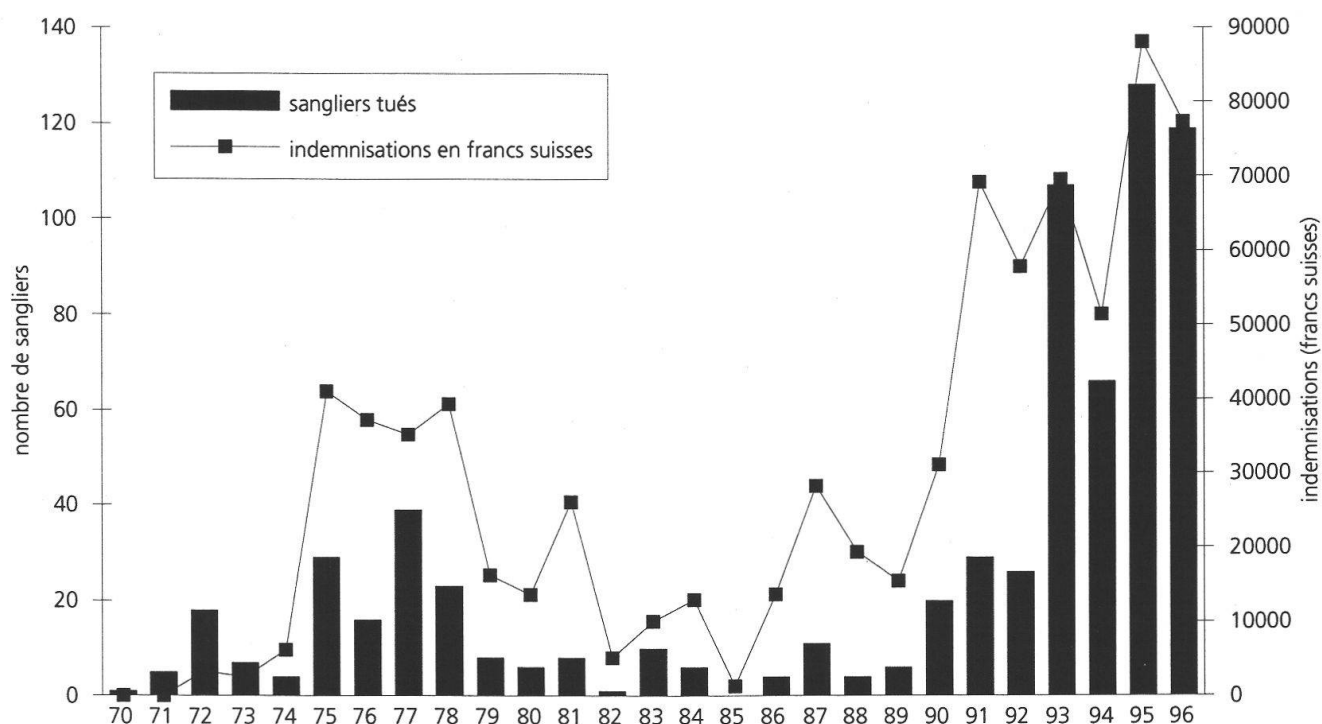


Figure 1 : Evolution du nombre de sangliers tirés et des indemnités payées pour les dégâts aux cultures dans le canton de Thurgovie entre 1970 et 1996.

(source: Administration cantonale de la chasse du canton de Thurgovie).

Région / pays	Nombre de sangliers tirés par 100 hectares de forêt	Source
Baden-Württemberg / D	0.63	ANONYME 1996
Bavière / D	0.27	ANONYME 1996
Pologne ouest / P	2.5	FRUZINSKI 1995
Toscane sud / I	10.0	MAZZONI DELLA SANTA <i>et al.</i> 1995
Jura / CH	0.8	BUWAL/OFEFP 1996
Malcantone / CH	3.0	BUWAL/OFEFP 1996
Thurgovie / CH	0.75	présente étude (1995)

Tableau 1 : Comparaison du nombre d'animaux tirés en milieu forestier dans différentes régions.

TERRAIN D'ÉTUDE

L'expansion du sanglier en Thurgovie s'est faite principalement dans la région comprise entre la rivière Thur et le Lac de Constance. Cette région, qui porte le nom de Seerücken (278° N / 720° W), s'étend du sud-est au nord-ouest entre les villes de Romanshorn et de Stein am Rhein (fig. 2). Le paysage se compose essentiellement d'une chaîne de collines boisées dont l'altitude varie entre 400 et 600 mètres. Le Seerücken a été choisi comme terrain d'étude pour notre recherche.

BUTS DE LA RECHERCHE

Le projet se compose trois thèmes ou sous-projets. Le but final de l'étude est de

rassembler les principaux résultats obtenus dans chacun de ces sous-projets afin de dégager un modèle de gestion simple des populations de sangliers.

Le premier sous-projet vise à analyser les différentes phases de la démographie du sanglier en Thurgovie dès 1970 et d'essayer d'en expliquer l'évolution. Différents facteurs susceptibles d'influencer une évolution démographique comme celle observée en Thurgovie (HAHN & KECH, 1995) seront examinés: a) présence d'une source de nourriture supplémentaire due à des changements dans les pratiques agricoles (développement des cultures céréalières, en particulier du maïs et du blé), b) augmentation de la production de fâines et de glands des arbres en réaction à la pollution,

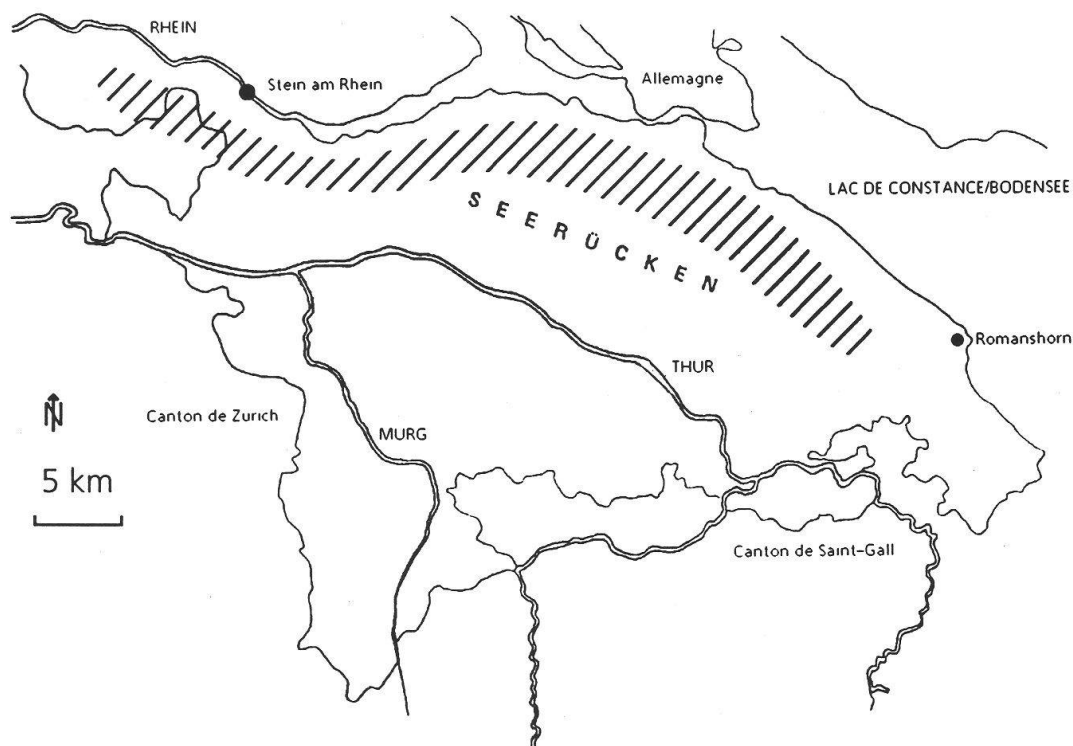


Figure 2 : Le Seerücken: région fréquentée par le sanglier dans le Canton de Thurgovie.

c) changements dans les pratiques liées à la gestion des forêts, d) législation et pratique de la chasse, e) conditions climatiques particulièrement favorables (série d'hivers doux et secs, suivis de printemps relativement chauds), et f) influence des échanges démographiques (émigrations, immigrations) avec les populations de sangliers du Sud de l'Allemagne.

Le deuxième sous-projet tentera, par l'étude des traces et autres indices indirects, de déterminer les facteurs responsables du choix de l'habitat. Il faudra en particulier déterminer le comportement des sangliers, les endroits et les moments de la journée choisis pour les différentes activités, ainsi que les facteurs environnementaux qui peuvent avoir une influence. Nous chercherons également à mettre en évidence un éventuel aspect saisonnier dans tous ces phénomènes. Les résultats obtenus seront comparés avec ceux de BAETTIG (*op. cit.*) et de MORETTI (*op. cit.*).

Le troisième sous-projet consiste en une analyse détaillée des dégâts causés par les sangliers dans le canton de Thurgovie. Nous

chercherons à déterminer les facteurs environnementaux ayant un rapport avec l'apparition et l'ampleur des dégâts constatés. Il est également prévu d'étudier leur évolution depuis 1970 et d'en rechercher la ou les origines. Une étude approfondie des différentes parcelles soumises à un régime de chasse sera notamment effectuée.

La collecte des données dans le terrain se terminera à fin 1997. Compte tenu du temps nécessaire pour le traitement et l'analyse des données, nous espérons pouvoir présenter les premiers résultats en 1998.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier la Section Chasse et Biologie de la faune de l'OFEFP, l'Administration cantonale de la chasse du Canton de Thurgovie, La Protection Suisse des Animaux (PSA), la Banque cantonale de Thurgovie, LEICA Camera SA ainsi que le Musée d'Histoire Naturelle de St. Gall pour leur soutien financier. Nous remercions également M. Geisser qui a traduit ce texte de l'allemand.

BIBLIOGRAPHIE

- ANONYME. 1996. Jagdbericht Baden-Württemberg 1994/95. *Berichte der Wildforschungsstelle Aulenberg* 4. 59 pp.
- BAETTIG, M. 1985. Beiträge zur Wildschweinforschung in der Schweiz. *Inauguraldissertation Universität Basel*. 230 pp.
- BAETTIG, M. 1989. Habitat-Biologie-Feldschäden-Jagd des Wildschweins (*Sus scrofa*). Empfehlungen und praktische Ratschläge bei Bejagung, Biotopverbesserung, Feldschadenverhütung. *Feld, Wald, Wasser* 77 (3): 7-15.
- BUWAL/OFEFP. 1996. Eidgenössische Jagdstatistik 1995. *BUWAL, Sektion Jagd und Wildforschung, Bern*.
- FRUZINSKI, B. 1995. Situation of Wild boar populations in Western Poland. *Ibex J.M.E.* 3: 186-187.
- GEISSER, H. 1996. Dem Wildschwein auf der Spur - Aktuelle Wildschweinforschung im Kanton Thurgau. *Wildbiologie in der Schweiz* 4. 12 pp.

- HAHN, N. & KECH, G. 1995. Literaturübersicht zur Schwarzwildforschung. *Schriftenreihe Wildforschung in Baden-Württemberg* 4. 92 pp.
- MAZZONI DELLA STELLA, R., CALOVI, F. & BURRINI, L. 1995. Wild boar management in an area of Southern Tuscany (Italy). *Ibex J.M.E.* 3: 217-218.
- MORETTI, M. 1991. Saisonale Raumverteilung, Habitatnutzung und Standortwahl des Wildschweins (*Sus scrofa*, L.) in einem Berggebiet auf der Alpensüdseite der Schweiz (Malcantone, Tessin). *Diplomarbeit Universität Zürich*. 59 pp.
-

COMPORTEMENT D'ALERTE ET GRÉGARISME DANS LA COLONIE DE PHOQUES VEAUX-MARINS *PHOCA VITULINA* DE LA BAIE DE SOMME - PICARDIE, FRANCE

CORINNE M.P. DI TRANI¹ et PHILIPPE THIERY²

¹ Parc Zoologique et Botanique, 51 rue du Jardin Zoologique, 68100 Mulhouse, France.

² Picardie Nature, 14 Place Vogel, 80000 Amiens, France.

Mots-clés: *Phoca vitulina*, grégarisme, repos à terre, comportement d'alerte, Baie de Somme, France.

Key-words: *Phoca vitulina*, gregariousness, haul-out behaviour, alert behaviour, Baie of Somme, France.

Résumé

Une étude écoéthologique a été menée sur les phoques veaux-marins de la Baie de la Somme, Picardie, France, en 1993 et 1994. Des observations ont été faites sur le comportement d'alerte d'individus seuls et en groupe. Les résultats montrent que les fréquences de mouvements de "lever la tête" choisis comme indicateurs du comportement d'alerte, sont plus fréquents chez les individus solitaires. La fréquence de ce comportement est inversement corrélée au nombre d'individus composant le groupe. Le temps d'exploration en résulte réduit, avec une économie énergétique utile qui est probablement à la base du comportement grégaire chez cette espèce.

Summary: Gregariousness and scanning behaviour in the harbour seals of the Bay of Somme - France.

An ethological study was conducted on harbour seals in 1993 and 1994 in the Bay of Somme, Picardie, North of France. Observations were recorded on the scanning behaviour in order to study the alert behaviour of seals during haul out. Results show that "head lifting" bouts indicating the alert behaviour are more frequent in solitary seals. Frequency is inversely correlated with the number of seals within a group. Their scanning time is consequently reduced. This probably means that the energetic cost of exploration is distributed among the individuals with the final advantage of a minimized loss of energy.

INTRODUCTION

La Baie de Somme constitue un des quatre sites français accueillant des groupes de phoques veaux-marins (*Phoca vitulina*)

observés tout au long de l'année. La population française décrite ici est la plus septentrionale de l'espèce en Europe et n'a

jamais fait l'objet de recherches scientifiques auparavant.

Les actions menées par l'association Picardie Nature à l'égard de la colonie de la Baie de Somme ont démontré qu'il était possible, par une surveillance terrestre et maritime, de limiter les interférences humaines en période estivale surtout, un moment où le repos et la thermorégulation sont extrêmement importants pour l'accumulation des réserves de lipides pour passer l'hiver. Cette période est également délicate du fait de la présence régulière, depuis quelques années, de femelles en gestation qui ont réussi à sevrer leur petit avec un certain succès (DE BOER, comm. pers.; THIERY *et al.*, 1993; DI TRANI, 1995a, 1995b). Depuis 1992, en effet, des naissances sont observées régulièrement dans cette colonie. Avant cette date, la reproduction a été décrite pour la première fois par LABITTE (1858) et pour la dernière fois autour de 1960 (DUGUY, 1990). Un suivi régulier a donc été mis en place, et l'impact humain a été spécialement considéré dans l'étude du comportement de la colonie.

ZONE D'ÉTUDE

La Baie de Somme est un estuaire de 82 km² de type macrotidal. Le marnage y est de neuf mètres. A marée basse, l'estuaire sableux est entrecoupé de chenaux, seule l'embouchure du chenal principal balisé peut être parcourue par des embarcations. En période estivale, pendant la marée descendante et basse, chenaux et bancs de sable sont fréquentés librement par les touristes dans le cadre de diverses activités (pêche, promenade,...). Durant la saison touristique, la population est augmentée de 6 à 50 fois suivant les stations balnéaires.

Cette étude a eu un double objectif: d'une part, l'enrichissement des connaissances sur le comportement des phoques veaux-marins à terre, dans une population qui n'avait jamais été étudiée auparavant; d'autre part, elle fournit des données importantes pour la protection d'une population qui risquait de disparaître de la Baie. Aujourd'hui, les actions de l'association Picardie Nature sensibilisent les visiteurs de la Baie ainsi que les habitants afin de garantir l'équilibre écologique du site.

MÉTHODES

En 1993, des observations "*ad libitum*" (ALTMANN, 1974; LEHNER, 1979) ont permis de dresser un éthogramme de 47 unités opérationnelles de l'espèce sur une population de 17 individus. Ce catalogue (DI TRANI, 1993) a été la base de l'étude sur les temps d'activité présentés par les phoques veaux-marins en condition de repos à terre durant les périodes estivales (de juin à août) 1993 et 1994. Au total, 150 jours d'observations, correspondant à un total de 1050 heures, ont été consacrés à cette espèce dans le cadre du programme de surveillance et protection mis en place par l'association Picardie Nature. Les résultats sur le comportement d'alerte ont été collectés de juin à août 1994. La baie abritait, cette année-là, 22 phoques veaux-marins et 2 phoques gris (*Halichoerus grypus*). Les animaux ont été observés lors de séances de repos sur les bancs de sable et dans l'eau durant la nage en surface. La distance d'observation était de 300 m et le matériel utilisé une jumelle binoculaire 30x75 (Swarovsky) sur trépied. La méthode utilisée dans la collecte des données a été celle du "*all occurrences*" ou comportement focalisé (ALTMANN, *op. cit.*; LEHNER, *op. cit.*). Les "foci" ont été les groupements d'individus (de

1 à 15 individus, le maximum qui ait été observé dans un groupe) ayant une distance interindividuelle de 1 à 5 mètres. Les groupements contenant des individus séparés par une distance supérieure n'ont pas été pris en considération. Cette distance approximative entre les individus, a été estimée en utilisant comme unité de mesure la longueur moyenne d'un individu adulte. Le temps d'observation a été fixé à 5 minutes pendant lesquelles ont été enregistrés tous les mouvements de "lever la tête" (Head Lifting: "HL") associés à ceux d'exploration visuelle ou olfactive (Exploring: "EXP", Sniffing: "SNI"). Dans le déploiement de ces comportements, l'animal passe d'une position relaxée (tête au sol ou à demi levée, immobile, les yeux fermés ou ouverts) à une position soulevée de la tête en mouvement d'exploration ou en fixation sur

un individu ou autre sujet non identifiable). Souvent le mouvement de soulèvement de la tête est très net et rapide et peut être suivi d'un mouvement d'approche vers l'eau (Approaching the Shore: "APS"). Tous les mouvements de soulèvement de la tête dus au confort (associés aux comportements "se gratter" ou "se déplacer") n'ont pas été enregistrés.

RESULTATS

Nous avons effectué 32.8 % (N=125) des observations sur des individus solitaires, le reste étant distribué dans des regroupements de 2 à 15 individus. Le test de Kolmogorov-Smirnov des fréquences cumulatives nous montre qu'il existe une différence significative dans la distribution

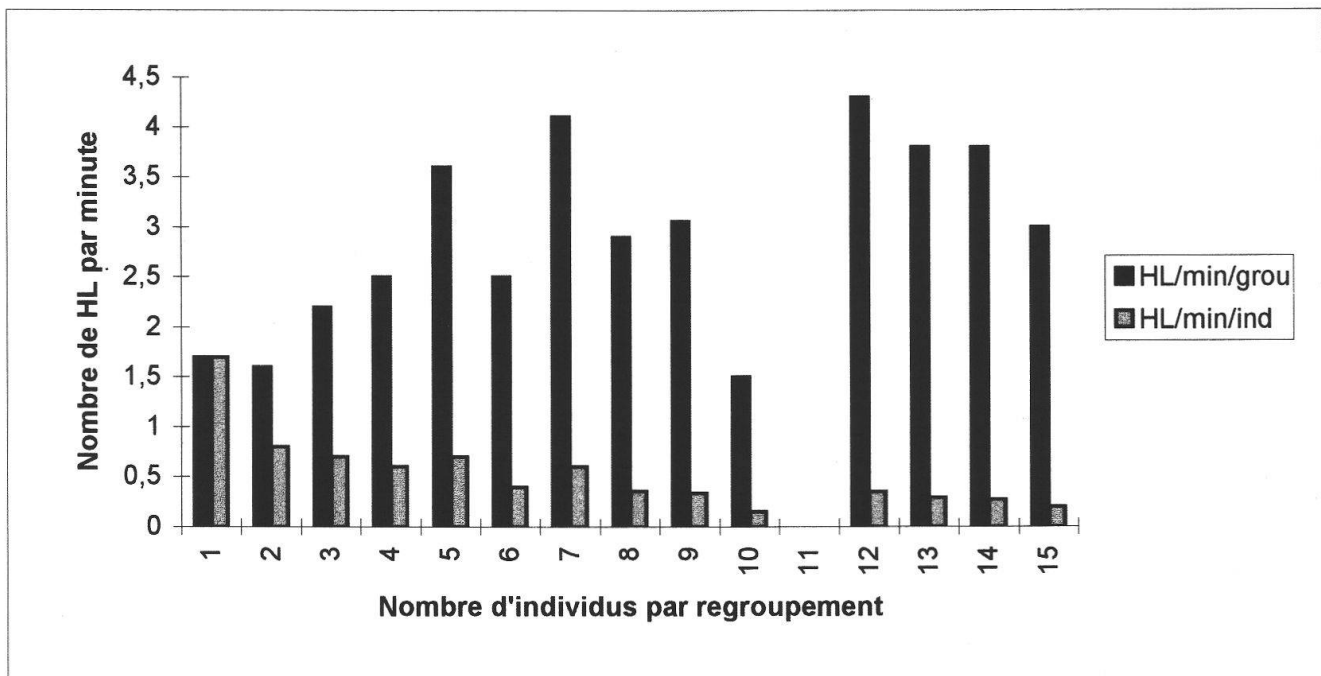


Figure 1 : Nombre de HL ("head lifting" ou "lever la tête") par minute pour des regroupements de 1 à 15 phoques veaux-marins. Barres grises: fréquences individuelles. Barres noires: fréquence du groupe.

des regroupements et que les groupes de 4 individus sont les plus fréquents ($N=84$, $D_{\max} = 0.25$, $p < 0.01$). Parallèlement, on a observé que chez les individus solitaires les mouvements de HL ont une fréquence moyenne de 1.7 par minute. La fréquence individuelle décroît constamment dans les regroupements à nombre croissant d'individus (fig.1, barres grises). Par ailleurs, le nombre total de HL de tous les individus d'un groupe n'est pas corrélé au nombre d'individus le formant (fig.1, barres noires) (Kolmogorov-Smirnov pour deux échantillons indépendants : $N_1 = 405$, $N_2 = 74$, $D_{\max} = 0.314$, d.l. = 2, $\chi^2 = 24.6$, $p < 0.001$).

CONCLUSION

Le temps que chaque individu a consacré aux mouvements de HL se réduit progressivement en fonction du nombre d'individus composant le groupe. Le regroupement garantit un minimum de mouvements par tête et une meilleure vigilance envers les facteurs extérieurs. Ces résultats significatifs concordent avec l'étude de TERHUNE & BRILLANT (1996) qui ont analysé la distribution de ce comportement chez *Phoca vitulina* dans la Bay of Fundy, au Canada. Sur des populations plus importantes (des groupes de 40 individus ont été observés), les auteurs ont pu déceler dans

la formation de regroupements à terre une fonction anti-prédation même si l'hypothèse de RENOUF & LAWSON (1986) reste valable. En effet, ces derniers expliquent le comportement de "lever la tête" comme un comportement lié à la recherche d'un partenaire sexuel en période de rut.

Dans le cas de la Baie de Somme, les observations en période de naissances et reproduction coïncident avec un impact touristique accru. Les observations sur le repos à une distance rapprochée de l'eau et la mise à l'eau suite aux dérangements d'origine humaine nous font adopter l'hypothèse selon laquelle le comportement grégaire à terre dans la Baie facilite les comportements de vigilance tout en augmentant le temps total de repos de chacun.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le Conseil Régional de Picardie, le Conseil Général de la Somme, et l'Association Université-Entreprises pour la Formation en Picardie pour leur soutien financier durant les phase de recherche sur le terrain, de même que l'Association Picardie Nature, ses membres et, en particulier, Alain William pour son dévouement et sa disponibilité sur tous les fronts.

BIBLIOGRAPHIE

- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.
- DI TRANI, C.M.P. 1993. Observations écoéthologiques sur la colonie de phoques veaux-marins (*Phoca vitulina* L.) dans la Baie de la Somme, Picardie, France. *Rapport au Conseil Régional de Picardie, Conseil Général de la Somme & A.U.E.F.P., Amiens*. 140 pp.
- DI TRANI, C.M.P. 1995a. Observations éthologiques sur la reproduction du Phoqué veau-marin (*Phoca vitulina* L.) en Baie de Somme. *Arvicola* 7(2): 13-14.

- DI TRANI, C.M.P. 1995b. Naissance de deux phoques veaux-marins (*Phoca vitulina* L.) en Baie de Somme, Picardie - France. *Arvicola* 7(2): 14-15.
- DUGUY, R. 1990. Le renforcement des populations de phoque gris et de phoque veau-marin sur les côtes de France. *Rev. Ecol. (Terre-Vie)* Suppl. 5: 97-202.
- LABITTE, P. 1858. Chasse exceptionnelle de phoques sur les côtes de la Manche. Extrait du *Journal des Chasseurs*. Edit. Tinterlin, Paris. 34 pp.
- LEHNER, P.N. 1979. Handbook of ethological methods. *Garland Press, New York & London*. 410 pp.
- RENOUF, D. & LAWSON, J.W. 1986. Harbour seal vigilance: watching for predators or mates? *Biol. Behav.* 11: 44-49.
- THIERY, P., DI TRANI, C.M.P. & WILLIAM, A. 1993. Etude et protection de la colonie de phoques de la Baie de Somme. Suivi des femelles en gestation. I et II. *Picardie Nature, Amiens*. 4 pp.
- TERHUNE, J.M. & BRILLANT, S.W. 1996. Harbour seal vigilance decreases over time since haul out. *Anim. Behav.* 51: 757-763.
-

PROGRAMME TRANSFRONTALIER POUR LA CONSERVATION DES CHIROPTÈRES DANS L'OUEST DE L'EUROPE CENTRALE (BELGIQUE, LUXEMBOURG, ALLEMAGNE, FRANCE) : NOTE DE PRÉSENTATION *

CHRISTINE HARBUSCH¹, RÉGIS HUET², et FRANÇOIS SCHWAAB¹

¹ Association pour la Protection Transfrontalière des Chauves-Souris, Musée national d'Histoire naturelle, Rue de Münster 25, 2160 Luxembourg.

² Conservatoire du patrimoine naturel de Champagne-Ardenne, 08240 Boult-aux-Bois, France.

Mots-clés: chiroptères, protection, Europe.

Key-words: chiroptera, protection, Europe.

Summary: The transboundary conservation of chiroptera in western central Europe.

The project aim is to protect several important roosts for bats preservation in Germany (Saarland, Rhineland, Westfalia), Luxembourg, Belgium (Wallonie), France (Lorraine, Champagne-Ardenne, Alsace). The project aims to control the use of the roosts and to initiate specific management measures for the conservation of bats. The budget is granted by the RC, the different national Ministries of Environment and other partners.

L'Association pour la Protection Transfrontalière des Chauves-Souris est un groupe de travail de 20 membres qui s'est constitué en 1992. Son siège social se trouve au Musée national d'Histoire naturelle du Luxembourg. Cinq pays et neuf régions administratives font partie de cette association : Allemagne (Rhénanie-Palatinat, Rhénanie-Westphalie, Sarre), Grand Duché du Luxembourg, Belgique (Wallonie), Pays-Bas (Limbourg), France (Lorraine, Champagne-Ardenne, Alsace).

Ces régions peuvent être regroupées parce qu'elles ont des frontières communes. Durant les siècles, ces frontières se sont modifiées de nombreuses fois et les politiciens ont essayé

de séparer les populations, mentalement ou par la force. Aujourd'hui, ces guerres font heureusement partie du passé, et les frontières ne constituent des barrières ni pour les habitants ni pour les chiroptères. Les guerres du passé ont laissé des traces dans le paysage, comme les fortifications et les sapes. Celles-ci sont devenues maintenant d'importants gîtes pour les chiroptères.

Connues depuis longtemps par les membres de l'Association, fortifications et sapes furent l'objet dans chaque pays de tentatives isolées de protection contre leur destruction ou leur réutilisation. Ces tentatives eurent de la peine à aboutir, car les autorités nationales n'apportèrent pas

toujours leur aide, en raison du coût de telles mesures de protection, de questions de responsabilité et de protection réglementaire des gîtes. Ainsi, le besoin d'établir un programme transfrontalier s'est fait ressentir, dans le but de trouver une solution commune pour la protection des gîtes d'hibernation dans l'ouest de l'Europe centrale. Un financement européen dans le cadre du règlement communautaire LIFE pour la nature s'est avéré une base possible pour ce projet.

Notre projet a été déposé en février 1995 auprès de la Commission européenne par le Ministère de l'environnement de la Sarre (Allemagne). Il a été agréé par la DG XI.D2 en septembre de la même année, et a débuté le premier janvier 1996. Il se terminera en juillet 1998. Le coût prévisionnel de ce programme s'élève à 1'291'600 Ecus. Il est supporté par l'Union Européenne, les différents Ministères de l'environnement, différentes collectivités locales, et des partenaires privés. L'objectif principal est la protection légale et concrète des gîtes. En plus des fortifications militaires, d'autres sites comme les tunnels, les caves, les carrières, ont été inclus; ainsi, nous sommes passés de 143 gîtes prévus initialement à 160 gîtes qui seront probablement protégés à la fin de ce programme.

Le choix des sites a été dicté par deux impératifs: a) sauvegarder les sites présentant la plus grande valeur biologique en fonction des espèces qui les fréquentent ou de la taille des colonies hébergées, et b) couvrir l'ensemble du territoire selon un maillage régulier de 20 x 20 km, correspondant à la distance moyenne parcourue par les chiroptères entre leurs aires d'estivage et

leurs sites d'hibernation. Cette méthode devrait permettre d'une part de maintenir les populations locales de chauves-souris en leur assurant des gîtes d'hibernation sûrs, et d'autre part de protéger les sites de reconquête potentielle.

Des études scientifiques accompagnent ces mesures de protection et d'aménagement des gîtes. Elles comprennent des travaux sur l'écologie des gîtes (paramètres microclimatiques, ...), et selon l'importance des gîtes et des espèces, un suivi de la migration par radio-pistage. Les résultats de ces travaux pourront apporter des données supplémentaires permettant d'améliorer les conditions microclimatiques des gîtes et leur accessibilité aux chauves-souris. Un programme de suivi des différentes espèces regroupera toutes les données collectées par les membres de l'Association, afin d'établir la répartition et les limites de distribution de chaque espèce dans cette zone de l'Europe, et d'en suivre l'évolution au fil des années.

Ce programme vise également à la sensibilisation du grand public par la publication d'une brochure et d'une plaquette d'information en versions française et allemande. Il est également prévu de réaliser une exposition et un diaporama pour les écoles et les conférences publiques.

Le programme de protection des chauves-souris entre maintenant dans sa seconde année de vie. De nombreux gîtes sont à présent protégés (acquisition, location, ou aménagement). La coopération avec les Ministères nationaux et avec l'Union européenne se déroule sans problème. Notre espoir est qu'elle puisse continuer avec succès au-delà de ce programme ...

STATUT DE L'OURS BRUN EN ROUMANIE : APERÇU ÉCO-ÉTHOLOGIQUE ET DÉMOGRAPHIQUE

LÁSZLÓ VASILE KALABÉR

Str. Eminescu 26, 4225 Reghin, Roumanie.

Mots-clés: ours brun, Roumanie, écologie, éthologie, impact humain.

Key-words: brown bear, Rumania, ecology, ethology, human impact.

Résumé

Dans cet article, nous présentons quelques données concernant l'écologie et l'éthologie des populations d'ours brun en Roumanie, et nous souhaitons formuler quelques suggestions visant à assurer le maintien de l'espèce dans ce pays. Les aspects suivants sont successivement abordés: les territoires de chasse et de reproduction, la nourriture, et les relations entre les ours et l'homme.

Summary: The brown bear in Rumania: ecological, ethological and demographic aspects

In this paper, we would like to clear up the ecology and the ethology of the Rumanian brown bear populations, and work up a modality of protection and future assurance for this species. The following aspects are discussed: nutrition and reproduction territories, food, bear-human relations.

INTRODUCTION

Depuis des siècles, la vie de l'ours brun des Carpates (*Ursus arctos*) et celle des hommes sont en étroite relation. Aujourd'hui, la Roumanie est certainement l'un des pays ayant la plus forte densité d'ours dans le monde (KALABÉR *et al.*, 1992).

Trois points nous semblent importants quant à l'écologie et l'éthologie de l'ours en Roumanie: 1) Les territoires de chasse et de reproduction, 2) La nourriture, et 3) Les relations entre les ours et l'homme, notamment la chasse.

Prenant en compte ces trois points ainsi que quelques données de la littérature (COTTA & BODEA, 1969; COUTURIER, 1954; DENDALETCHÉ, 1973; PETZCH, 1966; SCHAER *et al.*, 1972; VAN DEN BRINK & BARRUEL, 1971), nous souhaitons présenter ici quelques données qui nous semblent déterminantes concernant l'éco-éthologie des populations d'ours en Roumanie. Nous voudrions ainsi tenter d'améliorer les connaissances sur l'écologie des ours dans ce pays, et donner quelques idées quant à la protection et la pérennité de cette espèce.

TERRITOIRES DE CHASSE ET DE REPRODUCTION

Dans les Carpates roumaines, les ours sont présents presque partout, formant des populations plus ou moins grandes. On les trouve à toutes les altitudes, du niveau de la mer aux régions alpines (COTTA & BODEA, 1969; SIMIONESCU, 1938), mais principalement en dessus de 650 mètres.

Les territoires utilisés par les ours pour leur alimentation se situent généralement au voisinage des zones de reproduction. Dans les Carpates, ces territoires sont très variés. Les ours recherchent leur nourriture en solitaires. Ils se comportent de manière différente selon la disponibilité de la nourriture et l'importance des sources de dérangement. Selon MICU (1995), les ours ont un "concept de défense économique de leur territoire de chasse": ils cherchent à trouver le rapport optimal entre le gain d'énergie apporté par la consommation des proies et les coûts énergétiques liés au territoire. Comme pour d'autres espèces, la présence d'abris et la tranquillité du territoire sont favorables au bilan énergétique, mais par contre la chasse, les luttes avec d'autres individus, les jeux amoureux, et la reproduction proprement dite sont des éléments énergétiquement coûteux.

Dès la fin avril et jusqu'aux premiers jours de juin, les ours peuvent être vus en couples dans les zones de reproduction. Ces territoires, utilisés pour l'accouplement, sont plutôt tranquilles et protégés; il s'agit généralement de zones riches en nourriture situées entre les tanières. En Roumanie, ces dernières sont choisies principalement sur les versants ensoleillés orientés au sud, à l'abri du vent, et proches d'un point d'eau. Elles peuvent consister en un creux dans la roche ou dans la terre dans un endroit abrité, en un

creux dans un arbre de grand diamètre (Montagnes de Gurghiu, Réserve de Mociar, par exemple), en une pile d'arbres abattus par le vent, ou en tout autre abri correspondant aux critères de localisation mentionnés plus haut.

Les ours vivent dans ces tanières deux à trois mois par année, selon la longueur de l'hiver et la hauteur de la couverture neigeuse. La femelle portante rejoint la tanière plus tôt que le mâle. Lorsque les conditions sont favorables (assez de fruits - glands, fâînes-, faible couverture neigeuse), les mâles peuvent passer l'hiver hors des gîtes.

NOURRITURE

L'alimentation des ours varie selon les territoires. Dans certaines zones, les individus vivent presque exclusivement de nourriture végétale. Dans d'autres, ils se nourrissent d'animaux sauvages et/ou domestiques. Dans les montagnes, les ours attaquent les animaux domestiques (moutons, bovins, chevaux, ânes, porcs et volailles) sur les lieux de pâture. Les pertes pour les éleveurs causées par l'ours font l'objet de nombreuses plaintes. La négligence de certains bergers explique une partie des cas de prédation par les ours, car les animaux sont laissés seuls dans la forêt durant la nuit et deviennent ainsi des proies très accessibles.

En hiver, les ours (principalement les femelles) qui ne sont pas rentrés à la tanière, chassent des sangliers, des chevreuils, des cerfs et d'autres animaux parmi lesquels des grand tétaras (*Tetrao urogallus*) (KRISZTIAN KOVACS, comm. pers.). Durant cette période, les ours entrent en compétition alimentaire avec les loups (*Canis lupus*). Les ours attrapent souvent les animaux malades

et faibles, principalement dans les populations de sangliers, de chevreuils et de cerfs.

Au printemps, après la fonte des neiges, les ours peuvent se nourrir de cadavres. Certains individus apprécient particulièrement les invertébrés (fourmis, abeilles, guêpes, vers, etc.) et peuvent causer de gros dommages chez les apiculteurs dans les montagnes, détruisant les ruches et consommant le miel; il peut s'avérer difficile d'éloigner de tels spécialistes.

La nourriture végétale peut être divisée en deux groupes:

a) Les plantes sauvages et les champignons. Les fânes, les glands, les pommes et les poires sauvages, les noisettes, les sorbes (*Sorbus aucuparia*), les framboises (*Rubus idaeus*), les mûres (*Rubus fruticosus*), les airelles (*Vaccinium myrtillus* et *V. vitis-idaea*) et une vingtaine d'espèces de champignons peuvent être mentionnés dans cette catégorie.

b) Les plantes cultivées. Il s'agit principalement du maïs, de l'avoine, de l'orge, du blé, des pommes de terre, du potiron, du chou, de la betterave et du melon. Dans cette catégorie, les fruits favorisés de l'ours sont les prunes, les pommes, les poires, les raisins et les noix.

RELATIONS OURS-HOMME

Dans les Carpates, la vie de l'homme et celle des ours sont étroitement liées. De l'avis de SIMIONESCU (1938), il y a des villages dans la montagne où l'enfant rencontre l'ours avant le maître d'école.

Les nombreux changements économiques, politiques et biologiques survenus depuis le début de notre siècle ont eu une influence sur les ours. Au début du siècle, les ours ne

causaient habituellement pas de dommages, vivant en paix avec les humains. La Roumanie connut ensuite une période pendant laquelle ses habitants se sont attaqués avec acharnement au loup, avec pour objectif d'exterminer l'espèce; des appâts contenant des poisons tels que la strychnine ou le cyanure firent non seulement diminuer le nombre de loups mais aussi le nombre d'ours.

Durant les années de communisme, le nombre de personnes autorisées à chasser fut restreint à quelques privilégiés; des places d'appâtage pour les ours furent construites et ont probablement conduit à modifier le comportement, l'écologie, et plus généralement la biologie de ces plantigrades en Roumanie, comme probablement ailleurs en Europe. Durant cette même période, l'exploitation du bois fut une importante source de revenus; en abattant les arbres et en modifiant ainsi de manière notable les biotopes, l'homme a supprimé un bon nombre de territoires sur lesquels vivait l'ours des Carpates. Les relations entre celui-ci et l'homme se sont développées dans trois directions que nous allons successivement résumer.

Proximité avec l'homme

Au printemps et en automne, l'office des forêts (maintenant le Romsilva) nourrissait les ours sur des emplacements près des chalets, de manière à ce que les chasseurs puissent tirer les plus grosses bêtes. La nourriture offerte était constituée principalement de pommes, de prunes, de poires et de farines riches en albumine. Comme ces places d'appâtage étaient situées à une distance de 15 à 20 mètres des chalets, certains individus associèrent l'odeur de la nourriture avec celle de l'homme. Ils n'avaient plus à marcher beaucoup pour

trouver une quantité et une qualité de nourriture supérieure à leurs besoins, et ont ainsi accumulé des surplus de réserves énergétiques. Ces animaux ont progressivement perdu leur crainte de l'homme et ont commencé à rechercher leur nourriture à proximité d'installations humaines (fermes, parcs à mouton, maisons, villages et même petites villes); ils sont devenus progressivement anthropophiles. Le nombre de ces individus est très petit, par rapport à ceux fréquentant des sites naturels, mais les dommages qu'ils occasionnent sont beaucoup plus importants.

L'issue d'une rencontre entre un ours anthropophile et un homme est fonction du comportement des deux parties (STEVE HERRERO, comm. pers.). Elle peut être heureuse ou mortelle. Nous connaissons en Roumanie des cas qui se sont terminés par mort d'homme, mais les causes réelles ne sont jamais mentionnées (KALABÉR *et al.*, 1992).

Le gain énergétique apporté par la nourriture d'origine humaine semble favoriser la reproduction: en 1994, des femelles avec 4 oursons ont été observées à plusieurs occasions. On notera cependant que les cas d'ourses vues avec 3 oursons sont assez fréquents dans les Carpates roumaines.

La progression de l'espèce vers les zones habitées est aussi favorisée par le fait que les ours ne partagent pas leurs territoires de chasse. Comme les territoires ne se recouvrent pas, tout déplacement ou toute augmentation de la population conduit à une colonisation assez rapide des zones encore inoccupées.

Interactions avec les bergers

Le dérangement occasionné par les bergers faisant pâturer leurs moutons dans les régions

alpines et subalpines des montagnes a eu plusieurs effets.

Dans ces régions, les moutons se trouvent en concurrence alimentaire avec les ours; ils broutent une partie des plantes favorites de ces derniers, comme les airelles et les mûres.

Le bruit des parcs à moutons, les activités de regroupement des troupeaux par les chiens et leurs aboiements, sont des nuisances importantes surtout pour les ourses et leurs petits. Ces dernières années, le nombre croissant de troupeaux en Roumanie a eu une influence négative non seulement sur les ours mais sur l'ensemble des plantes et animaux des régions alpines et subalpines.

De manière générale, les bergers, comme la majorité des habitants des zones de montagne, considèrent les ours comme des ennemis à chasser, à piéger et à abattre.

Chasse à l'ours

La chasse aux ours peut être divisée en cinq catégories:

La première catégorie est celle des chasseurs venant de l'étranger. Leur nombre a récemment augmenté. Ils ont besoin d'un permis officiel. Pour eux, seule la chasse des ours vivant dans un biotope naturel a réellement de la valeur, et ils ne sont pas intéressés par les individus anthropophiles.

La deuxième catégorie est constituée des officiels roumains et des officiers des forêts qui chassent les ours sans permis.

Dans la troisième catégorie, on trouve des résidents ayant un fusil mais n'étant ni chasseur ni détenteur d'un permis; ils braconnent les ours.

La quatrième catégorie comprend les braconniers qui n'utilisent pas de fusil. On y trouve principalement les bergers qui tuent les ours à l'aide de chiens et de haches, ou qui utilisent des collets, des trous et des trappes pour piéger les ours. Ils obtiennent un très bon prix des peaux et des squelettes.

La cinquième catégorie de chasseurs utilise des restes de poison subsistant du temps de l'extermination des loups, ou un mélange de farine de maïs (*Zea maïs*), d'alcool (eau de vie de prune, appelée *tuica*) et d'une dizaine de tablettes (une tablette = 0.1 g.) d'un somnifère disponible en pharmacie (luminal). Le luminal est parfois utilisé seul, mélangé à de la viande, mais donne alors de moins bons résultats. Ces appâts sont déposés à même le sol, en général sur des sentiers, et consommés par les ours qui s'endorment sur place.

CONCLUSION

En guise de conclusion, nous aimerions formuler un certain nombre de suggestions visant à conserver un nombre d'ours compatible à la taille du territoire roumain susceptible d'abriter l'espèce:

a) Renoncer à l'exploitation forestière de zones d'environ 15-200 ha. autour des tanières et protéger ces zones.

b) Etudier les populations dans tous les biotopes où l'espèce est présente (sexe des individus, âge, etc.).

c) Déterminer génétiquement toutes les populations d'ours en Roumanie.

d) Effectuer des recherches sur les individus anthropophiles et tenir compte des résultats obtenus pour procéder à une sélection des individus.

e) Réaliser des recherches éthologiques dans le but d'éclaircir l'impact de l'homme sur l'ours et inversement.

f) Etudier le phénomène d'hibernation des ours en Roumanie.

g) Lors de la chasse, sélectionner les individus sur des bases scientifiques et éco-cynégétiques en accord avec les standards internationaux.

h) Introduire de très sévères amendes contre les braconniers utilisant aussi bien des armes à feu que d'autres méthodes.

Ces suggestions concernant le futur des ours des Carpates ne pourront être menées à bien qu'avec l'aide de spécialistes étrangers, et l'obtention du matériel et des fonds nécessaires.

REMERCIEMENTS

R. Bouille et J.-S. Meia ont collaboré à la version française de ce texte.

BIBLIOGRAPHIE

- BRINK, VAN DEN, F.H. & BARRUEL, P. 1971. Guide des Mammifères Sauvages. *Delachaux et Niestlé, Neuchâtel*. p. 140.
- COTTA, V. & BODEA, M. 1969. Vanatul Romaniei. *Albatros Editura, Bucharest*. pp. 21-24.
- COUTURIER, M. 1954. L'Ours Brun. *Arthaud, Grenoble*.
- DENDALETCHÉ, C. 1973. Guide du Naturaliste dans les Pyrénées Occidentales. *Delachaux et Niestlé, Neuchâtel*. pp. 334-335.

- KALABÉR, L. *et al.* 1992. Distribution and ecology of brown bear in Roumania. *International Conference Bear Research and Management* 9/1: 173-178.
- MICU, I. 1995. Agresivitatea ursului (II). *Vanatorul si Pesoarul Roman (Bucharest)* 5 : 5.
- PETZCH, H. 1966. Urania Tierreich. *Urania Verlag, Leipzig*. pp. 237-239.
- SCHAER, J. P. *et al.* 1972. Guide du Naturaliste dans les Alpes. *Delachaux et Niestlé. Neuchâtel. Suisse*. pp. 320-321.
- SIMIONESCU, I. 1938. Fauna Romaniei. *Albatros Editura, Bucharest*. pp. 21-24
-

DISTRIBUTION POTENTIELLE DU LOUP *CANIS LUPUS* DANS TROIS CANTONS ALPINS SUISSES : PREMIÈRES ANALYSES

JEAN-MARC LANDRY

Viaduc 58, 2740 Moutier, Suisse.

Mots-clés: loup, *Canis*, Alpes, distribution potentielle, habitat.

Key-words: wolf, *Canis*, Alps, potential distribution, habitat.

Résumé

Six variables issues de différentes études ont été introduites dans un SIG (Système d'information Géographique) afin d'obtenir deux cartes saisonnières (été - hiver) de la distribution potentielle du loup dans trois cantons alpins suisses (Valais, Tessin et Grisons, 15'142 km²). Les zones de conflit avec le bétail font aussi l'objet d'une carte. L'échelle utilisée est le km² et uniquement les carrés kilométriques réunissant au moins trois variables sont retenus. Le nombre de carrés kilométriques remplissant les conditions est important en été (79.6%). Par contre, il accuse une nette diminution en hiver (31.25%), en raison de l'absence de la tranche altitudinale entre 2'000 et 3'000 mètres, retirée de l'analyse en raison de la présence de neige. La majorité des carrés kilométriques restants traduisent nettement l'activité humaine et ne sont donc pas sélectionnés. Les alpages définis comme zones de conflits potentiels se situent principalement dans les cantons du Valais et des Grisons.

Summary: Potential distribution of the wolf *Canis lupus* in three Swiss Alpine cantons: First analyses.

Six variables issued from several studies were introduced in a G.I.S (Geographic Information System) to obtain two seasonal maps (summer-winter) showing the potential distribution of the wolf over three Swiss alpine cantons (Valais, Tessin, Grisons, 15'142 km²). A map including conflict areas with cattle is also produced. The maps scale is the km² and only square kilometres gathering at least three variables were selected. The distribution of the square kilometres satisfying these conditions is important in summer time (79.6%). On the other hand, it shows a good diminution in winter time (31.25%). This phenomenon is due to the absence of the altitude belt between 2'000 and 3'000 meters in the analysis, because of the presence of the snow in winter. The majority of the remaining square kilometres, clearly showing human activities, are therefore not selected. The Alpine meadows, defined as potential conflict areas, are especially located in the cantons of Valais and Grisons.

INTRODUCTION

Depuis que le loup est protégé en Italie (1976), la population lupine a quadruplé et son aire de répartition a doublé (BOITANI, 1992). Une petite population de loups est connue dans la région de Gênes depuis 1985 (BOITANI & CIUCCI, 1993). Deux loups ont été observés officiellement pour la première fois dans les Alpes maritimes en novembre 1992 (LEQUETTE *et al.*, 1994). Une meute de loups produit des jeunes chaque année et les individus matures dispersent (FRITTS & MECH, 1981) sur des distances pouvant excéder 800 km en ligne droite (FRITTS, 1983). Ils recherchent alors un partenaire pour former une nouvelle meute (ROTHMAN & MECH, 1979) dans de nouveaux espaces (REAM *et al.*, 1991).

Ainsi, certains zoologistes (BOITANI & CIUCCI, 1993; LANDRY, 1996a; DUPRÉ *et al.*, en préparation) prévoient le retour du loup dans les Alpes suisses pour ces prochaines années. Ce retour devrait d'abord toucher les cantons les plus au Sud, tels que le Valais, le Tessin et les Grisons (LANDRY, 1996a). En 1996, un loup a d'ailleurs été photographié dans le Val d'Entremont (Valais, Suisse) (LANDRY, 1996b). Les analyses génétiques des deux crottes trouvées dans la même région révèlent qu'elles provenaient de deux individus issus de la population italienne (TABERLET *et al.*, 1996). Il est donc probable que la colonisation naturelle des Alpes suisses ait déjà commencé.

L'argument principal des groupes opposés au retour du loup étant l'exiguïté du territoire suisse pour la présence durable du loup, nous avons effectué une analyse pour déterminer la qualité des habitats de trois cantons méridionaux (Valais, Tessin et Grisons) et essayer d'apprécier l'importance des zones de conflits avec l'élevage.

MÉTHODES

En Europe, la distribution potentielle et la qualité de l'habitat d'une espèce ont souvent été appréciées à l'aide de critères trouvés dans la littérature. On trouve de tels travaux sur la loutre (WEBER, 1990; SAAVERDRA, 1995), l'ours (EROME & MICHELOT, 1990; ASTE, 1993) et sur le loup (PROMBERGER & HOFER, 1994).

Des scientifiques de l'Université de Rome (DUPRÉ *et al.*, en prép.) ont récemment proposé une distribution potentielle du loup en l'Italie. Ils ont comparé 11 territoires de loups à 100 zones sans loup, à l'aide de 28 paramètres issus de différentes études italiennes sur ce canidé. Suite à une confrontation statistique des paramètres, 8 d'entre eux ont été retenus pour déterminer la distribution potentielle du loup. Une autre étude italienne (MASSOLO & MERRIGGI, en préparation) propose d'utiliser 8 facteurs (un facteur réunit plusieurs paramètres) nécessaires pour qualifier l'habitat du loup dans les Apennins du Nord.

Afin d'obtenir une distribution potentielle du loup pour notre terrain d'étude à l'aide d'un SIG (système d'information géographique), nous avons sélectionné 6 paramètres (tabl.1) issus des différentes études sur le loup mentionnées plus haut. Nous avons décidé d'utiliser les valeurs des paramètres de l'étude de DUPRÉ *et al.* (en prép.), parce que ce sont les seules qui aient été obtenues sur une moyenne de plusieurs territoires de loups (11). Cependant, deux valeurs (altitude et zone urbaine) ont dû être adaptées à notre terrain d'étude:

a) Premièrement, l'altitude moyenne sur notre terrain est plus élevée et la neige y est présente plus longtemps. La neige abondante

Surface forestière ^{1,2}	≥ 57%
Densité humaine ^{1,2}	< 30 hab./km ²
Zones urbaines ²	< 1%
Surface agricole utile ²	< 16 %
Altitude	Eté, jusqu'à 3'000 m Hiver, jusqu'à 2'000 m
Surface des alpages ³	≥ 22%

Tableau 1 : Paramètres et valeurs limites utilisés pour définir les km² favorables au loup.*Adapté de : DUPRÉ et al. (en prép.), voir texte.*¹ paramètres aussi utilisés par PROMBERBER & HOFER (1994),² paramètres aussi utilisés par MASSOLO & MERIGI (en prép.).

rend les déplacements des loups difficiles (KANE & PAQUET, 1993), et ceux-ci éviteraient donc les zones de haute altitude en hiver pour se cantonner plutôt aux endroits où la nourriture est plus facilement accessible (ZIMEN & BOITANI, 1975; KANE & PAQUET, 1993; HUGGARD, 1993). Une importante couche de neige durable est aussi un facteur défavorable à la présence du loup dans l'étude de MASSOLO & MERRIGGI (en prép.). Par conséquent, nous avons émis l'hypothèse que les loups fréquenteront surtout les zones au-dessous de la limite forestière moyenne (<2'000 mètres) en hiver, d'autant plus que les proies à cette saison se tiennent généralement au-dessous de la limite de la forêt. L'altitude est aussi un facteur limitatif pendant l'été (ZIMEN & BOITANI, 1975; KANE & PAQUET, 1993; MASSOLO & MERRIGGI, en prép.), c'est pourquoi nous avons formulé l'hypothèse que les loups exploiteront principalement les secteurs au-dessous de la limite moyenne des rochers (< 3'000 mètres) pendant l'été. En effet, l'absence d'alpages au-dessus de cette altitude devrait limiter la fréquentation de ces zones par les loups.

b) Deuxièmement, le paramètre des zones urbaines issu de l'Office Fédéral de la Statistique, au contraire de la valeur italienne, englobe aussi les surfaces routières -donc indirectement la densité routière, paramètre à part dans l'étude de Dupré *et al.* (en prép.)-, ferroviaires et des aéroports. (tabl. 2). La valeur italienne de 0.22% nous paraissait trop restrictive, et nous l'avons donc augmentée jusqu'à <1%. Ce choix est purement arbitraire, mais en restant au-dessous de 1%, nous pensons être encore proche de la valeur italienne, tout en tenant compte des caractéristiques propres à notre situation.

La densité routière, paramètre aussi utilisé dans l'étude de Dupré *et al.* (en prép.) s'est avérée être un facteur limitatif dans d'autres études (THIEL, 1985; MECH *et al.*, 1988; FULLER *et al.*, 1992; MLADENOFF *et al.*, 1995). Ce critère n'étant malheureusement pas disponible dans le cadre de notre analyse, nous l'avons remplacé par la densité humaine. Il existe une corrélation positive entre la densité humaine et la densité routière (DUPRÉ *et al.*, en prép.). Ces deux critères

"Surfaces forestières "	"Surfaces agricoles utiles"	"Zones urbaines"	"Alpages"	"Surfaces improductives"
♦ Forêt dense	♦ Viticulture	♦ Surface des bâtiments	♦ Mayens	♦ Lacs
♦ Forêt clairsemée	♦ Arboriculture fruitière	♦ Terrains attenants aux bâtiments	♦ Alpages fauchés	♦ Cours d'eau
♦ Forêt buissonnante	♦ Horticulture	♦ Bâtiments industriels	♦ Alpages pâturés	♦ Berges
♦ Autres surfaces boisées	♦ Prés et terres arables	♦ Terrains attenants aux industries	♦ Pâturages locaux	♦ Végétations improductives
		♦ Surfaces d'infrastructure spéciale	♦ Prés et pâturages locaux embroussaillés	♦ Surfaces sans végétation
		♦ Espaces verts et lieux de détente		
		♦ Aires routières		
		♦ Aires ferroviaires		
		♦ Aérodrômes		

Tableau 2 : Types de surfaces prises en compte pour chaque paramètre retenu.
Adapté de : OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE (1992).

traduisent l'activité humaine dans une région et peuvent être tous deux utilisés pour qualifier la distribution potentielle du loup (BOITANI, comm. pers.).

En Europe, la présence simultanée de bétail et de grands prédateurs engendre des conflits (KACZENSKY, 1996). Nous avons donc avancé l'hypothèse que toutes les zones de notre terrain d'étude exploitées par le bétail seront des zones de conflits potentiels. Pour visualiser ces endroits sur une carte, nous avons sélectionné tous les carrés qui réunissent au moins 22% d'alpage, car dans l'étude de DUPRÉ *et al.* (en prép.), ce pourcentage représente la valeur minimum requise pour la présence du loup.

Les renseignements de base (paramètres) proviennent de la statistique de la superficie de la Suisse 1979/85 (tabl. 2). L'utilisation du sol est divisée en 5 catégories que l'ordinateur utilise pour sélectionner les carrés kilométriques. Un paramètre retenu n'exclut pas forcément un autre. Plus le carré possède de paramètres sélectionnés dans le tableau 1, meilleur est l'habitat. Il est à relever que pour des raisons mathématiques, un carré qui ne comprend qu'un seul paramètre, en contient automatiquement d'autres. Par exemple, un carré avec 100 % de forêts, englobe aussi les paramètres densité humaine, surface agricole utile et zones urbaines. D'autre part, un carré ne peut souvent pas réunir plus de 3 critères, car certains d'entre eux en excluent souvent

d'autres (forêt et alpage, par exemple). C'est pourquoi, nous avons retenu les carrés qui comprennent au moins 3 critères.

Nous avons choisi l'échelle du km² pour présenter nos résultats, car c'est celle généralement utilisée par la statistique de la superficie de la Suisse 1979/85. Cette échelle nous paraît assez contraignante, car il est plus difficile de remplir les conditions requises dans le tableau 1 dans un carré de 1 x 1 km de côté que dans un carré plus petit (250 x 250 m, par ex.). Plus l'échelle est petite, plus la probabilité que les critères répondent à nos exigences est élevée.

On obtient ainsi trois cartes à l'échelle du km² : deux présentant la distribution potentielle du loup (été et hiver) et une

montrant les zones de conflits potentiels.

RÉSULTATS

En été (fig. 1), les carrés retenus par l'ordinateur couvrent 79.60% des 15'142 km² de notre terrain d'étude. Les surfaces forestières et d'alpages sont importantes. Les activités humaines se tiennent principalement dans le fond des vallées (en blanc sur la carte) et contraindraient les loups à exploiter les zones montagneuses. La carte estivale révèle des endroits plus difficilement franchissables pour les loups: vallée du Rhône, pour le canton du Valais; Vall Leventina (autoroute du St-Gotthard), Vall Mesolcina (autoroute Bellinzone-Coire) et Valle Maggia, pour le canton du Tessin;

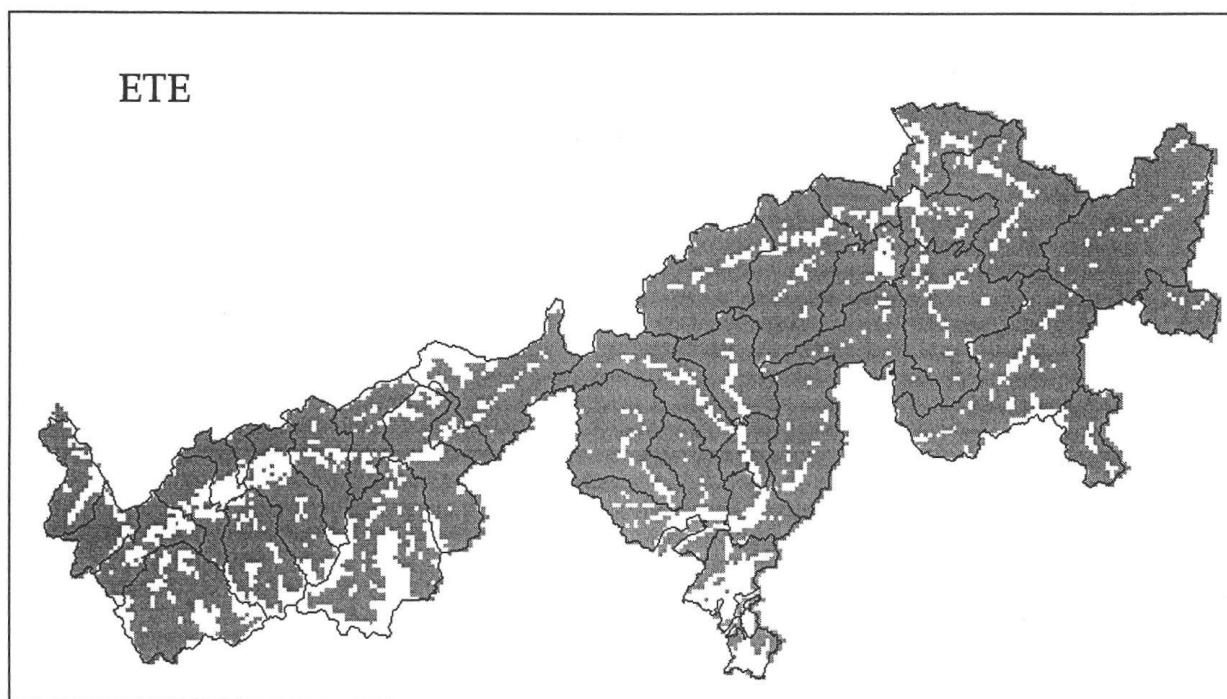


Figure 1 : Distribution des carrés kilométriques remplissant nos conditions pendant l'été (période sans neige).

Données extraites de : OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE (1992).

Base de la carte : Service GEOSTAT de l'Office fédéral de la Statistique.

ainsi que vallée de l'Engadine et vallée s'étendant du col de l'Oberalp jusqu'à Coire, pour les Grisons. Les contrées touristiques importantes comme la région de Lugano, de Coire et Davos ressortent aussi clairement. Des zones de glaciers et de névés apparaissent également dans les trois cantons, mais plus particulièrement en Valais où culminent les 4'000 mètres (Grand Combin, Dent blanche, Cervin, Breithorn, Pointe Dufour, Dôme, Weissmies).

En hiver (fig. 2), seuls 31.25 % des carrés kilométriques ont été retenus par l'ordinateur. Cela représente une diminution de 60.74% par rapport à la carte estivale. Cette

diminution est due à l'absence de la zone entre 2'000 et 3'000 mètres dans notre analyse. Par conséquent, le nombre de carrés kilométriques réunissant les paramètres favorables à la présence du loup sont moins nombreux. La majorité d'entre eux (68.75%) sont nettement influencés par les activités humaines.

La distribution potentielle du loup à cette saison correspond assez bien aux carrés kilométriques comprenant moins de 16% de zones agricoles (englobe également les zones forestières). Le canton du Tessin, qui comprend une surface boisée importante (48%) et une altitude moyenne plus basse,

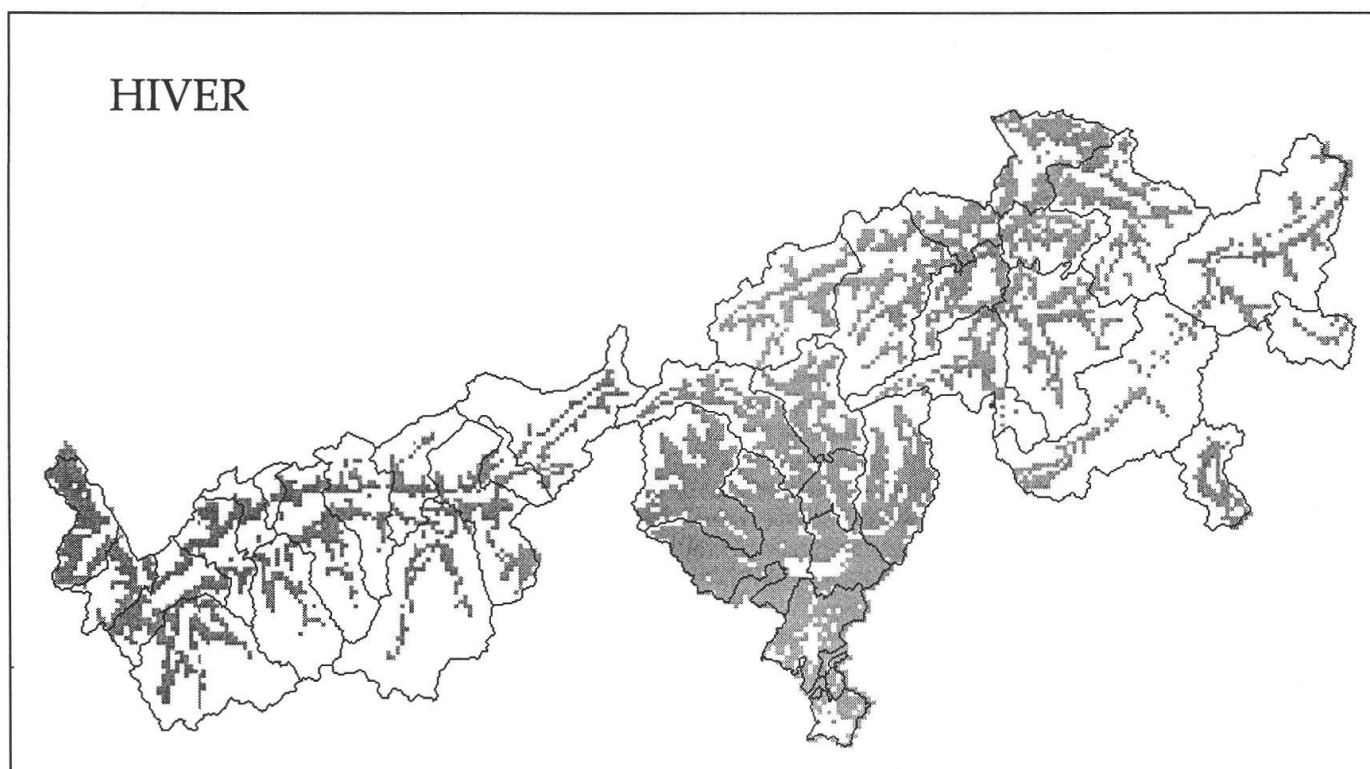


Figure 2 : Distribution des carrés kilométriques remplissant les conditions en hiver (période avec neige).

Données extraites de : OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE (1992).

Base de la carte : Service GEOSTAT de l'Office fédéral de la Statistique.

semble être le meilleur endroit pour les loups. Par contre, la forêt est moins abondante dans les deux autres cantons et se localise notamment le long des vallées, formant une frange de forêts en quasi-continuité tout le long du Valais jusqu'au Tessin. Cette constance est importante pour le déplacement des animaux, qui peuvent ainsi parcourir de grandes distances à couvert.

Les carrés kilométriques qui comprennent plus de 22% d'alpages (fig. 3) sont importants dans les cantons des Grisons et du Valais. Le Tessin, canton forestier, en possède beaucoup moins. Dès lors, les Grisons et le Valais, cantons où beaucoup de

moutons sont alpins, risquent d'être particulièrement touchés par l'arrivée du loup. La période de l'année la plus sensible devrait correspondre à la saison d'estivage qui dure de juillet à octobre (entre 100 et 120 jours).

DISCUSSION

La distribution des carrés kilométriques diffère entre l'été et l'hiver. Pendant l'été, la zone entre 2'000 et 3'000 mètres d'altitude (alpages) influence nettement l'analyse. En effet, à ces altitudes, les paramètres défavorables à la présence du loup (densité

CONFLITS POTENTIELS



Figure 3 : Zones de conflits potentiels avec l'élevage.
Données extraites de : OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE (1992).
Base de la carte : Service GEOSTAT de l'Office fédéral de la Statistique.

humaine, zones urbaines, zones agricoles) sont quasiment absents. Par contre, en hiver la frange entre 2'000 et 3'000 mètres d'altitude n'apparaît plus dans le SIG. Cette suppression a été motivée par le fait que ce secteur de la montagne devrait être difficilement accessible pour les loups en raison de l'importante couche de neige. Il est probable qu'à cette saison, les loups exploiteront principalement les zones au-dessous de la limite forestière (<2'000 m). Dans ce cas, les paramètres négatifs à la présence du loup, qui traduisent indirectement les activités humaines, prennent beaucoup plus d'importance dans l'analyse. Le résultat se manifeste par un habitat beaucoup plus restreint, qui correspond environ à la surface forestière de notre zone d'étude. Cette superficie forestière est importante, car elle représente un des critères essentiels pour la présence du loup dans les études de DUPRÉ *et al.* (en prép.) et de PROMBERGER & HOFER (1994). Un large couvert forestier permet au loup de se réfugier pendant la journée (BOITANI & FABRI, 1983) et de dénicher un site de mise bas isolé (MECH, 1970). Une meute a aussi besoin d'un territoire (parcelle de terrain défendu) pour obtenir, entre autres, suffisamment de nourriture, surtout en hiver (MECH, 1970). Dès lors, il est probable que le nombre de loups pouvant vivre dans notre zone d'étude sera tributaire des territoires disponibles en hiver.

Le loup a disparu des Alpes au début de ce siècle (BRUNETTI, 1984; BOITANI, 1992; BOITANI & CIUCCI, 1993). Par conséquent, DUPRÉ *et al.* (en prép.) n'ont pas pu intégrer des territoires de loups des Alpes dans leur analyse. Cela signifie que les paramètres retenus par les italiens ne sont peut-être pas adaptés à un environnement alpin. Cependant, ces paramètres sont aussi souvent cités dans la littérature

(PROMBERGER & HOFER, 1994) et les valeurs nous ont paru suffisamment sévères pour être aussi utilisées dans notre étude. Par contre, nous pensons que la qualification d'un habitat concernant le loup devrait aussi tenir compte de la disponibilité en proies, de la concurrence avec l'élevage, de la chasse et de l'impact du tourisme pour être plus complète.

Une étude de LANDRY (en prép.) suggère que la disponibilité et l'abondance en proies (taux de croissance potentiel, index de biomasse et accessibilité des proies) ne sera pas un facteur limitatif. Même en présence d'une quantité suffisante de gibier, le nombre de loups sera tributaire de la pression humaine (FULLER, 1989). Du reste, au contraire de l'étude italienne (DUPRÉ *et al.*, en prép.), nous avons renoncé à utiliser le gibier, car son abondance dans les Alpes (OFEFP, 1995) n'en fait pas un paramètre discriminant.

La période d'estivage devrait être l'époque la plus critique de l'année. Il est probable que les loups s'attaqueront au petit bétail sans surveillance comme dans de nombreuses régions d'Europe (BLANCO *et al.*, 1992; BRANGI *et al.*, 1992; FICO *et al.*, 1993; KACZENSKY, 1996; LONCHAMPT, 1996; ALIERI, F. commun. pers.). Du reste, plus du trois quarts (77.95%) des moutons tués entre 1995 et 1996 par 1 ou 2 loups présents dans la région du Grand St-Bernard (VS) l'ont été sur les alpages pendant la saison d'estivage (LANDRY, 1997). La majorité des éleveurs parquent aussi les animaux dans des enclos fixes pendant 30 à 50 jours en attendant de les monter à l'alpage ou de les rentrer pour l'hiver. La forêt étant souvent à proximité de ces lieux, il ne faut pas exclure les risques d'attaques à ces périodes de l'année. Les moutons tués par 1 ou 2 loups à proximité des habitations dans la région du Grand St-Bernard confortent malheureusement cette

hypothèse (LANDRY, 1997). La période critique pour les éleveurs s'étend alors du mois de mai au mois de décembre. Ainsi, toutes les zones des Alpes où le mouton est présent pendant cette période doivent être considérées comme zones de conflits potentiels. Le reste de l'année, soit 5 mois environ, les moutons sont à l'étable ou en plaine.

Les conflits avec la chasse et le tourisme sont trop difficilement quantifiables pour être utilisés dans un SIG (BOITANI, comm. pers.). A notre connaissance, il n'existe pas d'étude en Europe traitant de l'impact du tourisme sur les loups ou vice versa. Cependant, la période de l'année la plus sensible pour les loups est la saison de mise bas (MECH, 1970). La présence de touristes à cette époque pourrait être un facteur négatif. Cette période semble varier avec la latitude (MECH, 1970). Par exemple, CIUCCI & MECH (1992) mentionnent que les naissances peuvent avoir lieu de fin mars à mi-mai. Cela correspond aussi à l'époque de l'année où les hôtels enregistrent le moins d'arrivées et de nuitées dans notre zone d'étude (OFS, 1994). Donc, il est possible que le tourisme ne soit pas un réel problème pour le loup.

Si les résultats de notre analyse suggèrent que les Alpes méridionales réunissent les conditions environnementales nécessaires à la survie d'une petite population de loups, il est important de ne pas oublier que les résultats présentés dans cette étude découlent d'hypothèses que nous avons formulées et qu'elles devront être vérifiées. Il faut aussi

être conscient que la montagne est également exploitée par l'homme, notamment pour l'élevage (fig. 3), la chasse et le tourisme. En Italie, les activités humaines ont toujours eu un impact important sur le loup (GUBERTI & FRANCISCI, 1991; MATTEUCCI, 1992; FRANCISCI & GUBERTI, 1993). Par conséquent, c'est la tolérance de l'homme qui décidera surtout de l'avenir du loup dans notre pays. La question de ces dix prochaines années ne sera pas comment sauvegarder le loup, mais plutôt comment le gérer (MECH, 1995). Pour une gestion saine du loup, il serait souhaitable de tenir compte de l'aspect socioculturel dans les conflits entre l'homme et le prédateur, ainsi que de développer des méthodes de protection du bétail qui restent économiquement et socialement viables pour l'éleveur et le berger.

REMERCIEMENTS

Nous aimerions exprimer notre reconnaissance à Madame Borioli Sandoz, ainsi qu'à ses collègues du service GEOSTAT à Berne pour la réalisation des cartes et pour les nombreux conseils prodigués. Notre gratitude va aussi au Dr Urs Breitenmoser qui a accepté de relire et de commenter le manuscrit et à Madame Chalverat qui a corrigé le texte. Finalement, nous aimerions remercier les deux personnes anonymes du comité de lecture qui, par leurs commentaires, ont grandement contribué à améliorer cet article, ainsi que les organisateurs du colloque et les éditeurs de ces actes.

BIBLIOGRAPHIE

- ASTE, C.. 1993. Untersuchungen zur Lebensraumqualität für Braunbären in Österreich. *Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien*. 102 pp.

- BLANCO, J.C., REIG, S. & CUESTA, L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation* 60: 73-80.
- BOITANI, L. & FABBRI, M.L. 1983. Strategia nazionale di conservazione per il lupo (*Canis lupus*). *Ric. Biol. Selv.* 72 : 1-31.
- BOITANI, L. 1992. Wolf research and conservation in Italy. *Biological Conservation* 61: 125-132.
- BOITANI, L. & CIUCCI, P. 1993. Wolves in Italy : critical issues for their conservation. In: Promberger, C. & Schröder, W. (eds): *Wolves in Europe - status and perspectives. WGM, Oberammergau*. pp. 74-90.
- BRANGI, A., ROSA, P. & MERRIGGI, A. 1992. Predation by wolves (*Canis lupus*) on wild and domestic ungulates in Northern Italy. In: Actes du colloque "Ongulés/Ungulate 91". *SFEPM-IRGM, Paris-Toulouse*. pp. 541-543.
- BRUNETTI, R. 1984. Distribuzione storica del lupo in Piemonte, Valle d'Aosta e Canton Ticino. *Riv. Piem. St. Nat.* 5: 7-22.
- CIUCCI, P. & MECH, L. D. 1992. Selection of wolf dens in relation to winter territories in Northeastern Minnesota. *J. Mamm.* 73(4): 899-905.
- EROME, G. & MICHELOT, J.-L. 1990. L'ours brun dans les Alpes françaises. Faisabilité de sa réintroduction. *Centre Ornithologique Rhône-Alpes, Université Claude Bernard, Lyon*. 409 pp.
- FICO, R., MOROSETTI, G. & GIOVANNINI, A. 1993. The impact of predators on livestock in the Abruzzo region of Italy. *Rev. Sci. Tech. Off. int. Epiz.* 12 (1): 39-50.
- FRANCISCI, F. & GUBERTI, V. 1993. Recent trends of wolves in Italy as apparent from kill figures and specimens. In: Promberger, C. & Schröder, W. (eds): *Wolves in Europe - status and perspectives. WGM, Oberammergau*. pp. 91-102.
- FRITTS, S.H. 1983. Record dispersal by a wolf from Minnesota. *J. Mammal.* 64:166-167.
- FRITTS, S.H. & MECH, L.D. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildl. Monograph*. 80. 41 pp.
- FULLER, T.K. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildl. Monograph*. 105. 41 pp.
- FULLER, T.K., BERG, W.E., RADDE, G.L., LENARZ, M.S. & JOSELYN, G.B. 1992. A history and current estimation of wolf distribution and numbers in Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 20: 42-54.
- GUBERTI, V. & FRANCISCI, F. 1991. Cause di mortalità di 60 lupi raccolti in Italia dal 1984. In : Spagnesi, M. & Toso, S. (eds) : *Atti II Convegno nazionale dei Biologi della Selvaggina. Supplemento alle Ricerche della Selvaggina* 19: 599-603.
- HUGGARD, D.J. 1993. Prey selectivity of wolves in Banff National Park. *Can. J. Zool.* 71: 130-139.
- KACZENSKY, P. 1996. Large carnivores-livestock conflicts in Europe. *Wildbiologische Gesellschaft München e. V., Ettal*. 106 pp.
- KANE, K. & PAQUET, P. 1993. The application of a geographic information system to analyse wildlife distribution in mountainous terrain. Rapport pour le Service Canadien des Parcs. *John/Paul Associates, Calgary*. 14 pp.
- LANDRY, J.-M. 1996a. Habitat potentiel du loup en Suisse. Premières analyses. *J.-M. Landry, Moutier, Suisse*. 89 pp.
- LANDRY, J.-M. 1996b. Des loups et des hommes. Info-Nature no 49. *LSPN, Sion*. 16 pp.

- LANDRY, J.-M. 1997. La Bête du Val Ferret. Rapport relatant les événements survenus dans les Vals Ferret et d'Entremont (VS) entre octobre 1994 et mai 1996. *Rapport KORA non publié, Berne*. 17 pp.
- LEQUETTE, B., HOUARD, T., DEL CORSO, C., MARI, F. & BOSCAGLI, G. 1994. Il ritorno del lupo sulle Alpi Marittime: dati preliminari. *I Congresso Italiano di Teriologia, Pisa, Italia, 27-28 octobre 1994, Résumés*. p. 87.
- LONCHAMPT, F. 1996. Estimation du régime alimentaire du loup et contribution à l'étude de ce prédateur sur l'écosystème montagnard du Mercantour. *Rapport de D.E.A., Université Joseph Fournier, Grenoble*. 51 pp.
- MATTEUCCI, C. 1992. Preliminary data on the ecology of a wolf (*Canis lupus*) population in northern Italy. In : Bobek, B., Perzanowski, K. & Regelin, W. (eds): Global trends in wildlife management. Trans. 18 Th. IUGB Congress, Krakow 1987. *Swiat Press, Krakow-Warszawa*. pp 367-370.
- MECH, L.D 1970. The Wolf. The ecology and behavior of an endangered species. *University of Minnesota Press, Minneapolis*. 384 pp.
- MECH, L.D 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf population. *Conservation Biology* 9(2): 270-278.
- MECH, L.D., FRITTS, S.H., RADDE, G.L. & PAUL, W.J. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 16: 85-87.
- MLADENOFF, D.J., SICKLEY, T.A., HAIGHT R.G. & WYDEVEN A.P. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology* 9(2): 279-294.
- OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE. 1992. La statistique de la superficie de la Suisse 1979/85. *OFS, Berne*. 10 pp.
- OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE. 1994. Les hôtels et les établissements de cure en Suisse 1994. *OFS, Berne*. 139 pp.
- OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), 1995. Statistique fédérale de la chasse. *OFEFP, Berne*.
- PROMBERGER C. & HOFER. D. 1994. Ein Management für Wölfe in Brandenburg. *WGM, Ettal*. 200 pp.
- REAM, R.R., FAIRCHILD, M.W., BOYD, D.K. & PLETSCHER, D.H. 1991. Population dynamics and home range changes in a colonizing wolf population. In : Keiter, R.B. & Boyce, M.S. (eds): The Greater Yellowstone ecosystem, redefining America's wilderness heritage. *Yale University Press, New Haven, Connecticut*. pp. 349-366.
- ROTHMAN, R.J. & MECH, L.D. 1979. Scent-marking in lone wolves and newly formed pairs. *Animal Behav.* 27: 750-760.
- SAAYERDRA, D. 1995. Estudi de viabilitat de la reintroducció de la llúdriga al Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà i conques de la Muga i del Fluvià. *Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà, San Pere Pescador*. 152 pp.
- TABERLET, P., GIELLY, L. & BOUVET, J. 1996. Analyses génétiques (ADN) d'échantillons de loups provenant du Valais (Suisse). *Université Joseph Fourier, Laboratoire de biologie des populations d'altitude de Grenoble*. 7 pp.
- THIEL, R.P. 1985. The relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *Am. Midl. Nat.* 113: 404-407.

- WEBER, D. 1990. La fin de la loutre en Suisse. Cahier de l'environnement n°28. *OFEPF, Berne*. 101 pp.
- ZIMEN, E. & BOITANI, L. 1975. Number and distribution of wolves in Italy. *Z. Säugetierk.* 40:102-112.
-

NOUVELLES DONNÉES SUR LA DISTRIBUTION DE *TALPA CAECA* ET *TALPA EUROPAEA* DANS LE CANTON DU TESSIN (SUISSE)

TIZIANO MADDALENA¹, MARCO MORETTI¹, et REMO MAURIZIO²

¹ Museo Cantonale di Storia Naturale, Viale C. Cattaneo 4, 6900 Lugano, Suisse.

² 7603 Vicosoprano, Suisse.

Adresse de correspondance : **Maddalena & Moretti**, Consulenza ambientale e perizie faunistiche, case postale 35, 6672 Gordevio, Suisse.

Mots-clés: *Talpa caeca*, *Talpa europaea*, distribution, Tessin, Suisse.

Key-words: *Talpa caeca*, *Talpa europaea*, distribution, Canton Ticino, Switzerland.

Résumé

Dans le but de clarifier la distribution géographique des deux espèces de taupes vivant dans le Canton du Tessin (Suisse) nous avons capturé et/ou identifié un total de 114 spécimens (75 *Talpa caeca* et 39 *T. europaea*). Le critère "paupières soudées ou pas" a toujours permis d'identifier correctement les deux espèces. L'identification a par la suite été confirmée grâce à une fonction discriminante pré-établie sur des animaux du Val Bregaglia (Canton des Grisons, Suisse). Contrairement à ce qui était généralement admis, *T. europaea* n'est pas uniquement confinée à la partie sud du Canton, mais elle est également présente au centre et au nord du Tessin. L'analyse de la distribution géographique des deux espèces révèle, dans certaines régions, une situation de parapatric. Dans d'autres régions, par contre, la situation semble être plus complexe. Les implications et les conséquences de cette distribution sont présentées et discutées à la lumière des données connues au Val Bregaglia et au Val Chiavenna (Italie).

Summary: New data on distribution of *Talpa caeca* and *T. europaea* in the canton of Ticino (Switzerland).

In order to explain the distribution of two species of moles living in the Canton of Ticino (South of the Alps, Italian part of Switzerland), we trapped and/or identified 114 individuals (75 *Talpa caeca* and 39 *T. europaea*). The criteria "joined or unjoined eyelid" usually allows a correct identification of both species. The identifications were confirmed by a pre-established discriminating function based on animals studied in the Val Bregaglia (Switzerland). Contrary to what was previously thought, *Talpa europaea* is not strictly restricted to the southern part of the Canton, but is to be found in the central part and to the north as well. The analysis of the distribution of both species shows a parapatric pattern in some region. However, a more complex situation seems to appear in other parts of the considered area. The implications and consequences of this kind of distribution are detailed and discussed in comparison with data from the Val Bregaglia and the Val Chiavenna (Italy).

INTRODUCTION

Par sa position géographique, dans la partie centrale interne de l'arc alpin et de par son étendue allant des Alpes aux collines bordant la plaine du Pô, le Canton du Tessin concentre sur une petite surface une grande diversité de milieux (COTTI *et al.*, 1990). Cette richesse se traduit par la présence d'une faune très diversifiée. On compte ainsi 27 espèces différentes de micromammifères (Rongeurs et Insectivores) (SALVIONI & FOSSATI, 1992). Cependant nous ne disposons toujours pas d'indications suffisamment précises quant à la distribution géographique de ces espèces (HAUSSER, 1995), ce qui ne permet pas de juger en particulier si certaines d'entre elles sont menacées ou favorisées par les rapides changements environnementaux survenus ces dernières décennies (par exemple, l'urbanisation des régions de plaine). Un cas exemplaire de cette situation est celui des taupes (*Insectivora*) dont deux espèces vivent dans le Canton du Tessin: *Talpa europaea* L., 1758 et *T. caeca* Savi, 1822. La première, dont l'aire de distribution s'étend de la Grande-Bretagne à la Russie (NIETHAMMER, 1990a), est actuellement connue uniquement dans l'extrême sud du Canton, dans la région du Mendrisiotto (SALVIONI & FOSSATI, 1992). Le reste du Tessin, y compris sa partie alpine, serait occupé uniquement par *Talpa caeca*, dont l'aire de distribution en Europe est limitée au versant sud des Alpes, au centre de l'Italie et, peut-être, à une partie des Balkans (NIETHAMMER, 1990b).

L'absence de *Talpa europaea* dans la partie septentrionale du Tessin est à première vue assez surprenante et ne correspond pas à ce que l'on observe par exemple au Val Bregaglia (Canton des Grisons) où *Talpa europaea* occupe le haut de la vallée. De

plus, dans cette vallée les deux espèces de taupes sont connues pour occuper des zones parapatriques délimitées par le système hydrographique (MAURIZIO & HAUSSER, 1990; MAURIZIO, 1994).

Ces données suggèrent que dans le canton du Tessin les relations géographiques entre les deux espèces pourraient être bien plus complexes que celles actuellement connues. Dans le cadre d'un projet plus vaste, visant à améliorer les connaissances sur la distribution des taupes dans les vallées du sud des Alpes, nous avons entrepris une récolte systématique de nouvelles données et une révision approfondie des données existantes concernant les taupes au Tessin. Notre étude a pour but de clarifier la distribution actuelle de ces espèces et de jeter ainsi les bases pour un suivi à long terme de son évolution.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Une partie des taupes a été collectée à l'aide de trappes-pinces posées dans leurs tunnels (MEYLAN, 1976). La présence des taupes étant facilement détectable, surtout dans les régions ouvertes (grâce aux taupinières), nous avons constaté que ces animaux sont présents dans une grande partie du canton depuis la plaine jusqu'à l'étage alpin. Dès lors, les captures ont été ciblées de façon à couvrir un maximum de territoire en complétant les données déjà connues (SALVIONI & FOSSATI, 1992). Pour des raisons pratiques, nous nous sommes généralement limités aux zones de plaine et aux fonds de vallées. Les animaux ont été capturés principalement au printemps et en automne lorsqu'ils sont particulièrement actifs en surface. Une trentaine de cadavres

d'animaux a été obtenue auprès de particuliers grâce à une requête publiée dans un périodique de vulgarisation agricole. De plus, nous avons vérifié les animaux déposés dans la collection de mammifères du Musée Cantonal d'Histoire Naturelle de Lugano (MCSN).

Les taupes collectées ont été mesurées (longueurs tête et corps, queue, patte postérieure), pesées et sexées; leur âge ainsi que leur état reproductif ont été déterminés. Enfin, tous les crânes des animaux ont été extraits et préparés en vue de mensurations crâniennes. Des morceaux de foie d'une partie des animaux ont été conservés en alcool en vue de futures analyses génétiques. L'ensemble du matériel est conservé au MCSN à Lugano. Les données récoltées sont déposées auprès du Centre Suisse de Cartographie de la Faune à Neuchâtel (CSCF).

L'identification des spécimens se base sur le critère des paupières (soudées chez *Talpa caeca*, ouvertes chez *T. europaea*; NIETHAMMER, 1990a, 1990b) ainsi que sur une analyse discriminante, basée sur quatre mesures crâniennes, établie lors d'une étude précédente réalisée au Val Bregaglia (MAURIZIO & HAUSSE, 1990). Il est important de relever que dans la publication de MAURIZIO & HAUSSE (fig. 1, p. 224), la variable *S4* (largeur interorbitaire) n'est pas représentée correctement; celle-ci doit être prise plus en amont vers la boîte crânienne, comme nous l'indiquons à la figure 1. Dans ce cas seulement, l'analyse discriminante donne des valeurs concordantes et utilisables pour l'identification des deux espèces. C'est d'ailleurs de cette manière que la mesure de *S4* a été prise dans l'étude réalisée au Val Bregaglia ainsi que dans d'autres travaux précédents (MAURIZIO, 1994; SUCHENTRUNK *et al.*, 1995).

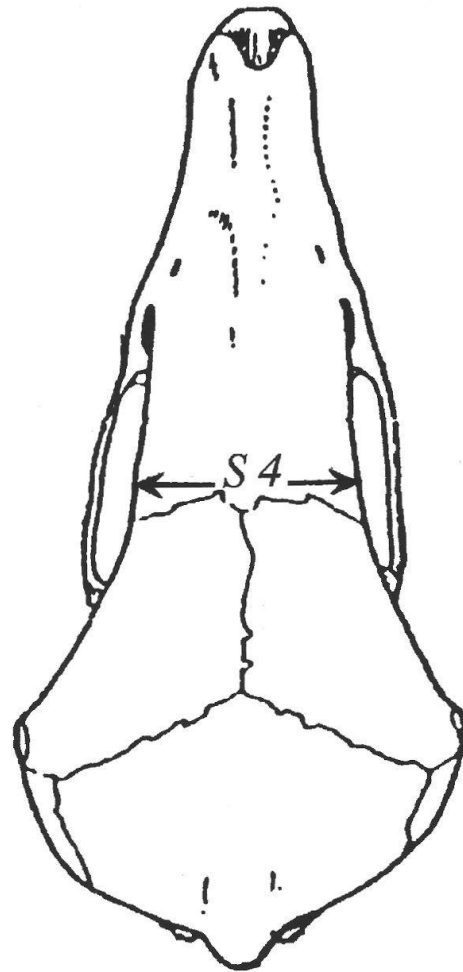


Figure 1 : Prise correcte de la mesure crânienne *S4* pour l'analyse discriminante (adapté de MAURIZIO & HAUSSE, 1990).

RÉSULTATS

Au total, 114 taupes (75 *T. caeca* et 39 *T. europaea*) ont été capturées et/ou vérifiées. Le critère "paupières soudées ou pas" a toujours permis de différencier correctement les deux espèces. L'identification a par la suite été confirmée grâce à l'analyse discriminante de MAURIZIO & HAUSSE (1990) modifiée pour *S4*. La distribution géographique des deux espèces est illustrée à la figure 2. On constate que dans le Canton

du Tessin, *Talpa europaea* occupe trois zones distinctes, séparées les unes des autres par des régions occupées par *Talpa caeca*. Dans un seul carré kilométrique (dans la Valle di Blenio), les deux espèces ont été trouvées ensemble (il s'agissait de deux jeunes individus capturés dans un pré à foin au mois de juin). Au cours des piégeages dans les galeries des taupes les espèces suivantes ont également été capturées: *Apodemus* sp., *Arvicola terrestris italicus*, *Pitymys savii*, *Pitymys multiplex* et *Mustela nivalis*.

DISCUSSION

Notre étude permet d'obtenir une vue d'ensemble assez complète sur la distribution des deux espèces du genre *Talpa* au Tessin. La situation présentée à la figure 2 est plus complexe que les données de la littérature (GRULICH, 1970a; GRULICH, 1970b; VON LEHMANN & HUTTERER, 1979; SALVIONI & FOSSATI, 1992; HAUSSE, 1995). En effet, contrairement à ce qui était généralement admis, *T. europaea* n'est pas uniquement confinée au sud du Canton, mais elle est aussi présente au centre et au nord du Tessin. Ainsi, comme dans la situation décrite au Val Bregaglia par MAURIZIO & HAUSSE (1990), *T. europaea* franchit la ligne de partage des Alpes pour occuper la partie supérieure de quelques vallées comme la Valle Leventina et la Valle di Blenio. Dans l'état actuel de nos connaissances, il n'est pas possible d'affirmer si cette situation est due à une colonisation récente de la part de *T. europaea* ou simplement à un manque de recherches faunistiques approfondies dans ces régions. En ce qui concerne la partie alpine au nord du Tessin, les indices suivants nous font plutôt opter pour la deuxième hypothèse: a) En 1970 déjà, André Meylan avait capturé une *Talpa europaea* dans la Valle Leventina

(données fournies par le CSCF de Neuchâtel non vérifiées par nous-mêmes), mais cette observation n'a apparemment pas été prise en compte par les auteurs successifs; b) une taupe capturée par Marco Salvioni en 1982 dans la région du Ritom, Valle Leventina, et déterminée en son temps comme *T. caeca* s'avère être en effet un exemplaire de *T. europaea* (l'exemplaire est déposé dans la collection du MCSN sous le numéro MS 94). Cette donnée confirme la présence de *T. europaea* dans la région à cette époque. En ce qui concerne les individus de *Talpa europaea* que nous avons recensés au centre du Tessin, le long du fleuve Tresa, nous ne disposons pas de données précédentes pouvant confirmer ou infirmer l'hypothèse d'une colonisation récente de la part de cette espèce.

Au Val Bregaglia, la distribution parapatricque des deux espèces de taupes semble être définie par la compétition interspécifique. Dans cette vallée, les rivières fonctionnent comme des filtres, tandis que les conditions locales semblent jouer un rôle négligeable (MAURIZIO & HAUSSE, 1990). Cette hypothèse a été vérifiée par l'analyse de la structure génétique des populations de *Talpa caeca* et *T. europaea* au Val Bregaglia et au Val Chiavenna voisin (Italie) (SUCHENTRUNK *et al.*, 1995). En effet, les résultats obtenus par ces auteurs indiquent clairement un faible taux d'échanges entre populations conspécifiques lorsqu'elles sont séparées par des cours d'eaux. Dans le cas du canton du Tessin, la situation est à notre avis plus diversifiée. Dans la partie septentrionale, très montagneuse, nous rencontrons probablement la même situation qu'au Val Bregaglia où le système fluvial fonctionne comme barrière migratoire pour les deux espèces. Ceci reste toutefois encore à démontrer, notamment par une étude détaillée des zones de contact. En revanche,

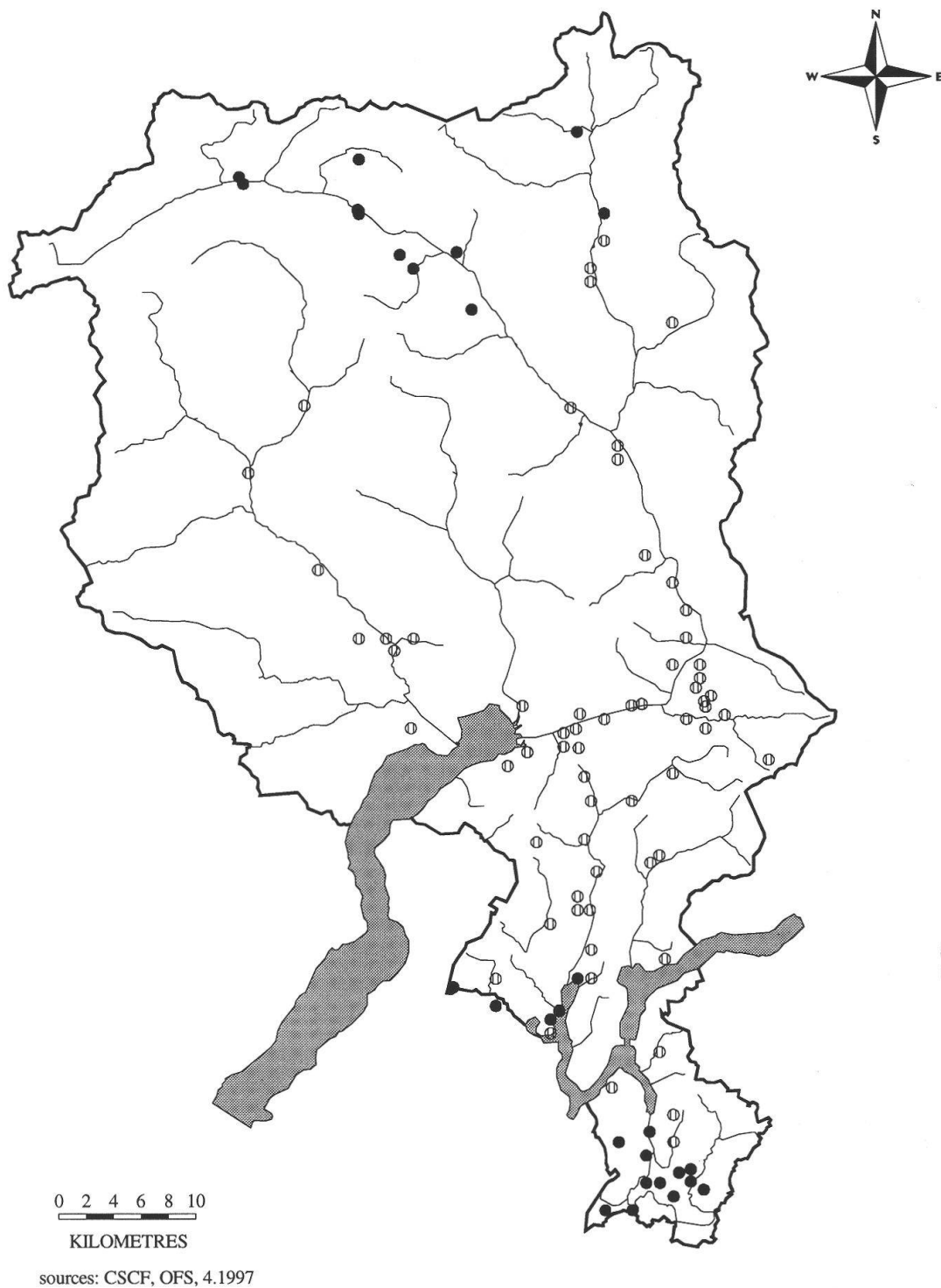


Figure 2 : Distribution de *Talpa europaea* et de *Talpa caeca* au Tessin. Situation à l'automne 1996. Seules les données collectées dans le cadre du présent travail sont indiquées.

⊙ *Talpa caeca*; ● *Talpa europaea*.

dans la partie méridionale, moins montagneuse, les zones de contact parapatricque, qui sont en train de se dessiner (fig. 2), ne semblent pas être nécessairement liées au système hydrique superficiel ou à une quelconque barrière géographique apparente. Il est donc probable qu'ici d'autres mécanismes jouent un rôle déterminant dans la distribution des deux espèces.

Selon MAURIZIO & HAUSSE (1990), l'efficacité dans la compétition interspécifique serait dépendante des conditions climatiques locales: *T. caeca* serait plus adaptée à un climat de type insubrien alors que *T. europaea* montrerait des tendances plus continentales. Toutefois, au Tessin, d'après les modèles de distribution mis en évidence, le climat ne semble pas avoir une influence prépondérante.

Compte tenu du comportement territorial agressif des taupes (STONE, 1986), il est fort probable (mais pas vérifié!) que lors de rencontres interspécifiques *Talpa caeca* (l'espèce de plus petite taille) soit désavantagée par rapport à *T. europaea*. Ainsi, si cette hypothèse se confirme, dans des zones de contact parapatricque où le filtre des rivières (ou d'autres barrières) n'existe pas, on devrait assister à un recul de *Talpa caeca* en faveur de *T. europaea*. Si cette

situation ne s'est pas produite au Val Bregaglia ou en Val Chiavenna, où la distribution des deux espèces semble figée depuis au moins 30 ans, c'est grâce à la présence du système fluvial. Au Tessin par contre, il existe des zones de contact sans aucune barrière apparente où il serait possible de vérifier sur le terrain cette hypothèse de travail. Ainsi, par un contrôle régulier, on pourrait vérifier si l'aire de distribution de *Talpa caeca* est en train de se réduire au profit de celle de *T. europaea*. Seules des investigations plus étendues, accompagnées d'analyses génétiques des populations, permettront de comprendre l'évolution en cours et les mécanismes qui règlent la distribution de ces deux mammifères souterrains aujourd'hui encore si mal connus.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Massimo Canepa, Flavio Del Fante, Pia Giorgetti et Andrea Persico pour l'aide fournie lors des piégeages et le Dr. Alain Maibach pour ses remarques pertinentes. Un grand merci à la rédaction de l'AGRICOLTURE TICINESE à S. Antonino qui a accepté de publier un avis de recherche de taupes ainsi qu'à tous les lecteurs qui nous ont envoyé des animaux.

BIBLIOGRAPHIE

- COTTI, G., FELBER, M., FOSSATI, A., LUCCHINI, G., STEIGER, E. & ZANON, P.L. 1990. Introduzione al paesaggio naturale del Cantone Ticino. 1. Le componenti naturali. *Dipartimento dell'Ambiente. Armando Dadò, Locarno*.
- GRULICH, I. 1970a. Die Standortansprüche von *Talpa caeca* Savi (*Talpidae*, *Insectivora*). *Zool. Listy* 19: 199-219.
- GRULICH, I. 1970b. Zur Variabilität von *Talpa caeca* Savi im Kanton Tessin, Schweiz (*Insectivora*, Familie *Talpidae*). *Acta Sc. Nat. Brno* 4: 1-48.

- HAUSSER, J. 1995. Mammifères de la Suisse. Répartition - Biologie - Ecologie. Mémoires de l'Académie Suisse des Sciences Naturelles. 103. *Birkhäuser, Basel*. 501 pp.
- LEHMANN, E. VON & HUTTERER R. 1979. Elenco dei Mammiferi (*Mammalia*) del Ticino. *Boll. Soc. tic. sci. nat.* 67: 91-105.
- MAURIZIO, R. 1994. I piccoli Mammiferi (*Mammalia*): Insectivora, Chiroptera, Rodentia, Carnivora) della Bregaglia (Grigioni, Svizzera). *Il Naturalista Valtellinese. Atti Mus. civ. Stor. nat. Morbegno* 5: 91-138.
- MAURIZIO, R. & HAUSSER, J. 1990. Différenciation morphologique et répartition en zone de contact de *Talpa europaea* L. et *Talpa caeca* Savi au Val Bregaglia. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 80: 221-233.
- MEYLAN, A. 1976. Le campagnol terrestre, *Arvicola terrestris* (L.): Biologie de la forme fouisseuse et méthodes de lutte. In: Protection des cultures et des denrées contre les vertébrés. *FNGPC, Paris*. pp. 81-96.
- NIETHAMMER, J. 1990a. *Talpa europaea*. Handbuch der Säugetiere Europas. Band 3/1. Insektenfresser - Herrentiere. *Aula-Verlag, Wiesbaden*. pp. 99-133.
- NIETHAMMER, J. 1990b. *Talpa caeca*. Handbuch der Säugetiere Europas. Band 3/1. Insektenfresser - Herrentiere. *Aula-Verlag, Wiesbaden*. pp. 145-156.
- SALVIONI, M. & FOSSATI, A. 1992. I Mammiferi del Cantone Ticino. Note sulla distribuzione. *Ligue Suisse pour la Protection de la Nature, Section du Tessin*. 104 pp.
- STONE, R.D. 1986. Moles. *Anthony Nelson, Oswestry*. 20 pp.
- SUCHENTRUNK, F., MAURIZIO, R., HAIDEN, A. & HARTL, G.B. 1995. Allozymic variation and differentiation in moles (Genus *Talpa*, *Insectivora*) of the Val Bregaglia (Switzerland) and the Val Chiavenna (Italy). *Z. Säugetierk.* 60: 321-329.
-

QUELQUES ÉLÉMENTS CONCERNANT LE STATUT DU LOUP EN ROUMANIE

LÁSZLÓ VASILE KALABÉR

Str. Eminescu 26, 4225 Reghin, Roumanie.

Mots-clés: loup, Roumanie, écologie, éthologie, impact humain.

Key-words: wolf, Rumania, ecology, ethology, human impact.

Résumé

Dans cet article, nous présentons quelques données concernant le statut du loup en Roumanie. Les aspects suivants sont successivement abordés: distribution et densité, comportement et régime alimentaire, relations entre les loups et l'homme.

Summary: Some aspects concerning the wolf's status in Rumania.

In this paper, we present some data concerning the wolf in Rumania. The following aspects are discussed: distribution and density, behaviour and food, wolf-human relations.

INTRODUCTION

Mammifère carnivore, le loup possède une grande adaptabilité (PETZSCH, 1969). Il accroît progressivement son aire de distribution dans les régions où de nouvelles populations d'animaux constituent des ressources alimentaires facilement accessibles. VICTOR & LARIVIÈRE (1980) montrent que le loup a survécu à la plupart des ères géologiques. Le loup est originaire d'Eurasie, mais on le rencontre aussi en Amérique: à partir de l'ouest de l'Eurasie, les loups ont envahi l'Asie entière, puis ont colonisé l'Amérique du Nord par le détroit de Béring. Sa présence au Japon (île de

Hokkaido) et dans presque toutes les îles de l'Océan glacial arctique, témoignent de ses qualités d'excellent nageur. Les frontières sud de son aire de répartition sont constituées par les forêts tropicales et les déserts, qui fonctionnent comme des barrières naturelles.

Bien qu'il provienne des steppes, le loup s'est parfaitement acclimaté aux autres biotopes (des bois collinéens jusqu'aux zones alpines). Sa situation actuelle en Europe est abordée par IONESCU (1992). Cet auteur présente des données assez précises concernant la situation des populations de

loups, et apprécie les modifications concernant l'écologie du loup en Roumanie entre 1972 et 1992, essentiellement dans deux régions (Covasna et Mures) dont les zones montagneuses à vastes forêts de Calimani, Gurghiu, Harghita et Lacauti constituent d'excellents biotopes à loups.

DISTRIBUTION ET EFFECTIFS

En Roumanie, selon COTTA & BODEA (1969), le loup vit principalement dans les forêts collinéennes et montagneuses, mais on le trouve aussi en petit nombre dans les deltas. Son habitat est varié et change selon la saison. Au printemps, après la fonte des neiges, il gagne les zones d'altitude plus élevée, et redescend en automne.

Les données disponibles pour apprécier l'évolution des populations (ALMASAN & IONESCU, 1993) sont les suivantes: en 1938, on a recensé 860 loups (mais on ignore sur quelle surface); en 1948, 500 individus ont été chassés; en 1955, on a estimé une population de 4'600 individus environ; sur dix ans (de 1954-1964), le nombre de loups morts est estimé à 28'108 individus, dont 3'600 chassés durant la seule année 1959. En 1966, il ne restait que 155 loups réfugiés dans les Carpates; depuis 1970, et surtout depuis 1985, suite à une réduction des campagnes d'empoisonnement, on constate une légère augmentation de l'effectif. En 1991, on estime qu'il y a en Roumanie 875 loups; en 1992, IONESCU (1992) estime ce nombre à plus de 2'000; et en 1993, ALAMASAN & IONESCU (1993) l'estiment à 2'600 individus.

COMPORTEMENT ET RÉGIME ALIMENTAIRE

Le loup est un animal social, organisé en

meutes pouvant atteindre jusqu'à 24 individus. Cependant, il est rare que l'on rencontre les loups en aussi grands groupes. Selon ALMASAN & IONESCU (1993), la taille moyenne d'une meute serait de 5 à 8 individus adultes, suivant la disponibilité en chevreuils (*Capreolus capreolus*) et en sangliers (*Sus scrofa*). A notre avis, les meutes dans les Montagnes de Calimani sont un peu plus importantes (10-15 individus), tout comme celles de Gurghiu (jusqu'à 20). Dans la région de Bistra-Mures (Deada-Bistra), nous avons compté (en 25 ans) une moyenne de 11 individus par groupe. En automne, la sociabilité du loup est facilement mise en évidence, car les juvéniles sont avec les adultes. Ils forment alors des groupes de 6 à 16 individus. Selon COTTA & BODEA (1969), le regroupement des individus est dû à la nécessité de poursuivre et d'attaquer de grosses proies. En octobre, les louveteaux sont capables d'accompagner leurs parents à la chasse. Pendant le rut, le groupe familial se disperse.

Le loup quitte rarement son territoire. Ces données ont été confirmées à l'occasion d'observations régulières, pendant 11 ans, d'un terrier de la région de Bistra (KALABÉR, 1989). Grâce à l'odeur des restes de nourriture laissés près du terrier (qui peut être un bon indice pour mettre en évidence la présence de portées), et à l'observation directe, PARAIANU (1986) a pu repérer un terrier où vivaient une femelle et un jeune. En 1984, il a retrouvé les mêmes individus à un terrier situé à 110 mètres du site initial.

L'alimentation varie suivant les biotopes et la composition de la flore et de la faune. En Roumanie, les chevreuils et les sangliers sont considérés comme la ressource principale. Nos observations (région de Covasna) confirment cette idée, plaçant le chevreuil au premier rang, suivi par le cerf (*Cervus*

elaphus) et le sanglier. Le mouton constitue, parmi les animaux domestiques, la nourriture préférée des loups. ALMASAN & IONESCU (1993) constatent qu'il existe une relation directe entre la quantité de proies à disposition et le nombre de loups. Dans les Carpates, les chevreuils et les cerfs sont abondants. La disponibilité des proies, qui varie selon la région, a une influence sur les comportements individuel et collectif du loup (KALABÉR, 1989). Ainsi, par exemple, dans certaines régions, le loup peut hurler pour intimider ses proies.

RELATIONS LOUP-HOMME

Image du loup

Ce chapitre est complexe et pourrait faire l'objet de discussions prolongées. Il peut aussi être abordé de plusieurs façons, selon la personnalité de chacun, le degré de culture, la profession, l'âge, le sexe et le lieu de résidence. L'image négative attachée au loup depuis des siècles et la méconnaissance de son rôle écologique ont déterminé le développement d'une attitude erronée envers cet animal. Cette attitude persiste, malheureusement, aujourd'hui encore.

Il existe des légendes sur les loups depuis le 12^{ème} siècle. Les opinions, les sentiments, les conceptions sur le comportement du loup font partie depuis très longtemps des préoccupations principales de la population. Certains hommes en ont fait un culte, faisant du loup un animal saint, d'autres en revanche, l'ont toujours considéré comme un monstre démoniaque (VICTOR & LARIVIÈRE, 1980). Je voudrais illustrer cette dualité en rapportant quelques propos récemment parus dans des publications spécialisées en Roumanie.

PARAIANU (1986) décrit "les faits héroïques" suivants... Aux environs de Ocna-Sibiu, il a tué le 9 mai 1973 en tant que garde forestier, 7 juvéniles et leur mère. Le 11 juin 1976, il a ajouté à sa collection 6 petits et une femelle; le 15 mai 1982, 9 petits et une femelle; et le 10 juin 1984, il tuait encore 8 jeunes. D'après LAZEA (1986), le loup est un animal très dangereux et nuisible, et c'est pourquoi il est nécessaire que dans notre pays, ainsi que dans tout endroit et en toute circonstance, le loup soit exterminé par quelque méthode que ce soit. Cet auteur recommande 6 méthodes visant à la diminution des populations de loups (parmi lesquelles il mentionne celle du tir des petits). DECEI (1991) soutient que l'on doit tirer les adultes en établissant des lois cynégétiques en fonction de la structure des meutes, alors que les petits devraient être protégés et les primes actuellement accordées à ceux qui les tuent abolies. CRISTOVEANU (1991) décrit le rôle du loup dans la biocénose des Carpates. Il parle de la limitation des populations de loups uniquement où cela se révèle nécessaire, et préconise uniquement l'utilisation du fusil. Il prend position contre les empoisonnements qui ont des conséquences néfastes sur d'autres espèces. Sa conviction est que le loup doit être protégé dans son habitat naturel. KLAUS (1991) montre que la place des loups qui sont éliminés est prise par les chiens de bergers dont les dégâts dépassent ceux produits par les loups. Il trouve qu'une réglementation traitant des chiens errants serait nécessaire. Pour CHEROIU (1991), là où l'on tue un loup, on pourra chasser l'année suivante 2, 3, ou même 4 sangliers.

Pour que le loup ne soit pas considéré comme un ennemi par l'homme (d'autant plus que nous ne connaissons pas d'attaques du loup sur l'homme dûment prouvées), il y a lieu d'informer l'ensemble de la population (et

pas seulement les biologistes et les chasseurs), de manière à ce que l'espèce soit reconnue comme ayant sa place et son rôle à jouer dans la Nature. Nous relevons avec plaisir que ce travail d'information sur les relations entre l'homme et le loup dépasse les frontières de la Roumanie: citons, par exemple, une thèse en préparation à l'Université de Grenoble intitulée "La Roumanie, pays des loups" (SANDRINE RAFFAITIN, comm. pers.).

Chasse au loup

De 1964 à 1975, l'office des forêts (maintenant le Romsilva) et les sociétés de chasse pratiquaient aussi bien la chasse traditionnelle que l'empoisonnement (cyanure, strychnine, etc.). L'utilisation de produits comme la strychnine était une erreur cynégétique évidente, car beaucoup d'autres animaux en étaient victimes. Cette technique pourrait être la cause expliquant la diminution des rapaces, voire la disparition de certaines espèces dans les Carpates (gypaète barbu *Gypaetus barbatus*, vautour moine *Aegypius monachus*, vautour fauve *Gyps fulvus*, et percnoptère *Neophron percnopterus*).

COTTA & BODEA (1969) relèvent les méthodes suivantes, applicables pour lutter contre les loups: "chasse aux rabatteurs, chasse aux petits drapeaux, tir depuis l'affût, et tir à l'appel". La chasse aux rabatteurs est pratiquée surtout en hiver car, à cette saison, les traces sont faciles à découvrir dans la neige. En hiver, les hurlements permettent aussi la localisation des loups. Les rabatteurs doivent être placés en ligne et à une distance modérée, et avancer lentement sans autre bruit que celui obtenu en frappant les arbres. Pour la chasse aux drapeaux, on entoure la zone de chasse d'une ficelle sur laquelle on a

placé, espacés de 60-70 cm, des drapeaux généralement rouges de 30x15 cm; cette barrière n'est pas franchie par les loups. La chasse à l'affût s'effectue depuis un observatoire, bâti dans ou sur le sol, qui comprend une fenêtre devant laquelle une carcasse est placée à une distance de 20 mètres environ. Pour la chasse à l'appel, le chasseur imite le hurlement du loup, auquel les loups répondent; le succès est plus important si plusieurs chasseurs (2-3) participent successivement à l'appel; la méthode est efficace en automne lorsque les loups se regroupent et lorsque l'appel est lancé au clair de lune ou à l'aube. LAZEA (1986) recommande les mêmes méthodes avec quelques variantes: chasse à l'aide de chiens, chasse à l'affût, appel, chasse à courre, piégeage, découverte des petits, etc. Tout comme nous, CHEROIU (1992) pense que le tir devrait être la seule technique autorisée, et que celle-ci devrait être utilisée avec discernement.

Causes de la diminution des effectifs de loups

Ces causes peuvent être groupées en trois catégories:

a) Erreurs cynégétiques. Les conceptions de la gestion pratiquée jusqu'à récemment étaient erronées. On a accordé longtemps des primes pour la chasse au loup ou pour la capture des petits. La loi autorisait la chasse au loup pendant toute l'année. ALMASAN & IONESCU (1993) relèvent que le loup est considéré par le personnel administratif du domaine forestier comme un nuisible. Depuis le 1er juillet 1996 cependant, la législation a changé, et le loup est maintenant protégé.

b) L'empoisonnement. Alors que la régulation des populations par l'emploi de

poisons est interdite dans le monde entier, la Roumanie n'a toujours pas adhéré à cette convention.

c) Attitude de l'homme. Il faut rappeler que, malheureusement, certains forestiers et chasseurs manifestent encore une attitude négative envers le loup. D'autre part, peu de zones sont laissées libres par l'homme: les bergers ont le droit de faire pâturer leurs bêtes partout (forêts, champs, prés, etc.), ce qui a un impact important sur les biocénoses. Nous pensons qu'il est urgent de prendre des mesures dans ce domaine; il s'agirait d'élaborer des lois adéquates, fondées sur un examen écologique, qui régleraient l'élevage des moutons en Roumanie.

CONCLUSION

Dans les années 1950, la taille des populations de loups n'était pas ajustée avec celle des espèces-proies sauvages. C'est pourquoi, les loups consommaient beaucoup d'animaux domestiques. Par la suite, l'augmentation des ongulés sauvages a modifié la situation. Aujourd'hui, on peut considérer, comme ALMASAN & IONESCU (1993), que le loup contribue au maintien de l'équilibre écologique et de la qualité des populations de proies. Dans les pays européens où le loup est présent, sa protection est un problème plus ou moins résolu. Plusieurs de ces pays font de gros

efforts pour la reconstitution des populations de loups. Il y a quelques années, le loup était un "ennemi public" en Hongrie et une campagne de limitation des populations avait même été lancée. Aujourd'hui, en Hongrie, le loup est présent dans les cinq régions de chasse du pays, et jouit d'une protection totale. Nous pensons qu'une amélioration de ce genre est possible en Roumanie. Plutôt que de tuer les loups dans les zones où il s'agirait de contrôler leurs effectifs, nous suggérons (comme CRISTOVEANU, 1991) de vendre les louveteaux aux pays qui n'en possèdent pas suffisamment. Cette solution permettrait une croissance des effectifs dans les régions où cela est nécessaire, de même qu'une revitalisation génétique. Il est temps d'assimiler le concept des Esquimaux, selon lequel le loup est plus un ami qu'un ennemi. Une légende esquimaude dit: "Le loup se nourrit de caribou, mais il veille à sa santé" (FARLAY MOWAT, cité dans KALABÉR, 1989). En tant que naturaliste roumain, nous dirons: "Bien que le méchant loup chasse le doux chevreuil, on ne saurait imaginer un clair de lune dans les Carpates sans le sinistre hurlement des loups sur les cimes asymétriques".

REMERCIEMENTS

M. Vilpert-Bossard et J.-S. Meia ont collaboré à la version française de ce texte.

BIBLIOGRAPHIE

- ALMASAN, H. & IONESCU, O. 1993. Lupul. *Vânătorul si Pescarul Român* 1: 4-5.
 CHEROIU, G. 1991. Despre lup fara partinire. *Vânătorul si Pescarul Român* 1: 8.
 CHEROIU, G. 1992. Lupul intre combatere si exterminare. *Vânătorul si Pescarul Român* 4: 5.
 COTTA, V. & BODEA, M. 1969. Vanatul Romaniei. *Albatros Editura, Bucharest*. pp. 204-215.

- CRISTOVEANU, N. 1991. Lupul legend si adevar. *Vânătorul si Pescarul Român* 1: 9.
- DECEI, P. 1991. Un gand bun pentru cel huluiit. *Vânătorul si Pescarul Român* 1: 8.
- IONESCU, O. 1992. Lupul in Europa. *Vânătorul si Pescarul Român* 11/12: 4-5.
- KALABÉR, L. 1989. Din viata animalelor padurii (I-II). *Steaua Rosie* 40(72). Tg. Mures.
- KALABÉR, L. 1989. Madarásszemmel a farkasról. *Vörös Zászló* 61(72). Tg. Mures.
- KLAUS, Z. 1991. Despre combatere. *Vânătorul si Pescarul Român* 1: 10.
- LAZEA, I. 1986. Prioritati in combaterea rapitorilor, lupul. *Vânătorul si Pescarul Român* 4: 6.
- PARAIANU, I. 1986. Prinderea puilor de lup la culcus. *Vânătorul si Pescarul Român* 4: 11.
- PETZSCH, H. 1969. Emlösök, Petzsch: A farkas. Ed. Gondolat, Budapest. pp. 220-240.
- VICTOR, P.E. & LARIVIÈRE, J. 1980. Les loups. *Nathan, Montréal*.
-

Résumés des autres communications

L'ÉCOLOGIE DE LA REPRODUCTION DU CERF AXIS

CYRILLE BARRETTE

Département de Biologie, Université Laval, Québec G1K 7P4, Canada.

Les espèces de Cervidés les mieux connues vivent dans les régions tempérées d'Europe et d'Amérique du Nord (*Alces*, *Cervus*, *Capreolus*, *Odocoileus*, *Rangifer*, *Dama*). Elles exhibent toutes une reproduction fortement saisonnière: presque toutes les naissances se concentrent sur une période d'un mois ou moins. Le cerf Axis (*Axis axis*) des régions tropicales du sous-continent indien est peut-être le moins saisonnier de tous les Cervidés, se reproduisant dans tous les mois de l'année. Malgré tout, dans la plupart des populations on observe des pics de naissances, ce qui a amené les auteurs à y voir des saisons de reproduction. Cette interprétation est peut-être valide pour certaines populations, mais pour d'autres (peut-être la majorité), la reproduction n'est pas saisonnière. En effet, la distribution des naissances au cours de l'année peut très bien être indépendante des saisons, c'est-à-dire échapper au contrôle normalement exercé par le climat et par la phénologie des plantes dont

l'espèce se nourrit, tout en étant plus ou moins synchrone pour d'autres raisons, créant ainsi l'illusion d'un effet des saisons.

Je vais tenter, premièrement de démontrer que c'est le cas du cerf Axis, et deuxièmement que ce qui permet cet état de choses est la grande adaptabilité phénotypique de ce cerf. Enfin, je vais explorer les conséquences darwiniennes pour les mâles vivant sous ce régime inusité. Ma présentation sera inspirée de la littérature et sera fondée sur des données non publiées que j'ai récoltées au Sri Lanka et en Inde. Ce découplage -surprenant pour qui utilise les Cervidés des régions tempérées comme modèle- entre la synchronie et les saisons, crée une situation particulièrement fertile pour étudier les interactions sociales et écologiques d'une espèce. Par comparaison, une espèce comme *Rangifer*, dont la reproduction est prévisible comme les équinoxes, est franchement trop simple.

DYNAMIQUE DE LA POPULATION DE CHAMOIS DANS LA RÉGION DE LA DÔLE DEPUIS 1962

JACQUES BERLIE

Rue de l'Eglise, 1183 Bursins, Suisse.

Après la disparition du chamois, *Rupicapra rupicapra*, dans le Jura, la recolonisation par cette espèce date du 19ème siècle et elle a été renforcée par quelques réintroductions. Dans la région de La Dôle, les premières observations datent de la fin des années 50.

Dans un premier temps, l'étude porte sur des observations non-systématiques faites de 1962 à 1987 dans le massif de La Dôle, dans un secteur compris entre La Pointe de Fin Château et le sud-ouest de La Dôle. En analysant la somme des maxima annuels

d'individus de chaque catégorie d'âge et de sexe d'une part, et l'influence de la chasse ouverte en 1975 d'autre part, il est possible, en utilisant un facteur de croissance de 0.13, d'estimer la prédation du lynx, *Lynx lynx*, à un peu plus de 2 individus en moyenne par année.

Dès 1988, des observations systématiques le long d'un parcours type, à raison de 25 à 50 observations par année, ont permis, entre autres, de mettre en évidence l'évolution de la population tout au long de l'année, ainsi que le taux de survie et le taux de reproduction.

LA PROMISCUITÉ CHEZ LA NOCTULE *NYCTALUS NOCTULA* EST-ELLE INFLUENCÉE PAR DES DÉRANGEMENTS AUX GÎTES D'ACCOUPLEMENT ?

JÜRGEN GEBHARD

Naturhistorisches Museum, Augustinergasse 2, 4001 Basel, Suisse.

Nyctalus noctula est une espèce extrêmement mobile. Le gîte diurne est changé fréquemment et les individus résidents semblent connaître de nombreux gîtes potentiels. Après une capture au gîte, celui-ci sera généralement évité durant un certain temps. Dans ce contexte, les mâles territoriaux sont, quant à leur gîte d'accouplement, plus fidèles et y retournent régulièrement, même lorsqu'ils ont été bagués. En automne, jusqu'à 10 femelles peuvent séjourner dans les gîtes d'accouplement: Les femelles capturées et marquées n'ont plus été observées dans le même quartier d'accouplement lors de contrôles ultérieurs. Entre 1986 et 1995, à Bâle, un total de 1318 individus a été capturé, marqué et immédiatement relâché, lors de sessions de piégeage avec des cages appâtées avec des mâles chanteurs. Dans ce cas également, les femelles n'ont été recapturées qu'extrêmement rarement dans le même piège. De tels résultats laissent supposer que les femelles sont moins fidèles à leurs gîtes, et changent par conséquent souvent de partenaire sexuel, récoltant ainsi du sperme de nombreux mâles dans leur utérus. En 1994 et 1995, nous avons pu étudier plus en détail le comportement sexuel

des noctules. Les femelles arrivantes n'ont plus été manipulées, mais marquées sans dérangement alors qu'elles étaient au gîte durant la journée. Le marquage consistait à tondre la fourrure selon un motif individuel pouvant être parfaitement reconnu lors de la surveillance par vidéo infrarouge. Lors de cette recherche, les femelles ont également présenté un comportement de promiscuité. Cependant, en 1995, sur 25 femelles marquées, 19 sont revenues. L'une d'elles est même restée durant 26 jours dans le même quartier d'accouplement et y a copulé 20 fois. Seules 4 femelles identifiées ont participé à 45% des 166 copulations enregistrées pour le mâle territorial en automne 1995. Le système d'accouplement, dans le cas présent une polygynie de défense des ressources, peut maintenant être caractérisé plus précisément. Lors de recherches sur les systèmes d'accouplement, il faut surtout prendre en considération la sensibilité au dérangement du partenaire le plus mobile, ici celle de la femelle. Des femelles dérangées par la capture et le baguage peuvent ensuite rechercher d'autres partenaires, respectivement de meilleures ressources.

(Traduit par le comité d'organisation)

LE PIÉTIN (PODO-DERMATITE NÉCROSANTE), NOUVELLE PATHOLOGIE POUR LE BOUQUETIN DES ALPES, NOUVELLE DONNE DANS LA GESTION DES RELATIONS ENTRE ONGULÉS SAUVAGES ET DOMESTIQUES

CHRISTOPHE COTON¹ et DOMINIQUE GAUTHIER²

¹ Agence pour l'Etude et la Gestion de l'Environnement, cité administrative, 74040 Annecy Cedex, France.

² Laboratoire Départemental d'Analyses Vétérinaires de la Savoie, B.P. 1113, 73011 Chambéry Cedex, France.

Le piétin est une pathologie bien connue des éleveurs de moutons. Pour la première fois, en 1995, elle était observée chez le Bouquetin des Alpes (*Capra ibex*), en deux sites distincts (un dans le canton de Vaud, l'autre en Haute-Savoie). Dans le cas haut-savoyard, l'enzootie a eu un impact non négligeable, la mortalité induite atteignant dix à douze pour cent de la population.

Après un historique des développements de cette pathologie et des remèdes étudiés, nous tenterons d'en cerner les causes et les conséquences mais également les enjeux, tant en terme de gestion de la faune sauvage que dans les relations entre les ongulés sauvages et domestiques (compétition, recouvrement des domaines vitaux, etc.).

PASTORALISME ET ONGULÉS SAUVAGES: INTERACTIONS PATHOLOGIQUES

DOMINIQUE GAUTHIER

Observatoire en Eco-pathologie de la Faune sauvage de Montagne, Laboratoire Départemental d'Analyses Vétérinaires de la Savoie, B.P. 1113, 73011 Chambéry Cedex, France.

Tandis que les pratiques pastorales se modifient à la mesure de la déprise agricole et de l'abandon du gardiennage en montagne, la faune sauvage connaît une progression démographique sans précédents, notamment grâce aux espaces protégés. La multiplicité des contacts entre cheptels domestiques et animaux sauvages constitue une donnée nouvelle pour laquelle on ne dispose malheureusement que de peu d'informations. D'une part les modalités de partage du territoire sont variées, d'autre part les capacités de déplacement des animaux sauvages ouvrent de véritables "corridors écologiques" (les migrations annuelles transfrontalières du bouquetin sont de l'ordre de 20 km; la prospection du gypaète barbu d'une centaine de km).

Dans ce contexte, les relations sanitaires qui ont été mises en évidence entre les ongulés domestiques et sauvages, revêtent des enjeux particuliers: la faune sauvage est-elle **victime** de sa cohabitation avec des troupeaux à statut sanitaire médiocre, ou peut-elle constituer un **réservoir** sauvage et incontrôlé de maladies faisant l'objet de mesures collectives de santé publique ? En d'autres termes, les gestionnaires d'espaces naturels peuvent-ils être amenés à prendre

des dispositions limitant l'accès des troupeaux transhumants pour protéger le patrimoine sauvage, ou, à l'inverse, la faune sauvage est-elle susceptible de pénaliser les lourds investissements sanitaires consentis par les professionnels agricoles et leurs administrations ?

L'étude de cas de BRUCELLOSE chez le chamois fournira une première illustration à ce débat. En l'occurrence, les ongulés sauvages ont joué dans les situations décrites en France un rôle de sentinelle épidémiologique, révélant des foyers domestiques tout en étant les victimes.

L'épidémiosurveillance qui est appelée à se mettre en place à ce sujet est toutefois limitée par les **difficultés méthodologiques** des investigations en milieu naturel. Cet aspect sera approfondi à travers l'analyse des ENQUETES SEROLOGIQUES comparées domestiques/sauvages poursuivies depuis 1980 en Savoie, et par les TRAVAUX PARASITAIRES sur l'incidence respective des ongulés en alpage.

Pour l'avenir, le plus urgent est de développer des compétences spécifiques sur l'éco-pathologie de la faune sauvage. Deux

dossiers majeurs seront à approfondir: caractériser les mécanismes d'intervention de la faune sauvage en tant que tiers dans les cycles de certaines maladies; édicter des guides de recommandations pour les

translocations d'animaux sauvages, qui puissent apporter des procédures ni laxistes (nécessité de contrôle de ces opérations à haut risque), ni exorbitantes (prise en compte de la sauvegarde d'un patrimoine rare).

RÉGIME ALIMENTAIRE DU LOUP DANS LE MERCANTOUR

FRÉDÉRIC LONCHAMPT¹ et MARIE-LAZARINE POULLE²

¹ Laboratoire de Chrono-Ecologie, UFR des Sciences et Techniques, 16 route de Gray, 25030 Besançon Cedex, France.

² Parc National du Mercantour, Service scientifique, 23 rue d'Italie, 06000 Nice, France.

Le loup (*Canis lupus*) a effectué un retour naturel en France au début des années 90, en provenance d'Italie où la population lupine est en expansion numérique et géographique depuis 20 ans. Il s'est maintenant implanté dans le massif montagneux du Mercantour, dans les Alpes du sud françaises. Le retour de ce prédateur suscite des réactions antagonistes. Localement, les éleveurs de moutons ainsi que certains chasseurs sont opposés à la présence du loup et réclament son retrait immédiat, tandis qu'à l'échelle nationale, les écologistes, les naturalistes et le public en général se réjouissent de ce retour. Dans ce contexte (la protection du loup passant avant tout par son acceptation de la part des populations locales), il s'avère primordial d'acquérir une connaissance la plus approfondie possible de l'écologie du loup dans le Mercantour, et notamment de son alimentation.

L'étude du régime alimentaire du loup fait l'objet du présent exposé. Elle a reposé sur l'analyse des restes non digérés (essentiellement poils et fragments d'os) contenus dans 250 fèces récoltées d'avril

1995 à mars 1996. L'objectif a été de définir les variations saisonnières du régime alimentaire du loup dans le Mercantour mais également de comparer le régime alimentaire des deux meutes présentes qui diffèrent pour ce qui est de la disponibilité en proies sauvages et domestiques sur leur territoire. Un effort particulier a été consacré à affiner les méthodes de détermination spécifique des poils d'ongulés sauvages en les confrontant aux résultats de l'examen des restes osseux.

Les résultats de cette étude contribuent à l'estimation de l'impact de ce prédateur sur l'écosystème montagnard. Ils permettent d'orienter les efforts de gestion qui sont fait aussi bien en direction des éleveurs qui subissent des dommages sur leurs troupeaux qu'en direction des chasseurs qui se plaignent d'être en concurrence avec le prédateur. D'un point de vue plus fondamental, cette étude réalisée dans un milieu d'une exceptionnelle richesse en ongulés sauvages (six espèces présentes, dont certaines, comme le chamois, très abondantes), permet de préciser notre connaissance de l'utilisation faite par le loup des ressources disponibles.

RÉPONSES FONCTIONNELLES DE LA FOUINE ET DE L'HERMINE AUX VARIATIONS DE DENSITÉ DES CAMPAGNOLS PRAIRIAUX

JEAN-PIERRE DAMANGE¹, PIERRE DELATTRE², PATRICK GIRAUDOUX³
et JEAN-PIERRE QUÉRÉ²

¹ INRA, Recherches Avicoles, B.P. 1, 37380 Nouzilly, France.

² INRA, Ecoéthologie des rongeurs. 34095 Montpellier, France.

³ Université de Bourgogne, Ecologie, 21004 Dijon, France.

La compréhension de l'action de la prédation et de ses capacités de régulation repose, en partie, sur l'analyse des réponses fonctionnelles des prédateurs aux variations de densité des populations de proies. En Franche-Comté, les pullulations de deux campagnols prairiaux (le Campagnol des champs, *Microtus arvalis*, et le Campagnol terrestre, *Arvicola terrestris*) se succèdent et offrent des conditions optimales pour ce type d'analyse. Elles révèlent les préférences

alimentaires de deux prédateurs, la Fouine (*Martes foina*) et l'Hermine (*Mustela erminea*), vis à vis des deux campagnols prairiaux. Elles montrent parallèlement des possibilités importantes d'effet de bascule ("switching") vers les rongeurs forestiers en période de faible densité des deux espèces prairiales et suggèrent, qu'à cette occasion, des reports de prédation pourraient être susceptibles de perturber la faune forestière.

RÉPONSES FONCTIONNELLES DU RENARD ET DU CHAT SAUVAGE AUX FLUCTUATIONS D'ABONDANCE DES CAMPAGNOLS PRAIRIAUX

JEAN-PIERRE QUÉRÉ¹, PATRICK GIRAUDOUX², et PIERRE DELATTRE¹

¹ INRA, Ecoéthologie des rongeurs, 34095 Montpellier, France.

² Université de Bourgogne, Ecologie, 21004 Dijon, France.

La compréhension de l'action de la prédation sur les populations animales repose sur l'analyse des réponses numériques et fonctionnelles des prédateurs en fonction des variations de densité et de la disponibilité des populations de proies. En Franche-Comté, le Campagnol des champs (*Microtus arvalis*) et le Campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) présentent des fluctuations d'abondance pluriannuelles de forte amplitude, synchrones ou non. Cette situation procure les éléments autorisant l'analyse de la réponse fonctionnelle.

Nos résultats, obtenus à partir de l'analyse des macro-restes contenus dans les fèces, révèlent que le Renard (*Vulpes vulpes*) et le Chat sauvage (*Felis silvestris*) montrent une préférence alimentaire marquée vis à vis de

ces deux campagnols prairiaux. Ils indiquent aussi la capacité de ces deux prédateurs à changer de régime alimentaire en se reportant sur les rongeurs forestiers ("switching") en période de faible densité de ces deux espèces prairiales, avec toutefois une diversification plus grande chez le Chat. Les résultats soulignent, qu'à cette occasion, ces reports de prédation sont susceptibles de perturber le fonctionnement des populations forestières et qu'un impact sur les espèces sensibles (à effectif numériquement faible) n'est pas à exclure.

GIRAUDOUX, P., DELATTRE, P., QUÉRÉ, J.P., & DAMANGE, J.P. 1992. Structure and kinetics of rodents in a region under agricultural and land abandonment. *Acta Oecologia* 15(4): 385-400.

LE RENARD JURASSIEN EST-IL UN PRÉDATEUR DE LIÈVRES ?

JEAN-STEVE MEIA, STÉPHANE AUBRY, MARTIN LIBEREK, et SANDRINE MEYER

Institut de Zoologie, Emile-Argand 11, 2007 Neuchâtel, Suisse.

Adresse de correspondance: J.-S. Meia, Tour 4, 2520 La Neuveville, Suisse.

Ce poster présente 17 observations de renards (*Vulpes vulpes*) et de lièvres (*Lepus europaeus*) réalisées de nuit dans le Jura suisse entre 1989 et 1993. Quatorze de ces observations ont été relatées dans MEIA *et al.* (1993). Trois ont été réalisées par la suite. Dans chacune d'elles, les deux espèces se trouvaient à moins de 50 mètres l'une de l'autre et n'ont pas été dérangées par l'observateur.

Aucune de ces observations n'a permis de mettre en évidence une interaction interspécifique. Même lors de proximité forte (distance minimale observée: 3 mètres), aucun intérêt du renard pour le lièvre et aucun mouvement de fuite des lièvres n'ont été relevés.

Nous avons pu, dans un cas, voir un lièvre en fuite se réfugier dans un fossé où se trouvait déjà un renard. Lors de cette rencontre fortuite, le renard a saisi le lièvre. A notre approche, les deux espèces se sont séparées pour fuir chacune de leur côté. Cette observation n'a pas été retenue dans notre collectif, car la présence de

l'observateur a fortement influencé son déroulement. Il nous paraissait cependant nécessaire de la mentionner par souci d'objectivité.

Nos observations ne nous permettent pas de considérer le renard jurassien comme un prédateur spécialiste du lièvre. Nous sommes d'avis que les talents de chasseur que l'on attribue encore bien souvent au renard doivent être relativisés, de même que son impact sur le gros gibier. Nos observations montrent que l'intérêt du renard jurassien pour le lièvre est très faible. Cette conclusion concorde tout à fait avec les analyses de régime alimentaire effectuées dans la même région (WEBER & AUBRY 1993, par exemple).

MEIA, J.-S., MEYER, S., & AUBRY, S. 1993. Renards et lièvres dans le Jura suisse: ignorance réciproque. *Bull. soc. neuchâteloise sc. nat.* 116: 41-46.

WEBER, J.-M. & AUBRY, S. 1993. Predation by foxes, *Vulpes vulpes*, on the fossorial form of the water vole, *Arvicola terrestris scherman*, in western Switzerland. *J. Zool. Lond.* 229 : 553-559.

CONSÉQUENCES DE L'UTILISATION AGRICOLE ET FORESTIÈRE DE L'ESPACE SUR LA DYNAMIQUE RÉGIONALE DES SYSTÈMES "POPULATIONS DE CAMPAGNOLS-ENVIRONNEMENT"

PATRICK GIRAUDOUX¹, PIERRE DELATTRE², JEAN-PIERRE QUÉRÉ², RÉGIS DEFAUT³, MICHEL HABERT⁴ et BERNARD LECLERCQ⁵

¹ Ecologie, Université de Bourgogne, B.P. 138, 21004 Dijon Cedex, France.

² Ecoéthologie des Rongeurs, Université Montpellier II, 34095 Montpellier Cedex, France.

³ FRDEC-SRPV, B.P. 989, 25022 Besançon Cedex, France.

⁴ DRAF-SRPV, B.P. 989, 25022 Besançon Cedex, France.

⁵ Rue de la Croix St Pierre, 21410 Fleurey/Ouches, France.

De nombreuses études portant sur la démographie des populations de campagnols ont été effectuées à l'échelle parcellaire, mais peu d'attention a été portée sur les conséquences de l'arrangement spatial et de la proportion des habitats dans les paysages régionaux. Des études sont actuellement conduites en Franche-Comté, France, qui montrent l'importance de ces deux dernières variables sur la dynamique régionale et sectorielle des populations de campagnols des champs (*Microtus arvalis*) et de campagnols terrestres (*Arvicola terrestris*). Contrôlées par l'évolution des pratiques agricoles, elles modulent les relations proies-prédateurs et induisent des reports de prédation dans certains systèmes, par exemple sur des espèces forestières de campagnols. Ces reports semblent également

s'exercer sur des espèces intéressant la conservation et la cynégétique (lièvre, *Lepus capensis*, et grand tétras, *Tetrao urogallus*).

DELATTRE, P., GIRAUDOUX, P., BAUDRY, J., QUÉRÉ, J.P., & FICHET, E. 1996. Effect of landscape structure on common vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several spatial scales. *Landscape Ecology*: sous presse.

DELATTRE, P., GIRAUDOUX, P., BAUDRY, J., TRUCHETET, D., MUSARD, P., TOUSSAINT, M., STAHL, P., POULLE, M. L., ARTOIS, M., DAMANGE, J.P., & QUÉRÉ, J.P. 1992. Land use patterns and types of Common Vole (*Microtus arvalis*) population kinetics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39: 153-169.

ANALYSE GLOBALE ET PRÉLIMINAIRE DES RELATIONS FORÊT-GIBIER DANS LE CANTON DE VAUD

CORNELIS R. NEET et ALAIN MABILLE

Centre de conservation de la faune et de la nature (Etat de Vaud), Chemin du Marquisat 1, 1025 Saint-Sulpice, Suisse.

La pression des ongulés forestiers (essentiellement le chevreuil et le chamois) sur les forêts vaudoises a été mesurée globalement, lors d'une campagne de mesures qui a débuté en 1986.

Les différents paramètres de pression des ongulés sur la forêt (mesurés sur une grille de 400 m de côté) ont été comparés statistiquement avec le rendement de la chasse (individus prélevés par 100 ha de forêt), après regroupement par unités de gestion identiques (arrondissements forestiers).

Les résultats obtenus sont discutés en fonction de leur application possible pour le développement d'un indice simple devant servir à la prise de décisions en matière de

gestion des ongulés forestiers. Les résultats indiquent notamment qu'une analyse globale et périodique de l'état d'abrouissement et de frottement des arbres, fondée sur des données simples et échantillonnées sur une large échelle, reflète les différences de densité du gibier.

D'autre part, il apparaît que les indicateurs de la pression des ongulés sur la forêt constituent une base suffisante pour la prise de décisions de gestion de routine (décisions annuelles sur la chasse). En ce sens, ils complètent la série des autres indicateurs fréquemment utilisés par les gestionnaires de la faune, comme les indices kilométriques d'abondance, les estimations d'effectifs par observation directe et questionnaires, ou les statistiques de mortalité routière.

BANQUE DE DONNÉES MAMMIFÈRES DE SUISSE

SIMON CAPT

Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF), Terreaux 14, 2000 Neuchâtel, Suisse.

En automne 1995, le premier atlas sur la répartition des mammifères en Suisse a vu le jour (HAUSSER, 1995). En 1994 déjà, la plupart des données récoltées dans le cadre de cet atlas a été chargée sur la banque de données (ORACLE) du Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF) à Neuchâtel. Depuis, le CSCF assure la gestion et l'actualisation de la banque de données sur la répartition des mammifères en Suisse. La récolte de nouvelles observations est assurée par le transfert de données en provenance de diverses institutions telles que musées, universités, stations fédérales de recherche, administrations cantonales et fédérales (chasse, protection de la nature), Centre suisse de la rage, Institut Galli-Valerio et d'autres. Les deux centres suisses de protection et d'étude des chauves-souris mettent également leurs données à disposition du CSCF. Les observations de particuliers, les inventaires et les taxidermistes constituent d'autres sources contactées.

Les demandeurs d'informations de la banque de données mammifères se recrutent essentiellement parmi la confédération, les cantons et les bureaux d'études en écologie pour des études d'impact, des listes rouges et des cartes de répartition (le CSCF dispose du SIG ARC/INFO). Les spécialistes font également appel à la banque de données pour

des projets de recherche et des travaux de licence ou de thèse universitaires (catalogue et liste d'espèces, cartes de répartition, etc.).

La banque de données mammifères contient actuellement plus de 185'000 données pour 85 espèces. Le nombre d'occurrences varie beaucoup d'une espèce à l'autre. Quatorze espèces comptent ainsi moins de 100 observations, tandis que 4 espèces dépassent les 10'000 occurrences. Les petits mammifères sont généralement les moins bien représentés. La couverture géographique reste lacunaire pour un bon nombre d'espèces.

La banque de données mammifères constitue un outil important dans le cadre de la conservation de la diversité des espèces et de leurs milieux en Suisse. En centralisant les données portant sur la présence des espèces, la banque de données a pour objectif de donner la meilleure image possible de l'aire de répartition actuelle des espèces et du développement des populations en Suisse. Elle doit également être en mesure de fournir des informations sur les espèces menacées et d'indiquer les endroits où des mesures (protection, surveillance) s'imposent. Le questionnement et la mise à disposition de données sont soumis à une déontologie bien définie. En principe, aucune donnée brute n'est transmise à des tiers. La banque de

données sert également de base pour l'établissement de cartes de répartition potentielle des espèces.

Pour être saisie, une observation doit au minimum contenir des indications précises quant à l'espèce, le lieu et la date d'observation, et le nom de l'observateur/trice. Pour des espèces difficiles à déterminer, le CSCF peut faire appel à des spécialistes pour la vérification des observations transmises. Actuellement, la priorité pour la saisie d'information est donnée aux taxons suivants : tous les

mammifères protégés, les micromammifères (insectivores et rongeurs), les lagomorphes et les espèces non indigènes (raton laveur, chien viverrin, rat musqué, ragondin). Pour la saisie, le CSCF accepte toutes les sources d'information: fiches de terrain, listes d'observations, cahiers d'observation, données sur disquettes et autres.

HAUSSER, J. 1995. Mammifères de la Suisse: Répartition, Biologie, Ecologie. Mémoires de l'Académie Suisse des Sciences Naturelles, Volume 103. *Birkhäuser, Basel*. 501 pp.

STATUTS JURIDIQUE ET BIOLOGIQUE DES MAMMIFÈRES DE FRANCE MÉTROPOLITAINE

HERVÉ MAURIN¹, EMILIA GAVAZZI¹, PATRICK HAFFNER¹
et STÉPHANE AULAGNIER²

¹ MNHN, SPN-IEGB, rue Cuvier 57, 75231 Paris Cedex 05, France.

² IRGM-INRA, B.P. 27, 31326 Castanet-Tolosan Cedex, France.

La faune mammalienne de France métropolitaine (zone marine d'intérêt économique incluse) est actuellement composée de 119 espèces. Ne sont pas comptabilisées les espèces disparues, accidentelles ou dont la présence est incertaine, celles-ci ne pouvant être considérées comme appartenant au patrimoine naturel national. Cent-six espèces s'y reproduisent régulièrement. D'autres (certains Chiroptères ou Cétacés) ne font que des séjours plus ou moins prolongés sur notre territoire terrestre et marin.

Divers textes réglementaires définissent un statut pour les Mammifères de métropole. Deux arrêtés, basés sur la loi du 10 juillet 1976, assurent une protection juridique à

certaines espèces sur le plan national. La Directive Habitat, Faune, Flore propre aux pays de l'Union Européenne, les conventions de Berne (Faune, Flore), de Bonn (espèces migratrices) et de Washington (commerce des espèces) s'appliquent également en France. Seules 30 espèces ne possèdent aucun statut juridique.

Le niveau de menace de chaque espèce a été évalué en utilisant les catégories UICN en vigueur jusqu'en 1995. Trois espèces ont disparu depuis le milieu du siècle dernier. Actuellement, 9 espèces sont en danger, 15 sont vulnérables, 9 sont rares et 13 ont un statut indéterminé. Une évaluation en fonction des nouvelles catégories UICN (1996) serait souhaitable.

TRAILMASTER: ESSAIS D'UN NOUVEAU SYSTÈME DE COMPTAGE ET DE PRISE DE VUES AUTOMATIQUE POUR ÉTUDIER LA FAUNE SAUVAGE

VINCENT VIGNON¹ et JEAN-MARC LANDRY²

¹ Office de Génie Ecologique, 1-3 Avenue de la Villa Antony, 94410 Saint Maurice, France.

² Viaduc 58, 2740 Moutier, Suisse.

TrailMaster est un système conçu et fabriqué aux Etats-Unis. L'objectif de l'outil est le comptage des animaux sur site et leur photographie sur le terrain.

L'interruption d'un faisceau infrarouge par le passage d'un animal déclenche le système. Un réglage de la sensibilité permet de sélectionner la durée d'occultation du faisceau qui est prise en compte par le système. Jusqu'à 1'000 événements peuvent être enregistrés. Un logiciel spécialement mis au point pour ce système facilite les analyses en établissant des graphes. Diverses options de commande de l'appareil photo sont programmables (plages horaires de prise de vues, temps entre deux photographies,

quelque soit le nombre d'événements enregistrés par le système...).

Cette présentation explique le fonctionnement du système, sa mise en place sur le terrain et les possibilités offertes pour l'étude de la faune sauvage. Après des mois d'essais dans des conditions variées en Europe (altitude, température, hygrométrie...), les premiers résultats sont présentés et discutés. Les possibilités d'utilisation de cet outil pour les recherches concernant la faune sauvage sont analysées (étude de fréquentation des sites, détermination des espèces, identification individuelle...).

TABLE DES MATIÈRES DU TOME 120 (2) - 1997

Pages

Conférence principale

- C. Patrick Doncaster* - Interactions prédateur-proie et ressources non utilisées: éclaircie dans les problèmes de rareté et de persistance 5

Communications

- Thierry Dahier & Benoît Lequette* - Le loup *Canis lupus* dans le massif du Mercantour (France): Gestion des dommages occasionnés aux ongulés domestiques 19
- Marco Giacometti, Marie-Pierre Degiorgis, Daniel Mayer, Margrit Krawinkler, Willy Meier & Jacques Nicolet* - Epidémiologie à *Mycoplasma conjunctivae* chez le bouquetin, le chamois et le mouton dans les Alpes suisses 27
- Thierry Kervyn, Jasmine Brasseur & Roland Libois* - Utilisation de l'habitat par la Séroline commune *Eptesicus serotinus* en Lorraine belge 35
- Paul Havet* - Politique agricole et d'aménagement du territoire et mammifères sauvages en France 43
- Michel Aubert & Jean-Jacques Marquart* - Le Konik Polski, cheval primitif polonais: ses origines et les raisons de son utilisation pour la gestion des sites naturels 55
- Vincent Vignon* - Sélection des ongulés sauvages et du cheptel par les loups en phase de recolonisation dans les Monts Cantabriques 71
- Hannes Geisser* - Le Sanglier dans le canton de Thurgovie: présentation d'un travail de doctorat en cours ... 85
- Corinne M.P. di Trani & Philippe Thiery* - Comportement d'alerte et grégarisme dans la colonie de phoques veaux-marins *Phoca vitulina* de la Baie de Somme - Picardie, France 91
- Christine Harbusch, Régis Huet & François Schwaab* - Programme transfrontalier pour la conservation des chiroptères dans l'ouest de l'Europe centrale (Belgique, Luxembourg, Allemagne, France): note de présentation 97
- László Vasile Kalabér* - Statut de l'Ours brun en Roumanie: aperçu éco-éthologique et démographique 99
- Jean-Marc Landry* - Distribution potentielle du loup *Canis lupus* dans trois cantons alpins suisses: premières analyses 105
- Tiziano Maddalena, Marco Moretti & Remo Maurizio* - Nouvelles données sur la distribution de *Talpa caeca* et *Talpa europaea* dans le canton du Tessin (Suisse) 117
- László Vasile Kalabér* - Quelques éléments concernant le statut du Loup en Roumanie 125



suite au recto ...