

CHAPITRE 1

***LES RONGEURS ET LA FORÊT,
ÉTAT DES LIEUX.***

➤..... I - RÉPARTITION DE L'ECUREUIL DE CORÉE (*TAMIAS SIBIRICUS*), ANIMAL DE COMPAGNIE EXOTIQUE INTRODUIT EN FRANCE : RÉSULTATS DE L'ENQUÊTE NATIONALE DE 2005.

Julie Marmet et Jean-Louis Chapuis

Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, Unité Inventaire et Suivi de la Biodiversité, CP 53, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire, 75005 Paris
jmarmet@mnhn.fr, chapuis@mnhn.fr

Résumé

L'Ecureuil de Corée, ou Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*), Sciuridé originaire d'Asie septentrionale, est vendu dans les animaleries d'Europe depuis les années 1970. Lâché par des propriétaires lassés de sa compagnie, ou échappé d'élevage, il est observé en nature sur notre territoire depuis 1978. Deux enquêtes sur sa répartition en France ont été lancées en 2000 et en 2005 auprès des agents de l'Office National des Forêts, d'associations de protection de la nature, de collectivités territoriales et de particuliers. Onze populations installées depuis plus d'une décennie ont ainsi été recensées, certaines comptant plusieurs dizaines de milliers d'individus : huit sont localisées dans des parcs urbains et des forêts périurbaines d'Ile-de-France, et trois en Picardie. Bien que son aire de distribution soit restée pratiquement inchangée entre 2000 et 2005, ce rongeur présente les caractéristiques d'un bon envahisseur et est donc susceptible de coloniser de nouveaux massifs forestiers surtout s'il est aidé en cela par l'homme.

1 - Introduction

D'après Mitchell-Jones *et al.* (1999), quatre espèces de Sciuridés exotiques introduits par des particuliers sont actuellement implantées en Europe : l'Ecureuil gris (*Sciurus carolinensis*), l'Ecureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*), l'Ecureuil de Finlayson (*Callosciurus finlaysonii*) et le Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*). Si la première de ces quatre espèces occupe de grandes superficies en Grande-Bretagne, en Irlande et dans le nord-ouest de l'Italie, les deux espèces du genre *Callosciurus* présentent encore une répartition limitée. *C. erythraeus* est localisé uniquement en France sur la presqu'île d'Antibes (et depuis peu, ses environs) et *C. finlaysonii*, dans un parc de la ville d'Acqui Terme en Italie. Quant au Tamia de Sibérie, sa présence était signalée en Belgique, aux Pays-Bas, en Allemagne, en Suisse et en Italie. Cependant en France, aucune population ne semblait établie d'après ces auteurs contrairement aux observations de Krapp (1978) et de Pharizat (1998).

Le Tamia de Sibérie, encore appelé Ecureuil de Corée ou du Japon, est naturellement présent sur un vaste territoire s'étendant de la Mer Blanche à la Mer d'Okhotsk, notamment en Sibérie, en Mandchourie, au nord de la Mongolie, en Chine centrale et orientale, en Corée et sur l'île d'Hokkaido au Japon (Ognev, 1940). Il fréquente exclusivement les milieux forestiers et utilise un terrier qui lui sert de refuge, de lieu de mise-bas, de site d'hibernation et de garde-manger selon les saisons (Freye, 1975 ; Kawamichi, 1989). Diurne, il se déplace principalement au sol, mais explore aussi la canopée des arbres (Kawamichi, 1980). En hiver, il peut hiberner 5 à 6 mois dans les régions froides de son aire de répartition mais en conditions tempérées, cette période est de 2 à 3 mois (Jaeger, 1969, 1974 ; C. Joiris, com. pers. ; Chapuis, 2005). Le Tamia de Sibérie est un animal solitaire, dont l'activité est centrée autour du terrier qu'il défend. Le domaine vital, généralement inférieur à 1 ha, est plus grand pour les mâles que pour les femelles (Marmet, 2005). En Europe, les accouplements ont lieu en fin février – début mars et durant la deuxième quinzaine de juin. Après une gestation de 31 jours, les femelles adultes mettent bas deux portées par an de 4 - 5 jeunes en moyenne (Lake & Gillett, 1988). Ces animaux peuvent vivre 5 à 6 ans en nature et, d'après Gismondi (1991), jusqu'à 12 ans en captivité. Rongeur omnivore, il se nourrit principalement au sol mais aussi, occasionnellement, dans les arbres. Sur son aire de répartition originelle, mais également en Europe, les densités en *T. sibiricus* sont localement importantes, pouvant atteindre plusieurs dizaines d'individus à l'hectare (Freye 1975, C. Joiris com. pers., Chapuis 2005).

Le *Tamias* de Sibérie possède donc la plupart des caractéristiques d'un bon envahisseur : durée de vie et taux de reproduction élevés ; omnivore opportuniste ; large répartition originelle donc de grandes capacités d'adaptation dans divers milieux... Cependant, certains points semblent défavorables à sa propagation, en particulier la sédentarité des adultes et la faible capacité de dispersion des jeunes, de quelques dizaines à quelques centaines de mètres.

Afin de faire le point sur la répartition de ce petit Sciuridé sur notre territoire, une enquête nationale a été lancée en 2000, principalement auprès des agents de l'Office National des Forêts. Elle a permis de localiser 10 populations dont sept en Ile-de-France et trois en Picardie (Chapuis 2002, 2005). En 2005, une seconde enquête nationale a été initiée afin de confirmer et compléter nos données sur sa distribution, notamment en Ile-de-France, et d'analyser la progression de l'espèce.

2 - Méthodes

L'enquête 2005 « Répartition de l'Écureuil de Corée *Tamias sibiricus* en France » demandait aux informateurs de signaler la présence ou l'absence de cet écureuil exotique sur les territoires dont ils avaient la gestion ou qu'ils fréquentaient régulièrement. En cas de réponse positive, ils étaient invités à renseigner un questionnaire plus précis sur le lieu géographique, le type de milieu concerné, la date de la première observation de cet écureuil, le maintien ou non de l'espèce, son abondance. Des informations complémentaires étaient demandées sur le type de groupement forestier occupé, la présence-absence de l'Écureuil roux et son abondance, ainsi que des renseignements sur la fréquentation de ces massifs par le public et ses réactions vis-à-vis de ce mammifère exotique.

Au niveau national, l'enquête a été diffusée auprès des agents de l'Office National des Forêts, par l'intermédiaire du Journal du personnel de l'ONF en mai 2005. En Ile-de-France, elle a été adressée par voie électronique aux associations de protection de la nature, aux collectivités territoriales et à des naturalistes en avril 2005.

3 - Résultats-Discussion

Fin décembre 2005, 658 réponses (595 de l'ONF et 63 de particuliers et de collectivités territoriales) ont été reçues en provenance de 84 départements, dont 87 réponses pour les départements de la Région Ile-de-France. Les dix populations identifiées en 2000 (Chapuis 2005) ont été à nouveau recensées et une nouvelle population a été localisée dans le bois de Boissy (commune de Taverny, Val d'Oise) (Figure 1 ; Tableau I).

Parmi ces populations, trois sont implantées dans des massifs forestiers de grande superficie, la forêt de Sénart (Essonne, 3500 ha), la forêt de Meudon (Hauts-de-Seine, 1100 ha), et la forêt de la Haute-Pommeraye (Oise, 1500 ha) où leur effectif est élevé, supérieur à 10 000 individus par exemple en forêt de Sénart (Chapuis, 2005).

Les autres populations sont localisées dans des forêts (Versailles, Yvelines), des bois (Verneuil-sur-Seine, Yvelines ; Boissy, Val d'Oise ; Villers-Carbonnel, Somme) ou des parcs (Henri Sellier, Sceaux, Vallée-au-Loup dans les Hauts-de-Seine) de plus petite superficie, ou occupent une partie seulement du massif forestier (Forêt d'Ermenonville, commune de Borest, Oise).

Ces populations proviendraient de *tamias* lâchés par des propriétaires lassés de leur compagnie, excepté celle de Villers-Carbonnel issue d'individus échappés d'élevage (Jaouen & Léger 2005).

En 2005, comme en 2000, des observations d'individus isolés ont été signalées, en particulier dans le Jura (commune d'Augerans), les Vosges (commune d'Harsault), la Seine et Marne (Forêt de Fontainebleau) et sur l'île nord du lac inférieur du Bois de Boulogne (commune de Paris) où deux observations ont été faites à une dizaine d'années d'intervalle.

Par ailleurs, en forêt domaniale d'Ermenonville (commune d'Ermenonville, Oise), une petite population, occupant une surface réduite (0,5 à 1 ha) ne se serait pas maintenue, les premiers individus ayant été observés en 1992 et les derniers en 2003.

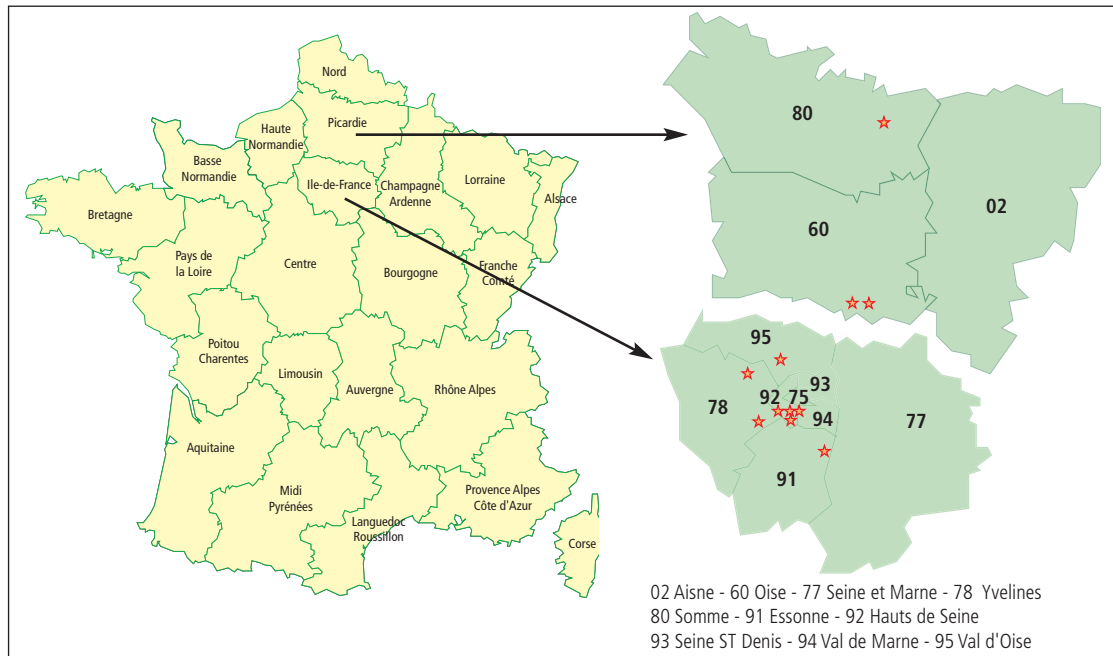


Figure 1 : répartition en France des onze populations de *Tamias sibiricus* recensées en 2005.

Compte tenu du nombre important de réponses à l'enquête de 2005, et bien que nous ne disposions pas d'information pour 11 départements, il est fort probable que toutes les populations installées ont été recensées. D'après ces observations, il apparaît que le *Tamias* n'a pas colonisé naturellement d'autres massifs forestiers au cours des cinq dernières années en raison, vraisemblablement, de l'isolement des massifs, de l'absence de corridors boisés entre les forêts et de la présence de barrières géographiques (réseau urbain, routes...).

Toutefois, son implantation dans d'autres massifs reste possible, voire en cours, en liaison avec de nouveaux lâchers d'individus, comme cela a été le cas en 2005 dans des forêts des Vosges et du Jura, et en 2003 en Forêt de Fontainebleau.

Afin de limiter l'extension de l'espèce, la mesure la plus appropriée serait d'interdire la vente de cet animal de compagnie dans les animaleries de France, comme cela a été fait pour la Tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans*). Concernant les populations établies, les recherches en cours devraient permettre prochainement d'estimer leur impact sur l'écosystème forestier et en particulier sur le peuplement de rongeurs autochtones, leur rôle en tant que réservoir potentiel de zoonoses, dont la borréliose de Lyme, et d'envisager, le cas échéant, leur gestion.

Remerciements

Nous remercions les nombreuses personnes qui ont collaboré à cette enquête, en particulier P. Hirbec et les agents de l'Office National des Forêts. Le programme « *Tamias* de Sibérie » est financé par la Région Ile-de-France, le Conseil général des Hauts-de-Seine et l'Office National des Forêts.

Bibliographie

- Blake, B.H. & Gillett, K.E. (1988). Estrous cycle and related aspects of reproduction in captive Asian chipmunks, *Tamias sibiricus*. *Journal of Mammalogy* 69: 598-603.
- Chapuis, J.-L. (2002). Répartition du *Tamias* de Sibérie en France. *Arborescences* 98 : 28-30.
- Chapuis, J.-L. (2005). Répartition en France d'un animal de compagnie naturalisé, le *Tamias* de Sibérie (*Tamias sibiricus*). *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 60 : 239-253.
- Freye, H.A. (1975). Les écureuils et leurs alliés. Autres écureuils terrestres et arboricoles. B. Grzimek (ed), *Le monde animal en 13 volumes*. Encyclopédie de la vie des bêtes, Tome XI, Stauffacher S.A., Zurich : 244-277.
- Gismondi, E. (1991). *L'écureuil*. Acquisition, habitat, alimentation, soins, comment le faire jouer et l'appivoiser. De Cecchi, Paris.
- Jaeger, R. (1969). Zum Winterschlaf des Burunduks, *Tamias (Eutamias) sibiricus* Laxmann, 1796. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 34: 361-370.
- Jaeger, R. (1974). Die unterschiedliche Dauer von Schalf- und Wachphasen während einer Winterschlafperiode des Burunduk, *Tamias (Eutamias) sibiricus* Laxmann, 1796. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 39: 10-15
- Jaouen, Y. & Léger, F. (2005). Signalements du *Tamias* de Sibérie *Tamias sibiricus* dans le département de la Somme. *Arvicola* 17 : 8
- Kawamichi, M. (1980). Food, food hoarding and seasonal changes of Siberian chipmunks. *Japanese Journal of Ecology* 30: 211-220.
- Kawamichi, M. (1989). Nest structure dynamics and seasonal use of nests by Siberian chipmunks (*Eutamias sibiricus*). *Journal of Mammalogy* 70: 44-57.
- Krapp, F. (1978). *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769) - *Burunduk*. *Handbuch des Säugetiere Europas*, Band 1, Rodentia I. J. Niethammer & F. Krapp (eds), Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden : 116-121.
- Marmet, J. (2005). *Domaine vital du Tamias de Sibérie (Tamias sibiricus), écureuil exotique naturalisé en forêt de Sénart (Ile-de-France)*. Master II, Univ. Paris-sud 11, 36 p.
- Mitchell-Jones, A.J. et al. (eds) (1999). *The atlas of European Mammals*. Academic press, London, 484 p.
- Ognev, S.I. (1940). *Mammals of the U.R.S.S. and adjacent countries*. Vol. IV, Rodents. Israel Program for Sci. translations, Jerusalem.
- Pharisat, A. (1998). *Bouroundouk (Tamias sibiricus), Sciuridae d'Europe orientale et d'Asie dans la forêt de Meudon au sud-ouest de Paris*. Société d'Histoire Naturelle du Pays de Montbéliard, 151.

Lieu-dit, commune, département	Première observation	Groupements forestiers	Abondance en tamias	Fréquentation par le public
Populations installées Ile-de-France				
Forêt de Sénart (3500 ha) (Essonne)	1978	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
Forêt de Meudon (1100 ha) (Hauts-de-Seine)	début des années 1980	Futaie de chênes, de châtaigniers	abondant	intense
Bois de Verneuil-sur-Seine (230 ha) (Yvelines)	1986 (environ)	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
Forêt de Versailles (300 ha environ) (Guyancourt, Yvelines)	1989, voire avant	Futaie de chênes	abondant	intense
Parc de Sceaux, (181 ha, pro parte) (Hauts-de-Seine)	1998, voire avant	Taillis sous futaie de chênes	localisé	intense
Parc de la vallée au loup, (46 ha) (Châtenay-Malabry, Hauts-de-Seine)	1995 (environ)	Taillis sous futaie de chênes	rare, localisé	intense
Parc Henri Sellier (26 ha) (Plessis-Robinson, Hauts-de-Seine)	années 1980	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
* Bois de Boissy (40 ha) (Taverny, Val d'Oise)	1990	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
Populations installées Ile-de-France Picardie				
Forêt de la Haute Pommeraye (1500 ha) (Creil, Oise)	1986	Taillis sous futaie de chênes ; résineux	abondant, localisé	forte
Forêt d'Ermenonville (3600 ha, pro parte) (Borest, Oise)	1999, voire avant	Feuillus ou mélange feuillus-résineux	rare, localisé	moyenne
Bois de la commune de Villers-Carbonnel et environs (100-200 ha) (Somme)	1984	Forêts de feuillus, taillis sous futaie.	rare, localisé	faible
Observations d'individus isolés et populations disparues : enquêtes de 2005 (d'après Chapuis, 2005)				
Forêt d'Ermenonville, Basse Corde (1 ha) (Ermenonville, Oise)	1ère obs. : 1992 dernière obs. : 2003	Feuillus ou mélange feuillus-résineux	?	moyenne
Forge de Thunimont (Harsault, Vosges)	1ère obs. : 2005	Forêt mixte (feuillus- résineux)	1 ind.	faible
Bois communal (70 ha) (Augerans, Jura)	1ère obs. : mai 2005	Taillis sous futaie de chênes	?	faible
Forêt de Fontainebleau (17000 ha) (Seine et Marne)	1ère obs. : 2003 dernière obs. : 2003	Feuillus ou mélange feuillus-résineux	?	intense
Ile nord du lac inférieur du Bois de Boulogne (Paris) (3ha)	1ère obs. : 1989 dernière obs. : 1989	Feuillus-résineux	?	intense
Ile nord du lac inférieur du Bois de Boulogne (Paris) (3ha)	1ère obs. : 1998 ou 99 dernière obs. : ?	Feuillus-résineux	3 ind.	intense
Croix St-Clément ** (commune d'Ancy, Moselle)	1ère obs. : 1998 Dernière obs. : 2000	Forêt de résineux	1 ind.	intense
Observations d'individus isolés et populations disparues : enquêtes de 2000 (d'après Chapuis, 2005)				
Forêt de Verrières (Verrières, Essonne)	1ère obs. : 2000	Taillis sous futaie de chênes	1 ind.	intense
Commune de Passy (Haute-Savoie)	1ère obs. : fin des années 1980	Verger	1 ind.	-
Jardin public de Mende (Lozère)	1ère obs. : 1985 Dernière obs. : 1987	Parc urbain	?	intense
Jardin des Plante (Paris, 5ème)	1ère obs. : 1969 dernière obs. : 1977	Parc urbain	400 ind.	intense
Forêt d'Assenoncourt (Moselle)	1ère obs. : 1986 disparu en 1987	Forêt de feuillus	3 ind.	-
Bois des Dames (Bruay-Laboussière, Pas-de-Calais)	1ère obs. : 1999	Forêt de feuillus	1 ind.	intense

* : population signalée en 2005 ** : déjà signalée lors de l'enquête de 2000

Tableau I : localisation des populations de *Tamias sibiricus* en France. Sources : enquêtes réalisées en 2000 (d'après Chapuis, 2005) et en 2005 auprès des agents de l'Office National des Forêts, des gestionnaires de parcs urbains, de collectivités territoriales, d'associations de protection de la nature et de naturalistes.

II - LE CONTRÔLE DE L'ÉCUREUIL GRIS EN ITALIE (*SCIURUS CAROLINENSIS*) ET LA CONSERVATION DE L'ÉCUREUIL ROUX (*SCIURUS VULGARIS*) : PRÉSENTATION DES STRATÉGIES ANGLAISES ET IRLANDAISES

Laurence Provot & John Gurnell

Royal Veterinary College, University of London
Royal college street, London, NW1 OTU, United Kingdom

Une population introduite d'écureuil gris nord-américain (*Sciurus carolinensis*), au Nord de l'Italie va probablement étendre son aire de répartition dans les bois préalpins vers l'ouest et le nord dans les vingt prochaines années. De là il est probable qu'il se dispersera en France et en Suisse et éventuellement dans toute l'Europe. En Grande-Bretagne, en Irlande, et en Italie cette espèce cause la disparition progressive de l'écureuil roux natif (*Sciurus vulgaris*). De nombreuses hypothèses ont été testées pour expliquer cette disparition, compétition directe, maladie et fragmentation de l'habitat, et de nombreuses questions restent non résolues. Si rien n'est fait, il disparaîtra définitivement de ces îles. Les stratégies et tactiques de gestion pour la conservation de l'Écureuil roux en Angleterre et en Irlande, ainsi que les recherches actuelles sont décrites. L'écureuil gris cause de gros dommages aux forêts et aux plantations d'arbres à cause de l'écorçage. Différentes méthodes de contrôle sont discutées ainsi que l'utilisation de modèle dans la gestion de l'écureuil gris.

Mots-clés : *Sciurus vulgaris*, *Sciurus carolinensis*, conservation, modèle

Introduction

En 1997, le NWI (National Wildlife Institute), en coopération avec l'université de Turin, a rédigé un plan pour éradiquer l'écureuil gris américain en Italie. En effet, cette espèce invasive remplace l'écureuil roux natif à travers une exclusion par compétition et crée des dommages aux arbres en les écorçant. La première étape, un essai d'éradication des petites populations d'écureuil à Racconigi (Turin) afin d'évaluer l'efficacité des techniques d'éradication, a débuté en mai 1997. Les résultats préliminaires ont montré que l'éradication était faisable, mais le projet a reçu l'opposition de groupes radicaux pour les droits des animaux. Ils assignèrent le NWI à comparaître au tribunal en juin 1997. Cette action légale a provoqué la suspension du projet et une enquête judiciaire longue qui s'est terminée en juillet 2000 par l'acquiescement de l'institut. Néanmoins, durant les trois ans de suspension de toute action, une expansion significative des populations d'écureuil gris a eu lieu et l'éradication n'est plus considérée praticable. Pourtant, dans le moyen à long terme, l'écureuil gris s'étendra probablement à travers le continent Eurasiatique. Cela constitue une menace pour la survie de l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) sur une grande portion de son aire de répartition et cela aura un impact significatif sur les forêts, et l'économie forestière (Bertolino et Genovesi, 2003).

La menace posée par l'écureuil gris sur l'écureuil roux en Italie a été soulignée par de nombreuses organisations nationales et internationales (IUCN, la Commission Forestière Anglaise, WWF) notamment lors de conférences internationales (le premier European Workshop on Squirrel Ecology tenu à Portovaltraglia, Italy en 1992; et le Symposium on The Conservation of Red Squirrels, tenu à Londres en 1997 (Gurnell et Lurz, 1997)). En 1995, en relation avec ses obligations internationales (Convention de Berne, Convention sur la Biodiversité), l'Italie, à travers le NWI a informé les autorités (Ministère de l'Environnement, Ministère de la Santé, administrations territoriales) au sujet des risques potentiels de la présence de l'écureuil gris en Italie et les besoins urgents d'éradiquer l'espèce dans le pays.

Nous avons analysé la répartition de l'écureuil gris en Italie, discuté l'impact de l'écureuil gris et les risques de la future expansion et les menaces relatives à la conservation de l'écureuil roux et la foresterie sur le continent Eurasiatique. J'ai également considéré les méthodes de contrôle de l'écureuil gris et la législation relative aux espèces invasives et décrit le modèle utilisé pour prédire la dispersion de l'écureuil gris.

1 - Origine et dispersion de l'écureuil gris en Italie et les conséquences pour la foresterie et la conservation.

1.1 - Introduction et dissémination de l'écureuil gris

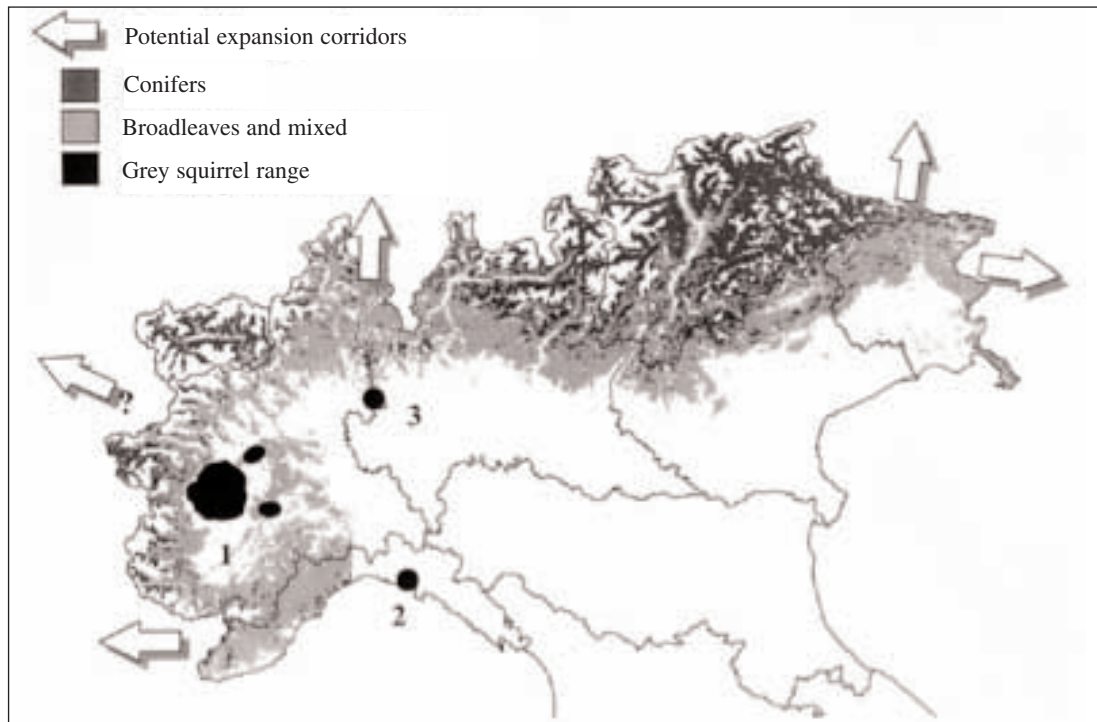


Figure 1 : corridors potentiels d'expansion de l'écureuil gris. (Bertolino and Genovesi, 2003)

En Italie, l'écureuil gris américain a été introduit pour la première fois dans le Piedmont au nord-ouest de l'Italie en 1948, à partir de deux couples importés de Washington et relâché à Stupinigi dans la province de Turin (Bertolino *et al.*, 2000, Bertolino et Genovesi, 2003). En 1966, cinq animaux étaient relâchés à Genoa Nervi. Une troisième introduction a été effectuée en 1994 à Trecate (Figure 1).

En réponse à des pressions pour éradiquer ces populations, les animaux ont été capturés deux années plus tard (Bertolino *et al.*, 2000).

La population de Genoa Nervi semble toujours confinée dans deux ou trois km², proches du site d'introduction dans un district résidentiel avec différents jardins privés et des parcs (Spano` *et al.*, 1999, cités par Bertolino et Genovesi, 2002).

La population du Piémont a montré une rapide augmentation dans les dernières décennies.

Depuis son introduction avant 1970, l'écureuil gris était cantonné autour du site de relâcher, occupant une aire d'environ 25 km² (Figure 2). Ensuite, l'espèce a commencé à se disséminer dans les alentours. En 1990, son aire de répartition était de 243 km² et en 1997, 380 km². Les écureuils avaient plus



Figure 2 : expansions de l'écureuil, sur la période de 1970 à 1999. Distribution en 1970, 1990, 1999 définie à partir des données publiées dans Wauters *et al.*, 1997b (modified). La distribution en 1999 définie à partir des données de surveillance par tubage (Bertolino and Genovesi, 2003)

de chance d'être présents dans des zones de larges forêts avec de nombreuses espèces d'arbres produisant de grosses graines (Wauters *et al.*, 1997a). Après 1997, son aire de répartition a augmenté spectaculaire, et pendant l'hiver 1999, l'écureuil était présent sur une aire de 880 km² (Table 1, Figure 2).

Bien que les méthodes utilisées pour évaluer la présence de l'espèce avant 1997 (observation) pourraient avoir sous-estimé son aire de répartition avant 1999 (quand la présence était évaluée à l'aide de tubes) une croissance exponentielle de la distribution de l'écureuil était évidente. Sur la période 1948 à 2000, la vitesse de colonisation était de 17,2 km² par an (Table 1), similaire à la valeur reportée en Angleterre (18 km² par an, Okubo *et al.*, 1989).

Période	Nombre d'années	Aire de répartition à la fin de la période (km ²)	Augmentation de l'aire de répartition pendant la période (km ²)	Moyenne annuelle de l'aire colonisée (km ² /an)
1948–1970	22	25	25	1.1
1971–1990	20	243	218	10.9
1991–1997	7	380	137	19.6
1998–1999	2	880	500	250
Total	51	880	880	17.2

Tableau 1 : aire colonisée par l'écureuil gris dans le Piémont, depuis son introduction jusqu'en 1999 (Bertolino et Genovesi, 2003)

Pourtant la colonisation de nouveaux espaces n'a pas été constante. La première phase (1948–1970), quand la dissémination à travers les espaces boisés de Stupinigi était cachée par la présence de larges champs cultivés avec des forêts réduites et fragmentées, la colonisation n'était que de 1,1 km² par an. Cette valeur est passée à 10 à 20 km² par an, une fois que l'espèce s'est disséminée le long des rivières et est passé récemment à 250 km² par an quand elle a rejoint les bois continus des collines de l'est du Piémont et de la rivière Po (Table 1). L'augmentation exponentielle de l'aire de répartition de l'écureuil gris mesurée dans le Piémont est consistante avec le modèle prédit par Elton (1927) pour l'établissement d'une espèce. Il est décrit par une courbe de croissance sigmoïde, caractérisée par une première phase d'installation, quand les possibilités d'extinction sont élevées, une phase de rapide augmentation, et finalement une phase de stabilisation. La dissémination de l'écureuil gris en Italie peut y être en effet décrite par une première phase d'augmentation lente puis une augmentation rapide de la population sur la période de 1998 à 2000.

D'après Bertolino et Genovesi (2003), les taux d'expansion mesurés pendant la période de 1998 à 1999 et les habitats de la région alpine (Figure 1) font que la colonisation des Alpes à court terme est très probable. La prédiction est aussi supportée par un modèle développé par Lurz *et al.* (2001). Il indique que la dissémination de l'écureuil gris va probablement augmenter dans les forêts alpines à cause de la présence de forêts plus continues et que l'espèce traversera les Alpes et rejoindra la France dans 30 et 50 ans. Les données collectées en Angleterre et en Italie supportent la conclusion que l'espèce pourrait rapidement coloniser avec succès une grande partie du continent Eurasiatique (incluant potentiellement l'ensemble de l'aire de répartition de l'écureuil roux) dans le moyen à long terme (Bertolino et Genovesi, 2003). Si l'éradication de l'écureuil est maintenant impraticable, une alternative est nécessaire pour assurer la survie à long terme de l'écureuil roux en Italie et pour empêcher autant que possible l'expansion de l'écureuil gris à travers les Alpes et les Apennins. Une proposition a été définie par le NWI pour le Ministère de l'environnement italien qui l'a entérinée (Genovesi et Bertolino, 2001a et b). La stratégie requiert la création d'un groupe technique ad hoc pour définir les zones clés de conservation de l'écureuil roux et les corridors potentiels d'expansion de l'écureuil gris dans lesquels des points d'éradication locale ou de contrôle de l'espèce seraient recommandés. La réintroduction de l'écureuil roux dans ces zones où l'espèce aurait disparu, après une disparition de l'écureuil gris (si cela peut être achevé), est aussi suggérée (Bertolino et Genovesi, 2003).

1.2 - Effets de l'invasion de l'écureuil gris

1.2.1 - Effets sur la conservation de l'écureuil roux

L'écureuil roux *Sciurus vulgaris* est un mammifère de l'ordre des rongeurs, de la famille des Sciuridés. Une vingtaine de sous-espèces sont réparties sur l'ensemble du continent Eurasiatique selon une den-

sité d'environ 0,5 à 1,5 individus/hectare.. Il se nourrit de graines, lichens, bourgeons, fruits et opportunément oeufs. Il a deux à quatre petits par an et de une à deux portées par an.

La dissémination de l'écureuil gris en Angleterre et en Irlande, où l'espèce a été introduite plusieurs fois à la fin du XIX^e siècle et au début du XX^e siècle (Gurnell, 1987), a provoqué la disparition progressive de l'écureuil roux indigène d'une large part des deux îles (Reynolds, 1985; Gurnell, 1987; Gurnell et Pepper, 1993). Ce schéma de remplacement a également été observé en Italie. Une étude de la distribution dans la zone où l'écureuil gris est présent a montré une réduction de 46 % de l'aire de répartition de l'écureuil roux entre 1970 et 1990 et un déclin supplémentaire de 55 % entre 1990 et 1996 (Wauters *et al.*, 1997a).

Mais les mécanismes par lesquels l'écureuil gris remplace l'écureuil roux ne sont pas complètement compris et plusieurs hypothèses ont été proposées (Skelcher, 1997). Une hypothèse de compétition par interférence directe a été récemment testée par Wauters et Gurnell (1999) et rejetée. Des études récentes suggèrent que le recrutement des jeunes écureuil roux et le taux de reproduction en été est plus bas quand l'écureuil gris est présent (Wauters *et al.*, 2000, 2001). Un poxvirus de l'écureuil pourrait être un facteur de remplacement de l'écureuil roux par l'écureuil gris en Angleterre (Sainsbury, Nettleton et Gurnell, 1997, 2000; Rushton *et al.*, 2000): l'écureuil gris pourrait agir comme un réservoir pour le virus (Duff *et al.*, 1996; Sainsbury *et al.*, 1997, 2000). Au fur et à mesure, cela résulterait en un déclin de la taille de la population et éventuellement à l'extinction de la population d'écureuil roux (Gurnell *et al.*, 2004).

De plus, l'hypothèse selon laquelle l'écureuil gris pourrait également avoir un impact négatif sur les oiseaux de forêt, en particulier sur les espèces nichant dans les cavités, a été mise en exergue par Hewson et Fuller, 2003.

1.2.2 - Effets sur la foresterie

L'écureuil gris écorce les arbres (Figure 3), enlevant la couche extérieure de l'écorce et se nourrissant des tissus vasculaires mous sous-jacents (Kenward *et al.*, 1996). Cela peut affecter la croissance de l'arbre attaqué, ou dans des cas extrêmes lorsqu'un anneau entier d'écorce a été enlevé, causer la mort de la partie supérieure de l'arbre, la laissant vulnérable au vent. L'écorçage laisse les arbres exposés aux maladies, aux insectes et aux atteintes fongiques. Le bois peut également être décoloré (Lawton, 2003).

Les dommages sont initiés par les jeunes écureuils lors du nourrissage exploratoire ou lors de comportement agonistique de mordillement (comportement exacerbé lors de stress) ou par de vieux écureuils ayant appris ce comportement (Kenward, 1983 ; Gurnell, 1999).

Les dommages ont tendance à réapparaître dans les mêmes zones, ce qui indique que cette habitude est un comportement appris. Bien que tous les arbres puissent potentiellement être attaqués, certaines espèces et certaines tranches d'âges sont plus à risque que d'autres. De plus, la plupart des dommages apparaissent à des moments spécifiques de l'année, entre avril et juillet. Durant cette période, les chances pour un arbre d'être attaqué sont en relation avec le volume de sève traversant le phloème et l'épaisseur de l'écorce protégeant l'arbre. Cela signifie que plusieurs des caractéristiques préférées en sylviculture (croissance rapide) et tech-



Figure 3 : écorçage par un écureuil gris (Lawton, 2003)

niques utilisées, (encourageant une croissance rapide verticale), pourraient accroître la probabilité d'apparition de ces dommages (Lawton, 2003). Dans cette perspective, il pourrait être noté que le sycomore, (*Acer pseudoplatanus*) et le hêtre (*Fagus sylvatica*) (Hodge et Pepper, 1998, Gurnell et Pepper, 1998), sont particulièrement vulnérables à l'écorçage en Angleterre (Rowe et Gill, 1985; Dagnall, Gurnell, et Pepper, 1998), et sont largement distribués dans les Alpes où ils représentent les deux espèces dominantes dans certains écosystèmes (*Tilio-Acerion*, *Aceri-Fagetum*, *Abieti-Fagetum*; Pignatti 1998 dans Bertolino et Genovesi 2003).

Au vu des nombreux essais infructueux pour prévenir les dommages par écorçage par les petits rongeurs, les coûts de ces dommages devraient être inclus dans des analyses coût bénéfice des plantations d'espèces exotiques ou d'espèces indigènes dans de nouvelles conditions. Une recherche et même une sélection des variétés résistantes pourraient être nécessaires sur des plantations de large envergure (Baxter et Hansson, 2001). Un modèle a été utilisé pour estimer les pertes financières dues à l'écorçage par le cerf (Gill *et al.*, 2000), et a démontré qu'il était possible d'évaluer les pertes financières de l'écorçage à partir d'estimation des dommages dont les facteurs étaient la moyenne de la taille de la blessure, la hauteur à laquelle se situe la blessure et l'étendue de la décoloration. Ils permettent de calculer les pertes pour un âge et une classe donnés. Kenward et Dutton (1996) (cités par Huxley, 2003) montrent, en utilisant les prix des grumes de 1992 à 1993, que le coût des dommages modérément sérieux dus à l'écureuil pourrait être estimé à approximativement 2700 Livres Sterling par hectare dans une plantation de hêtre sur une rotation de 85 ans en Angleterre. Broome et Johnson (2000) cités par Huxley (2003) estiment que les coûts des dommages causés par l'écureuil aux plantations de hêtre, de sycomore et de chênes sont estimées à environ 10 millions de Livres Sterling au total en Angleterre.

2 - Stratégies et tactiques de management

2.1 - Maintien des populations d'écureuil roux

Les différentes stratégies pour favoriser le maintien de l'écureuil roux en présence de l'écureuil gris utilisées en Angleterre sont la réintroduction ou le renforcement des populations d'écureuil roux, la supplémentation alimentaire sélective à l'aide de mangeoires lestées et la gestion des forêts avec mise en place de peuplements favorisant l'écureuil roux telle que l'utilisation de l'Epinette de Sitar (Wauters *et al.* 2000).

2.2 - Contrôle des dommages

Deux approches permettent de contrôler les dommages liés aux écureuils gris, réduire la sensibilité de la forêt aux dommages ou réduire le nombre d'écureuils à un niveau suffisant pour qu'ils aient peu d'impact sur la forêt (Lawton, 2003).

La méthode la plus immédiate semble de réduire la sensibilité de la forêt aux dommages par les écureuils et de ne pas planter les espèces les plus promptes aux dommages. Bien que le contrôle des écureuils puisse être réalisé pour protéger la plupart des espèces d'arbres pendant la période des dommages, les chances que le hêtre ou plus significativement, le sycomore soient atteints restent élevées quelle que soit la protection envisagée. Où cela est possible, les plantations désignées pour la production de bois devraient être gardées aussi loin que possible des zones avec une grande densité d'écureuils. Le nombre d'écureuils peut-être gardé au minimum en rendant le bois dans son ensemble non attractif pour les populations d'écureuils gris. Les gros arbres tels que le hêtre devraient être taillés ou la taille du houppier réduit. Les arbres pouvant servir de lieu de nidification devraient être également enlevés ainsi que toute source d'alimentation complémentaire (tels que le nourrissage des faisans). La plantation d'arbres à petites graines (bouleau (*Betula papyrifera*), aulne (*Alnus spp.*), sorbier (*Sorbus spp.*), saule (*Salix spp.*)) qui supportent une plus petite population d'écureuils, devrait être privilégiée au détriment des variétés à larges graines (hêtre, châtaigner (*Castanea spp.*), noisetier (*C. avellana*), et chêne).

Les contrôles pour la prévention des dommages aux arbres devraient avoir pour but de réduire les densités d'écureuils résidants en dessous du niveau de dommages (< 5 par hectare) juste avant et pendant la principale période de dommages (avril à juillet). Les cibles sont les habitats avec une grande densité d'écureuils adjacents à des plantations vulnérables aux dommages (Pepper, 1990). Traditionnellement, trois méthodes ont été utilisées pour réduire le nombre d'écureuils gris avec différents degrés de succès. Une des méthodes les plus communes est le tir à l'écureuil, souvent employé avec l'enlèvement

des nids pour augmenter le nombre d'écureuils retirés. Le tir est une méthode peu onéreuse de contrôle mais est largement inefficace (Gurnell, 1999).

Le piégeage (Figure 4) est une méthode plus efficace pour se débarrasser des écureuils, et a montré sa capacité à réduire le nombre d'écureuils gris sur une courte période de temps.



Figure 4 : piège multiple pour la capture d'écureuils. Au centre, une porte est visible et permet la sortie de l'animal capturé, sur la droite de l'entrée. Le piège sur la photo a été bloquée en position ouverte avec un morceau de bois (phase de pré-appâttement) (Genovesi, Bertolino, 2001)

Le piégeage, au contraire des pièges étrangleurs ou de l'empoisonnement, assure que seule l'espèce cible est tuée. Le piégeage, pourtant, demande beaucoup de travail et peut s'avérer trop onéreux dans certaines situations (Mayle et Gurnell, 2004). Une évaluation économique attentive des dommages potentiels et des coûts de contrôle est requis avant de choisir telle ou telle méthode. Les pièges étrangleurs sont considérés inutilisables pour se débarrasser des écureuils gris dû notamment au risque non négligeable d'atteindre d'autres espèces. Les pièges à ressort ne peuvent être conçus pour être complètement spécifiques à l'écureuil gris et ne devraient pas être utilisés où il y a un risque d'attraper d'autres animaux, incluant l'écureuil roux. Cette méthode est cruelle et non sélective, elle n'est pas recommandée pour le contrôle de l'écureuil gris.

La Warfarine, poison anticoagulant, est utilisé assez fréquemment en Angleterre pour contrôler l'écureuil gris. Il peut-être efficace pour réduire les dommages de l'écureuil gris dans une zone. Les appâts de blés, recouverts avec de la Warfarine à 0,02% sont placés dans des mangeoires spécifiques pour l'écureuil, qui ont une porte lestée qui prévient l'entrée d'autres animaux plus petits et des oiseaux, et elle est également trop petite pour permettre l'entrée d'animaux plus gros. Il est recommandé de placer environ une mangeoire par hectare, qui devrait être vérifiée régulièrement et vidée des appâts non utilisés hors des périodes de contrôle (Pepper, 1990, Hodge et Pepper, 1998). L'empoisonnement à la Warfarine n'est pas considéré utilisable dans des zones où les écureuils roux sont présents. D'autres méthodes, telles que l'application de répulsifs chimiques, l'utilisation d'arbres sentinelles, et la pose de grillage ont été essayées pour le contrôle de l'écureuil gris, avec peu de succès.

Un immunocontraceptif pour l'écureuil gris est en cours de développement mais cette nouvelle technologie, si elle se révèle être un succès, prendra au moins cinq ans pour porter ses fruits (Barr *et al.*, 2002, Rushton *et al.*, 2002). D'après l'étude de Barr *et al.* (2002), le piégeage est la méthode de contrôle la plus acceptable auprès du grand public.

3 - Les principes de prévention de l'invasion par des espèces exotiques

3.1 - La prévention de l'arrivée de nouvelles espèces

La plus efficace et la moins chère des stratégies ayant pour but de réduire les menaces causées par les invasions biotiques est la prévention et elle devrait toujours être la première ligne de défense. En principe, aucune espèce invasive ne devrait entrer dans un pays à moins d'y être autorisée après une procédure appropriée d'évaluation du risque (Genovesi, 2000, Genovesi et Shine, 2003). Le transport intentionnel et/ou accidentel d'organismes vivants peut être limité par l'éducation, la formation, en particulier des touristes, des opérateurs de transport et des organisations de commerce. Le contrôle aux frontières est potentiellement la voie la plus efficace pour prévenir l'introduction intentionnelle et non intentionnelle d'espèces invasives (rares), mais il requerra une organisation complexe de règles, des équipes entraînées et des listes de procédures.

Une analyse des zones d'introduction permet un contrôle efficace pendant le transport. Dans ce cas, il est important de distinguer l'entrée initiale dans un pays (ou région) et la dissémination naturelle. L'extension naturelle d'une espèce invasive est particulièrement critique parce qu'elle signifie que les conditions écologiques sont viables pour l'établissement de sa population, qu'il pourrait être plus difficile de contenir la dissémination naturelle de l'espèce que de prévenir son introduction. L'évaluation des risques pour l'ensemble des voies d'entrée pourrait être plus efficace que l'évaluation pour une seule espèce (Ruesink *et al.* 1995).

Afin de mettre en place un filtre efficace de l'introduction intentionnelle d'une espèce invasive, un système de liste en trois points devrait être mis en place : la liste noire, contenant les espèces dont l'importation est interdite, la liste grise contenant les espèces dans l'importation est autorisée seulement après une évaluation des risques, et la liste blanche contenant les espèces évaluées et classées à risques (ou risques connus) et dont les importations sont permises en général ou sous condition restreignant l'utilisation de ces espèces pour des besoins spécifiques (recherche, éducation du public, autre). La liste blanche pourrait être développée à un niveau national ou sub-national, et toutes les espèces incluses devraient avoir subi une procédure d'évaluation du risque. Toute espèce non connue est incluse dans la liste grise.

3.2 - Réglementation concernant les espèces invasives

3.2.1 - Au niveau international

Une synthèse bibliographique exhaustive du schéma légal global relatif aux espèces invasives a été récemment publiée par Shine *et al.* (2000). Elle contient la convention sur la biodiversité, le « IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group » (IUCN, 2000) et la convention sur la conservation de la faune sauvage européenne et des habitats naturels (convention de Berne, 1979). La recommandation 78, adoptée le 2 décembre 1999, concerne la conservation de l'écureuil roux en Italie, et presse l'Italie d'éradiquer l'écureuil gris américain invasif.

3.2.2 - Au niveau européen

Dans l'Union Européenne, il n'y a pas de législation spécifique concernant les espèces invasives étrangères (Scalera et Zaghi, 2004). Toutefois, bien qu'il n'y ait pas de législation spécifique, les lois concernant le commerce de la faune sauvage et les directives oiseaux et habitats incluent des passages qui prennent en compte les risques de l'introduction d'espèces étrangères pour la faune et la flore native. En tant que membre de la convention de la biodiversité, la Communauté Européenne a développé et adopté, en 1998, la stratégie pour la biodiversité de la communauté européenne (COM (1998)). Ce plan réfère également au développement du réseau Natura 2000 et à l'efficacité du programme Life (« l'instrument financier pour l'environnement »)

3.2.3 - Au niveau français

Selon l'article L411-3, du code de l'environnement : « les espèces invasives ne sont pas indigènes ou domestiques et sont listées par les autorités nationales. Leur introduction est interdite, et si elles sont détectées, les autorités peuvent procéder à leur élimination ».

Les espèces nuisibles peuvent être éliminées à tout moment (Article L427-8, du code de l'environnement').

3.3 - Coût du contrôle

Mettre en place toute forme de contrôle de l'écureuil gris aura des conséquences économiques en terme de moyens utilisés et des coûts de son application. Afin d'évaluer les coûts relatifs de l'immunocontraception et du piégeage pour le contrôle de l'écureuil, Rushton *et al.*, (2002) ont montré que l'immunocontraception était considérablement moins chère que le piégeage (Table 2).

Activity	Expense	Total coast per hectare for 1 year	Comments
Trapping at 1 trap/2 ha	Labor (0.893 hr per trap)	\$6.19 (£4.24)	1999 labor coasts taken as \$13.87 (£9.50)/hr
	Com balt (7.56kg/trap)	\$1.27 (£0.87)	Com coasts \$0.34 (23p)/kg at 1999 prices
	Loss of capital-discounted over 10 yr	\$2.19 (£1.50)	1 trap coasts \$43.80 (£30) at 1999 prices
	Total	\$9.65 (£6.61)	
Immunoconception at 1 cluster of 3 hoppers per 4 ha	Total X 9	\$86.86 (£59.49)	Assume trapping each month for 9 mo
	Labor (1.722hr/cluster hoppers)	\$6.19 (£4.24)	1999 labor coasts taken as \$13.87 (£9.50)/hr
	Wheat bait (2 kg/hopper)	\$0.44 (£0.30)	Weat coasts \$0.29 (20p)/kg at 1999 prices
	Loss of capital-discounted over 10 yr	\$2.75 (£1.88)	1 hopper coasts \$36.50 (£25) at 1999 prices
Travel	Total	\$9.37 (£6.42)	
	Total X 2	\$18.75 (£12.84)	Assume 2 applications needed
	Travel per km between control wood	\$0.31 (£0.21)	@speed of 45km/hr 0,022hr/km @\$13.87 (£9.50)/hr

Tableau 2 : coûts du contrôle de l'écureuil gris pendant un an en utilisant des pièges ou une immunocontraception à partir de blé placé dans des mangeoires. Les valeurs sont converties en dollars à partir de la livre sterling au taux de 1,46 dollar pour une livre. Les coûts de travail sont basés sur les horaires standard. Le piégeage consiste en un pré-appâtements des pièges pendant quatre jours puis à un actionnement pendant quatre jours chaque mois. Les coûts du travail et des appâts sont issus des études sur les dommages dus à l'écureuil gris réalisé par la Commission Forestières dans la forêt de Dean, Gloucester, Angleterre (H. Pepper, Forestry commission, communication personnelle). Les forêts de moins de quatre hectares ont un coût fixe de 347,44 dollars par an pour le piégeage et de 75 dollars par an pour la mise en place des appâts dans les mangeoires pour l'immunocontraception. Les couts relatifs aux forêts de taille supérieure à quatre hectares sont proportionnels à la taille des parcelles (Rushton *et al.*,2002)

Rushton *et al.*, (2002) prédisent la persistance de l'écureuil roux dans la forêt de Redesdale dans le nord de l'Angleterre en relation avec les coûts d'immunocontraception et de piégeage de l'écureuil gris (Figure 5). Le coût total du contrôle de l'écureuil a été calculé pour chaque méthode de contrôle en estimant l'aire total des blocs de forêt dans lequel le contrôle était appliqué pour chaque année. Le niveau prédit de persistance augmente avec le coût du contrôle à la fois pour l'immunocontraception et pour le piégeage mais les courbes sont très différentes. La persistance prédite augmente plus par unité de coût pour l'immunocontraception que pour le piégeage. Une persistance prédite de 100 % était au moins deux fois plus chère pour le piégeage que pour l'immunocontraception à un coût de 15 dollars l'unité. Ces différences reflètent les coûts associés au travail dû au piégeage qui devraient être appliqués plus fréquemment que la contraception. Cela amène à un paradoxe apparent où le piégeage pourrait être plus efficace pour assurer la persistance de l'écureuil roux à Redesdale, le travail et coût des déplacements associés avec le piégeage signifiant que l'augmentation prédite de persistance par unité de coût de cette méthode est plus lente que pour le contrôle basé sur l'immunocontraception.

Prédire des années de grands dommages par l'écureuil pourrait permettre un meilleur ciblage du contrôle, réduisant à la fois les coûts et le nombre d'écureuils tués. Une nouvelle méthode est actuellement développée (Gurnell, 1989). Elle explore la relation entre les populations d'écureuil gris, la disponibilité de la nourriture en hiver, le succès de reproduction au printemps et les dommages l'été sui-

vant. Les pièges à écureuil gris sont posés durant une semaine début janvier dans des habitats à forte capacité (forêt mature de feuillues ou mixtes) adjacents à un habitat vulnérable aux dommages. Si aucun écureuil n'est attrapé, cela indique que le nombre d'écureuils est très bas ou que la disponibilité en nourriture naturelle est grande et la reproduction précoce. Un haut risque de dommages d'avril à juillet est probable. La confirmation du facteur expliquant un résultat de piégeage bas peut être obtenu par évaluation de la disponibilité en nourriture pendant la même semaine. Les résultats de ces études sont actuellement en cours d'évaluation et pourraient être utilisés comme guide pour des protocoles de piégeage et d'interprétation des informations pour identifier des années à hauts, moyens ou bas risques de dommages et l'intensité et l'extension des contrôles requis pour minimiser ces dommages.

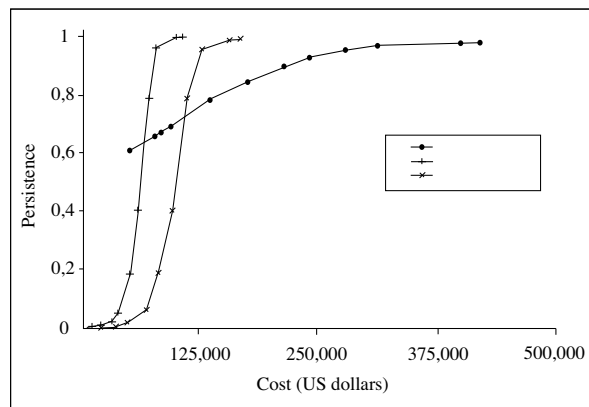


Figure 5 : persistance prédite de l'écureuil roux dans la forêt de Redesdale en Angleterre, en relation avec les coûts d'immunocontraception et de piégeage. Les cercles pleins représentent le piégeage, comparé à un coût à l'unité d'immunocontraceptif de 1,5 dollar (croix verticales) et 15 dollars (croix en diagonales) (Rushton *et al.*, 2002).

4 - L'utilisation de modèle dans la gestion des espèces invasives

La biologie des populations permet la compréhension et la gestion des invasions, les espèces invasives sont aussi d'excellentes opportunités d'étudier les procédés basiques en biologie des populations. Les études des paramètres biologiques et les modèles démographiques pourraient être utilisés pour examiner l'introduction d'espèces invasives et identifier les stades biologiques où la gestion serait la plus efficace (Sakai *et al.*, 2001). Higgins et Richardson (1996) ont démontré, en utilisant un modèle conceptuel simple et des exemples illustratifs issus de la littérature, qu'une compréhension prédictive des invasions peut être établie.

Les facteurs qui facilitent la dissémination d'une espèce étrangère dans un paysage inclut, entre autres, un climat de même type, des habitats adaptés, une abondance de nourriture et la possibilité de dispersion (Lever, 1994). L'écureuil gris originaire du Nord-Est de l'Amérique est adapté aux forêts de feuillus telles que les forêts de chêne et de pacanier (*Quercus-Carya*) aussi bien que les forêts de hêtre et de sycomore (*Fagus-Acer*) (Koprowski 1994). Il est extrêmement adaptable et est trouvé communément dans la plupart des types de forêts aussi bien que les parcs, les jardins et dans les environnements urbains. Sa future dissémination en Italie dépendra de la structure du paysage, de la connectivité et de sa composition. La région du Piémont contient de larges zones de forêts de feuillus mixtes contenant des marronniers, des hêtres et des chênes, habitat idéal pour l'écureuil gris. L'écureuil gris a le potentiel de se disséminer loin de son actuelle aire de répartition (Lurz *et al.*, 2001).

Des modèles de régression logistique ont été utiles pour établir la prédiction de la présence ou absence de l'écureuil en relation avec des variables telles que la taille des forêts, leur qualité et le degré d'isolement (distance à une grande zone) à un moment donné dans le temps (Fitzgibbon, 1993; Van Apeldoorn, Celada et Nieuwenhuizen, 1994; Wauters *et al.*, 1997b; Delin et Andrén, 1999; Rodriguez et Andrén, 1999; Verbeylen, De Bruyn et Matthysen, 2003b). La capacité de prédiction pourrait être améliorée en considérant des matrices de paysages pour quantifier le degré d'isolement, en appliquant les modèles de coûts à la distance (une combinaison de distance et de résistance du paysage) avec différentes résistances pour différents types de paysages (Verbeylen *et al.*, 2003a). Pourtant, ces modèles sont statiques et ne peuvent être utilisés pour prévoir une future dissémination, la distribution et la taille de la population des espèces qui colonisent une nouvelle zone comme c'est le cas des espèces invasives (Rushton *et al.*, 1997). Une approche pour dépasser ces problèmes a été d'utiliser des modèles de dynamique des populations spatialement explicites (SEPM). Ils combinent des variables spatiales et des paramètres biologiques.

La performance de ces modèles est sensible à la précision de l'estimation des paramètres biologiques, et donc, le modèle peut seulement être utilisé pour des espèces pour lesquels des données détaillées des paramètres de population sont disponibles (fécondité, mortalité, distance de dispersion, densité) dans différents habitats (Rushton *et al.*, 1997; 2000). Heureusement, de nombreuses études de dynamique de population des écureuils roux et gris ont été effectuées conduisant à des estimations valables de ces paramètres biologiques dans des conditions variables d'environnement (Tattoni *et al.*, 2005). Des modèles SEPM peuvent être appliqués pour prévoir l'actuelle et la future distribution et la taille de la population, les effets des compétitions interspécifiques entre écureuil roux et écureuil gris et de la dissémination des maladies à l'intérieur et entre les populations d'écureuil gris et d'écureuils roux (Rushton *et al.*, 1997; 2000; Lurz *et al.*, 2001).

Une étude est en cours, utilisant un modèle de dynamique des populations spatialement explicite examinant l'expansion de l'écureuil gris en France et les effets de différents scénarios de contrôle pour prévenir l'expansion de l'écureuil gris afin de l'intercepter avant qu'il ne rejoigne les régions cultivées et boisées des plaines françaises. Sans contrôle, l'écureuil gris entrera en France dans les prochaines décennies de manière naturelle ou éventuellement plus tôt artificiellement (grumier, etc.). Les principaux passages de l'invasion seront les corridors de forêt de conifères alpins à l'Est et au Sud et à l'Ouest à travers la plaine côtière à travers les barrières politiques entre l'Italie et la France. Les simulations du contrôle de l'écureuil gris dans des zones ciblées montrent que l'arrêt de la propagation est possible mais le contrôle devra être constamment maintenu et le succès sera essentiellement déterminé par la distribution spatiale et la taille des zones de contrôle. D'autres actions pourraient être entreprises avant que l'écureuil gris n'ait rejoint les frontières françaises. Le succès de l'arrêt de la propagation requerra la coopération des autorités françaises et italiennes, en particulier celles impliquées dans la gestion de la faune sauvage des régions concernées.

5 - Conclusion

De nombreuses éradications ont été réalisées avec succès dans le dernier siècle, incluant de nombreux programmes à petite échelle (voir synthèse Pascal, 1999; Veitch et Clout, 2002) mais aussi quelques uns à une plus grande échelle, comme l'extirpation globale de la variole et d'*Anopheles gambiae* de plus de 30 000 km² au nord-est du Brésil (Davis et Garcia, 1989; Myers *et al.*, 2000; Simberloff, 2002) et le ragondin (*Myocaster coypus*) en Angleterre (Gosling et Baker, 1989). Pourtant les principales limites à l'application plus large des éradications comme un outil de gestion critique pour la conservation semblent être la vision pessimiste selon laquelle l'éradication est habituellement un but impossible à atteindre (Bomford et O'Brian, 1995) et l'opposition d'une part de la société, concernée par les coûts et/ou les effets indésirables de ces techniques d'éradication. Le cas de l'écureuil en est un exemple emblématique : l'impact de cette espèce sur l'écureuil roux est confirmé par des observations collectées en Angleterre et en Italie. La possible expansion de l'espèce étrangère au niveau continental pourrait avoir un impact sévère sur les écosystèmes forestiers eurasiatiques et sur la production de bois; la biologie de l'écureuil gris et les données collectées lors de l'essai d'éradication entrepris en Italie confirme que l'espèce est vulnérable au piégeage, permettant l'utilisation d'une technique très humaine d'éradication. Donc, bien que cela requière des ressources substantielles, l'éradication de l'espèce apparaît une possible alternative qui pourrait prévenir une perte économique énorme et un désastre écologique. Néanmoins, le soutien politique limité et l'opposition de quelques groupes pour le droit des animaux, qui ont causé l'échec de l'essai, ont fait de l'éradication une option impraticable. Cet échec indique que pour réduire la menace causée par les espèces invasives étrangères, il est essentiel de transmettre plus d'informations aux autorités compétentes et au grand public, de réviser le plan légal gérant la faune sauvage et le commerce des animaux (voir Shine *et al.*, 2000 pour une synthèse, Leung *et al.*, 2002). Il faut également définir une ligne claire pour les autorités à un niveau national et créer des mécanismes d'alerte rapide et des forces d'intervention capables d'éradiquer les populations nouvellement installées d'une espèce étrangère (Bertolino et Genovesi, 2003).

Bibliographie.

Barr, J.F., Lurz, P.W.W., Shirley, M.D.F. and Rushton, S.P. (2002). Evaluation of immunocontraception as a public acceptable form of vertebrate pest species control: the introduced grey squirrel in Britain as an example. *Environmental Management* **30**: 342-351.

Baxter, R. and Hansson, L. (2001). Bark consumption by small rodents in the northern and southern hemispheres *Mammal Rev.*, Volume **31**, No. 1, 47–59.

Bertolino, S., Currado, I., Mazzoglio, P.J. and Amori, G., (2000). Native and alien squirrels in Italy. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* (n.s.) **11** (2), 49–58.

Bertolino, S. and Genovesi, P. (2003). Spread and attempted eradication of the greys quirel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biol. Cons.* **109**: 351-358.

Bomford, M. and O'Brien, P. (1995). Eradication or control for vertebrate pests? *Wildlife Society Bulletin* **23** (2), 249–255.

Dagnall, J., Gurnell, J. and Pepper, H. (1998). Bark-stripping by gray squirrels in state forests of the United Kingdom: a review. In: Steele, M.A., Merritt, J.F., Zegers, D.A. (Eds), *Ecology and Evolutionary Biology of Tree Squirrels*. Virginia Museum of Natural History, Special Publication, no. **6**, 249–261.

Davis, J.R. and Garcia, R. (1989). Malaria mosquito in Brazil. In: Dahlsten, D.L., Garcia, R. (Eds.), *Eradication of Exotic Pests*. Yale University Press, New Haven and London, 274–283.

Delin, A.E. and Andrén, H. (1999). Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. *Landscape Ecology* **14**: 67-72.

Duff, J.P., Scott, A. and Keymer, I.F. (1996). Parapox virus infection of the grey squirrel. *Mammal News*, The Quarterly Newsletter of the Mammal Society, **10**

Elton, C.S. (1927). *Anim. Ecol.*. Sidgwick & Jackson, London.

Fitzgibbon, C.D. (1993). The distribution of grey squirrel dreys in farm woodland: the influence of wood area, isolation and management. *J. Appl. Ecol.* **30**: 736-742

Genovesi, P. (2000). *Guidelines for Eradication of Terrestrial Vertebrates: a European Contribution to the Invasive Alien Species Issue*. Council of Europe.

Genovesi, P. and Bertolino, S. (2001a) Linee guida per il controllo dello scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) in Italia. *Quaderni di Conservazione della Natura* **4**: 5-52

Genovesi, P. and Bertolino, S. (2001b). Human dimension aspects in invasive alien species issues: the case of the failure of the Grey squirrel eradication project in Italy. In: Mcneely JA (ed) *The Great Reshuffling: human dimensions of Invasive Alien Species*, pp 113-119. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Genovesi, P., and Shine, C. (2003). *European Strategy on Invasive alien species*. Council of Europe.

Gill, R., Webber, J., and Peace, A. (2000). *The economic implications of deer damage. A review of current evidence*. The deer commission for Scotland. 49p

Gosling, L.M., and Baker, S.J. (1989). The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society* **38**: 39-51 .

Gurnell, J. (1987). *The natural history of squirrels*. Christopher Helm, London, UK. p 201.

- Gurnell, J. (1989) Demographic implications for the control of grey squirrels. In: R. Putman (ed.) *Mammals as Pests*, R. Putman (Ed.). pp. 131, UK.
- Gurnell, J. (1999). Grey squirrels in woodlands: managing grey squirrels to prevent woodland damage. *Enact* **7**: 1014.
- Gurnell, J. and Lurz, P. (1997). *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.* People Trust for Endangered Species, UK.
- Gurnell, J. and Pepper, H. (1993). A critical look at conserving the British red squirrel *Sciurus vulgaris*. *Mammal Rev.* **23**: 125-136.
- Gurnell, J. and Pepper, H. (1998). Grey squirrel control and damage to broadleaf woodland in England. *Quarterly Journal of Forestry* **92**:117.
- Gurnell, J., Wauters, L.A., Lurz, P.W.W. and, Tosi, G. (2004). Alien species and interspecific competition: effects of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. *J. Anim. Ecol.* **73**: 26-35.
- Hewson, C.M. and, Fuller, R.J. (2003). Impacts of grey squirrels on woodland birds: an important predator of eggs and young? *British Trust for Ornithology Research Report No. 328*, British Trust for Ornithology and Woodland Heritage.
- Higgins, S.I., Richardson, D.M. (1996). A review of models of alien plant spread. *Ecological Modelling* **87** :249-265.
- Hodge, S. and Pepper, H. (1998). The prevention of mammal damage to trees in woodland. *Forestry practice*
- Huxley, L. (2003). The Grey Squirrel Review. Profile of an invasive alien species. Grey squirrel (*Sciurus carolinensis*). In: ESI (ed) *The Grey Squirrel Review* ESI Dorset, UK.
- IUCN (2000). *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. IUCN, Gland, Switzerland
- Kenward, R.E. (1983). The causes of damage by red and grey squirrels. *Mammal Rev.* **13**: 159–166.
- Kenward, R.E., Dutton, J.C.F., Parish, T., Doyle, F.I.B., Walls, S.S., and Robertson, P.A. (1996). Damage by grey squirrels. I. Bark-stripping correlates and treatment *Quarterly Journal of Forestry* 135-142
- Koprowski, J.L. (1994). *Sciurus carolinensis*. In: *Mammalian Species*, 480, American Society of Mammalogists.
- Lawton, C. (2003). Controlling grey squirrel damage in Irish broadleaved woodland. *COFORD Sylviculture-management* **7**
- Leung, B., Lodge, D.M., Finnoff, D., Lewis, M.A., Lamberti, G. and, Shogren, J.F. (2002). An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proc. R. Soc. Lond. B* **269**, 2407–2413
- Lever, C. (1994). *Naturalized animals: the ecology of a successfully introduced species*. T & A D Poyser Natural History, London
- Lurz, P.W.W., Rushton, S.P., Wauters, L.A., Bertolino, S., Currado, I., Mazzoglio, P. and, Shirley, M.D.F. (2001). Predicting grey squirrel expansion in North Italy: a spatially explicit modelling approach. *Landscape Ecology* **16**: 407-420

- Mayle, B. and Gurnell, J. (2004). Increasing efficiency of grey squirrel control in conifer habitats. *Forestry and British Timber*
- Myers, J.H., Simberloff, D., Kuris, A.M. and, Carey, J.R. (2000). Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution* **16** (8), 316–320.
- Okubo, A., Maini, P.K., Williamson, M.H. and, Murray, J.D. (1989). On the spatial spread of the grey squirrel in Britain. *Proc. R. Soc. Lond. B* **238**, 113–125.
- Pascal, M. (1999). Eradication of mammals introduced in the islands. In: *Proceedings of the Workshop on the Control and Eradication of Non-native Terrestrial Vertebrates*. Council of Europe, Environmental Encounters, No. 41, pp. 31–42.
- Pepper, H.W. (1990). Grey squirrel damage control with warfarin. *Research Information Note* 180 FC.
- Reynolds, J.C., (1985). Details of the geographic replacement of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) by the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in eastern England. *J. Anim. Ecol.* **54**: 149–162.
- Rodriguez, A. and, Andrén, H. (1999). A comparison of Eurasian red squirrel distribution in different fragmented landscapes. *J. Appl. Ecol.* **36**:649-662
- Rowe, J.J. and, Gill, M.A., (1985). The susceptibility of tree species to barkstripping damage by grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) in England and Wales. *Quarterly Journal of Forestry* **79**, 183–190.
- Ruesink, J.L., Parker, I.M., Groom, M.J. and, Kareiva, P.M. (1995). Reducing the risk on non-indigenous species introductions. *BioScience* **45**: 465-477.
- Rushton, S.P., Lurz, P.W.W., Fuller, R. and Gurnell, J. (2000). Modelling the spatial dynamics of parapoxvirus disease in red and grey squirrels: a possible cause of the decline in the red squirrel in the UK? *J. Appl. Ecol.* **37**: 997-1012.
- Rushton, S.P., Gurnell, J., Lurz, P. and, Fuller, R.M. (2002). Modeling impacts and costs of grey squirrel control regimes on the viability of red squirrel populations. *Journal of wildlife management* **66**(3):683-697.
- Rushton, S.P., Lurz, P.W.W., Fuller, R., and Garson, P.J. (1997). Modelling the distribution of the red and grey squirrel at the landscape scale: a combined GIS and population dynamics approach. *J. Appl. Ecol.* **34**: 1137-1154.
- Sainsbury, A.W., Nettleton, P., Gilray, J. and, Gurnell, J. (2000). Grey squirrels have high seroprevalence to a parapoxvirus associated with deaths in red squirrels. *Anim. Cons.* **3**: 229-233.
- Sainsbury, A.W., Nettleton, P. and, Gurnell, J. (1997). Recent developments in the study of parapoxvirus in red and grey squirrels. In: Gurnell, J., Lurz, P. (Eds), *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.* People Trust for Endangered Species, pp. 105–108.
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O’Neil, P., Parker, I.M., Thompson, J.N. and, Weller, S.G. (2001) The population biology of invasive species *Annual review of ecology and systematics* **32**: 305-332.
- Scalera, R. and, Zaghi, D. (2004). Alien species and nature conservation in the EU. *Life focus* III. 59p
- Shine, C., Williams, N., and Gendling, L. (2000). *A guide to designing legal frameworks on alien invasive species*. IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 40, IUCN, Gland, Switzerland.

Simberloff, D. (2002). From today Taragiri tomorrow the world!—are we aiming too low in invasives control? In: Veitch, C.R., Clout, M.N. (Eds.), *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*. Invasive Species Specialist Group of IUCN, Auckland.

Skelcher, G., (1997). The ecological replacement of red by grey squirrels. In: Gurnell, J., Lurz, P. (Eds), *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.* People Trust for Endangered Species, pp. 67–78.

Tattoni, C., Preatoni, D.G., Lurz, P.W., Rushton, S. P., Tosi, G., Martinoli, A., Bertolino, S. and Wauters, L.A. (2005). Modelling the expansion of grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) in Lombardy, Northern Italy: implications for squirrel control. In: Nentwig, W. et al., (Eds): *Biological Invasions - From Ecology to Control. NEOBIOTA* 6: 149-164.

Van Apeldoorn, R.C., Celada, C. and Nieuwenhuizen, W. (1994). Distribution and dynamics of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a landscape with fragmented habitat. *Landscape Ecology* 9: 227-235.

Veitch, C.R. and Clout, M.N. (Eds.). (2002). *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*. Invasive Species Specialist Group of IUCN, Auckland.

Verbeylen, G., De Bruyn, L., Adriaensen, F. and Matthysen, E. (2003a). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18: 791-805.

Verbeylen, G., De Bruyn, L., and Matthysen, E. (2003b). Patch occupancy, population density and dynamics in a fragmented red squirrel *Sciurus vulgaris* population. *Ecography* 26: 118-128.

Wauters, L.A., Currado, I., Mazzoglio, P.J. and Gurnell, J. (1997a). Replacement of red squirrels by introduced grey squirrels in Italy: evidence from a distribution survey. In: Gurnell J and Lurz PWW (eds) *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.*, pp 79-88. People's Trust for Endangered Species, London

Wauters, L.A., Lurz, P.W.W. and Gurnell, J. (2000). The interspecific effects of grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) on the space use and population demography of red squirrels (*S. vulgaris*) in conifer plantations. *Ecological Research* 15: 271-284.

Wauters, L.A., Gurnell, J., Currado, I. and Mazzoglio, P.J. (1997b). Grey squirrel *Sciurus carolinensis* management in Italy - squirrel distribution in a highly fragmented landscape. *Wildlife Biology* 3: 117-124.

Wauters, L.A. and Gurnell, J. (1999). The mechanism of replacement of red by grey squirrels: a test of the interference competition hypothesis. *Ethology* 105: 1053-1071.

Wauters, L.A., Gurnell, J., Martinoli, A. and Tosi, G. (2001). Does interspecific competition with introduced grey squirrels affect foraging and food choice of Eurasian red squirrels? *Animal Behaviour* 61: 1079-1091.

➤..... III - LES RONGEURS EN FORÊT : DÉGÂTS ET MÉTHODES DE LUTTE

Fabien Carouille¹ & Olivier Baubet²

Département Santé des Forêts, Paris

Département Santé des Forêts, Massif central

Si en forêt les crises majeures dues à des organismes vivants sont le fait des insectes ravageurs et des champignons pathogènes, les rongeurs ont posé et posent encore problème de façon localisée. On envisagera ici les dégâts forestiers des rongeurs et comment les combattre, en passant outre leurs apports positifs pour les écosystèmes, comme la dissémination des graines, et leur impact potentiellement préjudiciable à la santé publique, puisque la plupart de ces mammifères sont vecteurs potentiels de parasites comme l'échinococcose alvéolaire et de zoonoses bactériennes comme la leptospirose.

Une distinction sera faite entre les « gros » rongeurs, dont les pullulations rares et la taille relativement importante occasionnent des dégâts rares, et les « petits » rongeurs, dont les dynamiques de population de type épidémiques assurent ponctuellement des dommages aux plantations forestières.

1 - Les dégâts des « gros » rongeurs

Les rongeurs les plus volumineux avec les lagomorphes ont été regroupés dans cette catégorie arbitraire, par opposition aux microrongeurs (campagnol et mulots). L'action néfaste de ces « gros » rongeurs sur les arbres prend des aspects divers, selon le milieu dans lequel ils évoluent, les organes de l'arbre qu'ils affectent, les stades auxquels l'arbre est touché. Leur dénominateur commun est le faible impact qu'ils ont sur les forêts à un niveau global, alors que, ponctuellement, peu d'individus peuvent causer des dommages importants.

1.1 - L'écureuil roux

Même s'il se nourrit essentiellement de graines, avec lesquelles il constitue des réserves, l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) est également capable de consommer des bourgeons et surtout d'écorcer les troncs. Ses dégâts se traduisent généralement dans les hauteurs de l'arbre par des écorçages, à des fins de marquage de territoire (sur charme) ou de consommation printanière d'écorce (sur pins et sur peupliers). Dans ce cas, néanmoins, la quantité de végétal consommé reste assez faible.

Si les dommages que l'écureuil roux commet en forêt fermée ont assez peu de conséquences sur la vie des peuplements, ils posent un peu plus de problème en peupleraie où est observé plus d'un tiers de la cinquantaine de signalements de dégâts d'écureuil identifiés par les correspondants-observateurs du Département de la santé des forêts (DSF) (voir Figure 1). Les blessures d'écorçage dans les peupliers constituent des portes d'entrée pour les pathogènes lignivores, dont le développement peut ensuite induire des bris de cimes. Notons qu'il est malaisé de distinguer les dégâts d'écureuil de ceux provoqués par les gliridés (loir, lérot et muscardin) (Dengler, 1998), en particulier lorsqu'il s'agit de grignotages en hélice.

Du fait de son statut de protection, il n'existe pas de lutte organisée contre l'écureuil roux. Les populations sont régulées par la rigueur des hivers, les grands rapaces et les mustélidés (martre, fouine).

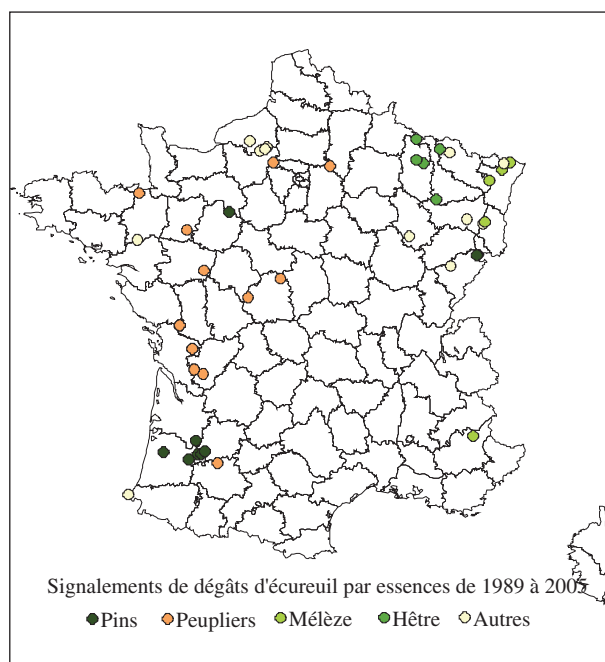


Figure 1 : carte des dégâts signalés d'écureuil.

1.2 - Les autres écureuils présents en France

Seul l'écureuil roux est natif de la France. Il existe néanmoins d'autres espèces introduites accidentellement en France :

- l'écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*) est présent au cap d'Antibes depuis les années 1970, où a priori il reste cantonné. Dans cette zone, les populations sont fortes et ses dégâts dans les parcs sont importants (consommation de graines, écorçages et rognages de câbles électriques) ;
- l'écureuil de Corée (*Tamias sibiricus*) a été introduit dans des forêts périurbaines (Île-de-France, Nantes) et en baie de Somme, suite à des lâchages d'animaux domestiques. Originaire de Sibérie, il hiberne dans ses galeries, ce qui lui permet de résister aux froids hivernaux. Il est très prolifique et peut s'étendre mais les populations se déplacent relativement lentement. Pour l'instant même avec de fortes densités de population, il n'occasionne pas de dommages aux peuplements. Son extension reste à surveiller dans la mesure où il pourrait chasser l'écureuil roux de son biotope

Ces deux espèces ne bénéficient d'aucun statut de protection.

L'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*) est absent de France, mais en Grande-Bretagne et en Italie, il a déjà causé sur les arbres des dégâts beaucoup plus importants que l'écureuil roux. C'est un très bon colonisateur et, une fois installé, il prend la place de l'écureuil roux qui disparaît. Il fait partie des espèces invasives dont on doit à tout prix éviter l'introduction.

1.3 - Le castor

Après une régression de plusieurs siècles liée à la chasse et à la destruction de son habitat naturel, le castor d'Eurasie (*Castor fiber*) est désormais une espèce protégée, dont le maintien en France a été assuré par le biais de réintroductions menées pendant une trentaine d'années à partir des années 1960.

Les dégâts qu'il cause sur les arbres sont liés à son alimentation hivernale et aux constructions qu'il réalise dans son territoire (hutte et barrage). Il s'attaque de préférence à des tiges de faible diamètre, qu'il taille en biseau, mais peut également abattre des arbres de diamètre plus important, qu'il taille en « crayon ». Il réalise des écorçages partiels et totaux, pouvant aller jusqu'à la chute complète de l'arbre, sur un spectre d'essences assez limitées : préférentiellement le tremble, les peupliers, les saules, mais également les arbres fruitiers, les aulnes...

Mal à l'aise sur terre ferme, il s'éloigne peu des cours d'eau et les arbres qu'il écorce se trouvent à proximité immédiate de l'eau. Les dégâts les plus économiquement gênants pour les arbres se trouvent donc dans les peupleraies et les vergers ripulaires (Rouland, 1991).

Du fait de son statut de protection, le piégeage et la chasse au castor ne sont pas autorisés. Même s'il n'existe plus de prédateur du castor (sauf par endroits la loutre, qui peut dévorer les petits), sa faible prolificité et sa vulnérabilité à l'altération de ses conditions de vie (comme la pollution des eaux et la destruction de son habitat) constituent des facteurs essentiels de la régulation des populations. Pour les populteurs et les arboriculteurs, la parade est préventive : les arbres peuvent être préservés de façon efficace à l'aide de protections grillagées basses. Ces protections doivent être retirées suffisamment tôt afin qu'elles ne causent pas de blessures à l'arbre ou des coups de soleil.

1.4 - Le ragondin et le rat musqué

Originaire d'Amérique du Sud, le ragondin (*Myocastor coypus*) a été introduit à la fin du XIX^e siècle pour sa fourrure. Beaucoup plus prolifique que le castor, il s'est répandu rapidement sur la majeure partie du territoire français, dans des zones fluviales ou humides : il est naturellement adapté à la vie en milieu aquatique. Plus petit que le ragondin, le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) est originaire d'Amérique du Nord et a été introduit en France vers 1925, qu'il a totalement envahie dans sa partie septentrionale.

Les dégâts faits aux arbres par le ragondin et le rat musqué se trouvent principalement en peupleraies et sont constitués d'écorçage basaux superficiels.



Figure 2 : dégâts faits aux arbres par le ragondin

Comme elles portent préjudice aux berges, aux digues et aux cultures (maïs, blé, carottes) et que le ragondin véhicule très fréquemment la leptospirose, ces deux espèces ont été classées nuisibles (Arrêté Ministériel du 30 septembre 1988). En absence de prédateur, le seul facteur de régulation naturelle du ragondin est le grand froid. La régulation des populations s'organise autour du piégeage (piège à bascule) et du tir. La lutte chimique à partir d'appâts empoisonnés à la bromadiolone est jusqu'à maintenant tolérée mais est strictement encadrée par un arrêté préfectoral (Arrêté du 8 juillet 2003 relatif à la lutte contre le ragondin et le rat musqué et arrêtés préfectoraux correspondants). Néanmoins, à partir de 2007, la lutte chimique contre ces ravageurs sera définitivement interdite (le texte relatif à cette mesure a été reporté à 2009).

De façon préventive, la pose de protections grillagées basses et solides, correctement fixées au pied des arbres, se révèle aussi efficace pour la préservation des tiges mûres que dans le cas du castor.

1.6 - Les lièvres et les lapins

Même s'ils ne sont pas à proprement parler des rongeurs, dans la mesure où ils appartiennent à l'ordre des lagomorphes, il convient d'évoquer les dégâts commis par les lapins et les lièvres.

Le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) et le lièvre (*Lepus europaeus*) commettent de rares dégâts hivernaux aux jeunes plantations, mais qui peuvent être localement sérieux. Le lapin de garenne écorce les jeunes arbres du collet jusqu'à une hauteur de quarante centimètres en période hivernale, le lièvre quant à lui sectionne en biseau les très jeunes plants feuillus ou résineux mais ces dégâts restent très localisés.

Les dégâts en forêt restent tout de même rares, d'autant plus que les populations de ces espèces ont nettement diminué.

Pour éviter ces dégradations, il faut éviter de créer des milieux favorables pour ces espèces, comme les andains, qui servent d'abri pour le lapin.

2 - Les microrongeurs

On entend par microrongeurs des petits rongeurs de la famille des muridés. Très présentes en France, six espèces principales ont été identifiées comme causant des dégâts aux peuplements forestiers : on distinguera les microrongeurs de prairie, inféodés aux milieux ouverts, des microrongeurs, inféodés aux écosystèmes forestiers. Au contraire des gros rongeurs, les dégradations engendrées de façon sensible par ces petits mammifères n'apparaissent qu'en cas de pullulations. Les dégâts consistent en des écorçages et en des consommations des racines et des parties aériennes, sur lesquelles on peut remarquer de petites traces de 0,5 à 2 millimètres de largeur laissées par les incisives, ce qui élimine toute possibilité de confusion avec des dégâts dus à des insectes (Nageleisen, 1995). Les dégâts engendrés par ces petits mammifères sont essentiellement une problématique des plantations de feuillus, dont l'appétence des plants à teneur élevée en nutriments est bien supérieure à celle de la régénération naturelle. C'est d'autant plus vrai que la consommation de matériel végétal ligneux constitue pour ces animaux une ressource alimentaire d'appoint en cas de disette, causée par des chutes de neige abondante, un manque de ressource dû à la surpopulation, etc. De ce fait, la fréquence d'apparition de dégâts aux plantations dépend en partie de la surface plantée en feuillus chaque année, et le recours recrudescant à la régénération naturelle et à la substitution d'essences au profit des résineux permettrait d'expliquer la baisse des attaques dues à ces rongeurs (Baubet, 2005 et Figure 2).

Seules les six espèces les plus fréquentes et les plus nuisibles ont été présentées. Il existe néanmoins d'autres espèces moins courantes de petits rongeurs susceptibles de pulluler et de provoquer des dégâts en forêt, comme le campagnol provençal (*Microtus duodecimcostatus*) ou le campagnol basque (*Microtus lusitanicus*).

2.1 - Les microrongeurs de prairie

Le campagnol terrestre et le campagnol des champs sont deux rongeurs de milieu ouvert posant problème en milieu agricole, mais également dans les plantations forestières, à l'interface de la forêt et du domaine cultivé. Des deux, c'est le campagnol terrestre qui est susceptible de causer le plus de dégât.

2.1.1 - Le campagnol terrestre

Le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*), ou rat taupier, est sous sa forme fouisseuse le plus gros des campagnols terrestres. De mœurs diurnes et nocturnes, il vit dans des galeries d'où il sort la nuit ou lorsqu'il pleut. De petites taupinières aplaties, sans trou de sortie, marquent sa présence dans le paysage.

Le campagnol terrestre est présent partout en France, mais c'est dans les prairies d'altitude de Franche-Comté et du Massif Central que ses dégâts sont les plus sensibles.

D'une prolificité élevée, les populations évoluent par pullulations selon des cycles de gradation d'une période de quatre à huit ans (Baubet, 2005). D'une densité minimale de quelques individus à l'hectare, on peut atteindre 1100 individus à l'hectare au moment de la culmination, avant que ne se déclenche une brutale chute des densités provoquée par un faisceau de facteurs, dont les mieux identifiés sont le manque de ressource, la prédation accrue, le parasitisme et les accidents génétiques.

Lors de ces pullulations, à la suite de disette ou de longues périodes de froid, les dégâts en plantations peuvent apparaître. Néanmoins, quelques individus peuvent commettre des dommages relativement importants. Ces altérations sont uniquement souterraines : les racines, même celles des gros plants, sont consommées et sectionnées. La largeur des traces d'incisives, nettement supérieure aux autres microrongeurs (1,5 à 2,3 millimètres), contribue à identifier ses dégâts. Bon terrassier, le campagnol terrestre profite aussi de la structuration du terrain ; en particulier, il sait tirer parti du dispositif de plantation en suivant les raies de sous-solage pour arriver aux racines des plants (Nageleisen, 1995).

2.1.2 - Le campagnol des champs

Le campagnol des champs (*Microtus arvalis*) est un petit campagnol qui vit dans les milieux ouverts, en particulier dans les prairies où l'herbe est courte : plus l'herbe est tondue, plus le milieu lui convient. Sur le terrain, il laisse de petites entrées de galerie reliées entre elles par des cheminements à l'intersection desquels on retrouve de petits tas de crottes, lorsqu'ils sont fréquentés régulièrement.

Il est présent partout en France, sauf en Bretagne et autour du bassin méditerranéen.

Sa maturité sexuelle très précoce et l'importance de ses portées en font l'un des campagnols les plus prolifiques : une femelle peut avoir une descendance de plus de cent petits en un an. Le niveau des populations connaît ainsi des cycles épidémiques d'augmentation et de régression brutales : sensible aux hivers rigoureux, ce campagnol est aussi particulièrement vulnérable aux prédateurs, à cause de ses parcours terrestres réguliers effectués selon des itinéraires répétés. Néanmoins, il est suffisamment mobile pour que les populations se déplacent et s'installent vers des zones plus favorables le cas échéant.

En raison de sa vie en surface, le campagnol des champs commet des dégâts aériens sur les plants : c'est ce qui le distingue du campagnol terrestre, dont les dommages sont strictement souterrains. Cependant, mauvais grimpeur, il ne s'attaque qu'au collet et à la partie basse de l'arbrisseau, à une hauteur inférieure à douze centimètres. Ces dégâts consistent en un écorçage, mais lorsque le sol est assez meuble, le campagnol des champs peut également endommager les racines. Les plantations d'anciennes terres agricoles, au sol propre, à proximité d'une prairie enherbée sont le lieu favori de ses déprédations forestières.

2.2 - Les microrongeurs forestiers

Ces microrongeurs ne sont pas uniquement cantonnés au milieu des clairières forestières, on peut les retrouver dans les haies, les friches agricoles, etc. Le campagnol agreste représente de tous les rongeurs présentés ici la menace la plus importante pour les plantations forestières.

2.2.1 - Le campagnol agreste

Le campagnol agreste (*Microtus agrestis*) est un rongeur des milieux fermés : il vit dans les régénérations forestières fortement enherbées, où il laisse des galeries difficiles à distinguer de celles du campagnol des champs, si ce n'est qu'elles se situent généralement dans un milieu plus fermé, avec une herbe moins rase. Son milieu de prédilection consiste en un tapis de graminées plus ou moins régulier, accompagné de ronce et de végétaux ligneux.

Comme le campagnol des champs, sa prolificité est élevée. En revanche, les variations de populations sont limitées dans la mesure où son domaine vital individuel est plus vaste et l'étendue du milieu dans lequel il évolue, les clairières forestières, est plus restreinte. Les pullulations sont donc moins nettes et de moindre ampleur que dans le milieu agricole.

Les populations demeurent relativement peu mobiles, sauf si le milieu est fortement perturbé : dans ce cas, ce sont les individus les plus jeunes qui migrent.

Les dégâts aux plants forestiers sont assez semblables à ceux du campagnol des champs : ils consistent en des écorçages du collet, parfois le long de la tige jusqu'à quinze centimètres de hauteur. Les racines peuvent être consommées ou les plants sectionnés au niveau du collet. De façon générale, le campagnol agreste préfère les feuillus aux résineux.

Les dégâts commencent à devenir sensibles lorsqu'un niveau critique de population est atteint, en général, en période de disette ou en début d'hiver.

2.2.2 - *Le campagnol roussâtre*

Le campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*) est également familier des milieux fermés, broussailleux, mais il s'accommode aussi des milieux plus ouverts : en fait, il n'a pas de préférence marquée (Ducourtieux *et al.*, 2002). Il laisse peu d'indices de présence sur le terrain, juste quelques discrètes galeries.

Même s'il est presque aussi prolifique que le campagnol agreste, son domaine vital est deux fois plus vaste, ce qui réduit d'autant plus les possibilités de fluctuations de populations.

Bon grimpeur, il peut atteindre les branches jusqu'à cinq mètres de hauteur, et consommer écorce, bourgeons et jeunes pousses ; néanmoins, les attaques sur les plants restent superficielles : l'aubier n'est pas touché. La survie du plant dépendra alors de sa vigueur et de l'importance de l'écorçage.

Son impact reste limité (Baubet, 2005).

2.2.3 - *Les mulots sylvestres et à collier*

Les mulots sylvestre et à collier (*Apodemus sylvaticus* et *A. flavicollis*) sont généralement associés à des milieux forestiers ouverts. Leur mobilité est élevée à l'intérieur d'un territoire beaucoup plus grand que celui du campagnol agreste, et de grands mouvements de populations peuvent survenir en cas d'appauvrissement de la ressource alimentaire.

Les dégâts de ces deux mulots consistent en des consommations sans conséquence des bourgeons et des jeunes pousses, et surtout de consommation de semences forestières, qu'ils accumulent dans des caches qu'ils aménagent. Ce comportement favorise d'ailleurs la dissémination des semences, puisqu'il n'est pas rare qu'elles germent à l'intérieur des réserves.

3 - **Caractéristiques générales des dégâts**

Il est habituellement difficile d'identifier avec certitude l'origine exacte d'un dégât de microrongeurs, d'autant que différentes espèces sont fréquemment associées à un même milieu. Le tableau 1 regroupe tous les signalements des différentes espèces ou présumés tels, qui ont été enregistrés dans la base du DSF. La surface n'étant pas systématiquement renseignée lors d'un constat de dégâts, il s'agit d'une évaluation *ab minima*.

Les feuillus sont largement majoritaires dans le « tableau de chasse » des microrongeurs: le hêtre, les chênes et les feuillus précieux figurent parmi les essences les plus touchées durant les trois premières saisons de végétation (Baubet, 2005). Les seuls dégâts importants sur résineux se retrouvent sur pin maritime dans les Landes, sur épicéa dans le Jura et sur mélèze.

Essences	Nombre de signalements	Surface atteinte (ha)
Hêtre	132	568
Chênes rouvre et pédonculé	127	1044
Chêne rouge	62	186
Frêne commun	43	119
Merisier	38	61
Épicéa commun	26	77
Pin maritime	25	185
Érable sycomore	25	45
Mélèze d'Europe	21	34
Peupliers interaméricains	23	55
Autre	195	543

Tableau 1 : signalements de dégâts de microrongeurs en France de 1989 à 2005 (Source : DSF)

Cette relation entre dégâts forestiers de rongeurs et plantations de feuillus peut également être suivie au cours du temps : l'évolution des itinéraires sylvicoles, qui ont privilégié la régénération naturelle et les résineux ces dernières années, peut être à l'origine de la récession du nombre de signalements de dégâts causés par les microrongeurs.

Les dommages au collet, au tronc et aux racines représentent la quasi-totalité des organes de l'arbre touchés (Figure 3), ce qui montre, sans les individualiser, la responsabilité des campagnols des champs, terrestre et surtout agreste dans la majeure partie des attaques. Les attaques se trouvent éparpillées dans les parcelles : rares sont les attaques pour lesquelles on assiste à des mortalités généralisées (Baubet, 2005).

La caractérisation des dégâts par organes affectés ne permet pas une identification des ravageurs les plus fréquents dans la mesure où les différentes espèces de rongeurs ont des comportements similaires ou se recoupent. En fait, le piégeage est la seule identification certaine des rongeurs. Un suivi des populations de rongeurs forestiers dans le Nord-Est par cette méthode a montré à la fois l'importance de la cohabitation entre les espèces et la prépondérance du campagnol agreste dans les milieux authentiquement forestiers. (Ducourtieux *et al.*, 2004)

La répartition des dégâts de microrongeurs en forêt montre une concentration des problèmes dans le Nord-Est sur feuillus et dans une moindre mesure en Aquitaine sur résineux.

4 - Les méthodes de lutte

La difficulté de mise en place d'une lutte efficace contre les ravageurs rongeurs vient de ce que les dégâts ne relèvent pas seulement de l'infestation du milieu touché, comme c'est généralement le cas pour les insectes ravageurs et les pathogènes, mais du niveau global des populations du secteur dans lequel se trouve ledit milieu. Cette particularité est la conséquence de la capacité de déplacement massif de la part des populations et de leur adaptation à un continuum de milieux. En effet, le campagnol roussâtre, espèce préférant les milieux fermés, peut aussi habiter les haies, et les espèces de milieu ouvert peuvent se reporter sur les milieux fermés ou semi-ouverts (bocage) en cas de pullulations et de disettes. Cette méconnaissance des dynamiques de populations entre différents types d'habitat limite l'efficacité d'une stratégie de lutte intégrée (Delattre *et al.*, 1992).

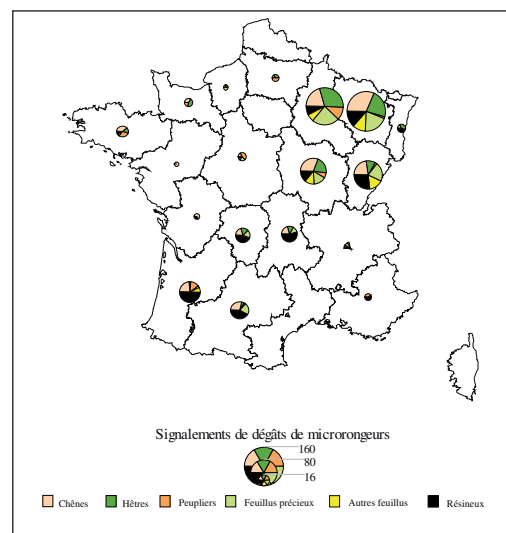


Figure 3 : signalement de dégâts de microrongeurs entre 1989 et 2005 (source : DSF)

4.1 - Mesures préventives

Dans les secteurs à risque où ont déjà été signalés des dégâts de rongeurs, il convient d'essayer d'anticiper ce risque. Cela passe par une détection automnale des indices de présence de ces ravageurs : orifices de galeries, crottes fraîches, brindilles grignotées, coulées de passage dans la végétation, taupinières, etc., afin d'essayer de déterminer l'espèce, le niveau d'infestation, et, in fine, le risque de dégâts hivernaux. La dangerosité n'est cependant pas facile à évaluer et, d'autre part, des traces de rongeurs décelables signifient souvent qu'une population importante est déjà en place.

Lorsque le risque est clairement identifié, plusieurs comportements peuvent prévenir les dommages de microrongeurs. Ainsi, certaines pratiques sylvicoles favorisent les rongeurs, en modifiant le milieu à leur profit. Il convient donc d'éviter dans la mesure du possible :

- la couverture du sol, par paillage ou par andains, qui fournit un abri aux rongeurs ;
- le labour du sol en profondeur, qui forme des galeries suivies par le campagnol terrestre ;
- le giro-broyage, qui même s'il réduit dans un premier temps la végétation, favorise dans un second temps une repousse plus vivace et plus touffue, ce dont s'accommode très bien le campagnol agreste ;
- la proximité immédiate de terres agricoles ;
- les chemins enherbés qui favorise la circulation des rongeurs entre les parcelles.

Certaines techniques en revanche permettent de limiter les dégâts :

- l'encouragement de la prédation, qui consiste à limiter la régulation des renards et des mustélidés, à laisser des arbres qui servent de sites d'affût aux buses, à dégager la végétation en fin d'automne, afin que les rongeurs soient plus facilement repérables par leurs prédateurs tout au cours de l'hiver ;
- l'organisation du parcellaire, de telle façon que la parcelle plantée une année ne jouxte pas immédiatement celles plantées les années précédentes, ce qui aiderait ainsi une population à se maintenir dans une même zone par des déplacements de proche en proche ;
- le report de la plantation jusqu'en mars, pour éviter les dégâts hivernaux, voire le report d'une année supplémentaire ;
- le recours à la régénération naturelle, dans laquelle les dégâts, s'ils existent bien, ne menacent pas le peuplement et passent même inaperçus ;
- l'aménagement du biotope des rongeurs de façon à le leur rendre inhospitalier : une plantation sur sol nu garantira l'absence de petits rongeurs forestiers pendant le premier hiver, s'il ne neige pas. L'effet des herbicides est cependant moins avéré.

Dans certains pays européens sont vendus des plants dont les racines sont protégés du campagnol terrestre par un panier de fil de fer (OEPP, 1998), mais cette pratique reste marginale, et peut poser par la suite des problèmes de conformation racinaire.

4.2 - Les difficultés de la lutte curative

La lutte curative contre les microrongeurs est forcément destructive : les techniques répulsives ne permettent pas en plantation forestière de résoudre de façon satisfaisante les attaques dues aux microrongeurs.

La lutte biologique, peu efficace, délicate techniquement, et risquée pour l'environnement (lâcher de prédateurs indigènes ou exogènes) ou pour la santé publique (lutte bactériologique), est difficilement applicable aux microrongeurs (Pascal, 1993 ; Pascal, 1998). Lorsque les dégâts sont déjà constatés, la seule action efficace dans le cadre d'une lutte intégrée est de faciliter la prédation naturelle afin de précipiter l'effondrement des niveaux de population des ravageurs. Néanmoins, il ne paraît pas acquis que la prédation, même favorisée, puisse enrayer l'émergence d'une nouvelle pullulation (OEPP, 1998).

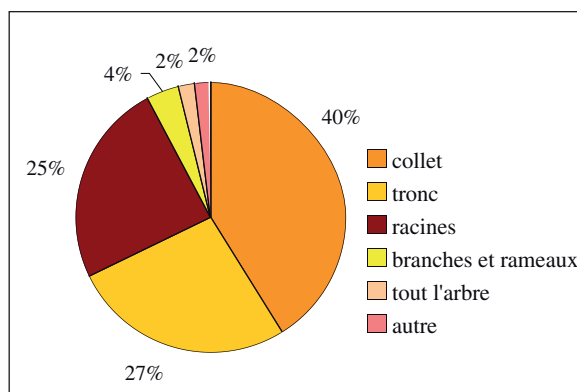


Figure 4 : Organes affectés par les dégâts de microrongeurs (source : DSF)

La lutte chimique en forêt n'est pas acceptable, au regard du risque écologique qu'elle ferait peser sur les autres animaux et de son peu d'efficacité (les populations recolonisent très vite le milieu). D'autre part, l'utilisation de cette technique pourrait à terme amener une perturbation imprévisible non souhaitable des cycles naturels des populations de rongeurs forestiers.

Dans les reboisements de terrains agricoles, la lutte chimique est tolérée à condition qu'elle vise des ravageurs clairement identifiés. Dans le cas du campagnol terrestre en France, la lutte est menée à partir de spécialités à base d'un anticoagulant, la bromadiolone. Elle est encadrée par l'arrêté du 4 janvier 2005 qui impose, entre autres :

- la préparation d'appâts par une personne spécialisée ;
- l'exécution du traitement par des groupements de défense contre les organismes nuisibles encadrée par le Service Régional de la Protection des Végétaux ;
- l'avertissement préalable en mairies ;
- un seuil d'infestation au-dessus duquel il n'est plus permis de traiter, sans possibilité de dérogation.

Concrètement, les appâts humides (à base de carottes et teintés en rouge) ou secs (à base de blé et teintés en bleu) sont insérés dans le sol à l'aide d'une charrue-taupe ou d'une canne-sonde, mais ne doivent en aucun cas être déposés à la surface du sol. Les performances de cette technique dépendra essentiellement de l'appétence des appâts (OEPP, 1998).

En dépit d'une relative efficacité, cette pratique reste néanmoins sujet à polémique, en raison des impacts qu'elle implique sur l'avifaune et les mammifères, par intoxication primaire (consommation directe des appâts) ou par intoxication secondaire (prédation des rongeurs intoxiqués, qui, en état de « mort lente » constituent des cibles faciles) (Pascal, 1998 ; Delattre *et al.*, 1999).

Des spécialités à base d'une autre matière active anticoagulante, la chlorophacinone, peuvent également être utilisés contre le campagnol des champs, le campagnol souterrain, le campagnol provençal ou les mulots, sans que leur utilisation ne soit encadrée par un texte réglementaire particulier autre que le code rural (article L. 254). En revanche, il n'existe pas de spécialité autorisée destinée à lutter contre le campagnol agreste.

En conclusion, hormis dans certains cas pour le campagnol terrestre, dont le mode de vie exclusivement souterrain permet une lutte plus ciblée, la difficulté de mise en place des appâts, leur consommation par une faune non cible, les variations de population et la rapidité des recolonisations, rendent la lutte chimique à la fois techniquement peu efficace et écologiquement dangereuse.

La lutte physique n'est intéressante que dans le cas où une faible population de campagnol terrestre commet des dommages sensibles dans une parcelle : le piégeage est alors efficace. Tout autre moyen (protection mécanique, manchons protecteurs, mise en défens) n'est pas viable économiquement.

Les anticoagulants

Les anticoagulants sont les rodenticides les plus communément employés pour l'élimination des rongeurs nuisibles en agriculture.

Une fois ingérés, ils interrompent le mécanisme de contrôle de coagulation du sang, ce qui entraîne des hémorragies internes mortelles. Il existe un antidote efficace en cas d'absorption accidentelle : la phytoménadione (vitamine K1), qui provoque la coagulation du sang.

On distingue deux catégories d'anticoagulants : la première génération de produits, dont fait partie la chlorophacinone, nécessite plusieurs prises en quelques jours pour être efficaces (effet cumulatif). La deuxième génération de produits, dont fait partie la bromadiolone, agit généralement dès la première prise, moyennant un temps de latence de quelques heures avant l'apparition des premiers symptômes.

L'utilisation intensive de ces molécules depuis leur découverte dans les années 1950 a amené des phénomènes de résistances qui risquent d'amener à terme des problèmes pour la régulation de ces ravageurs par voie chimique.

Bibliographie

- Baubet, O. (2005) Et si nous parlions des dégâts des microrongeurs... *Rendez-vous techniques de l'ONF* **7** : 46-50.
- Delattre, P. *et al.* (1992). La lutte contre les rongeurs en plantation de feuillus. Application des techniques de lutte intégrée. *Revue Forestière Française*, **XLIV** n° sp. 1992 : 91-98.
- Delattre, P. *et al.* (1999). Lutte chimique et Campagnol terrestre, mise au point du réseau scientifique Populations et paysages. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* **36** : 111-113.
- Dengler, K (1998). Auch Siebenschläfer schälen Rinde, ohne sie zu fressen. *AFZ/Der Wald* –**15** : 809-812.
- Ducourtieux, C. et Royer, P. (2004). *Bilan de cinq années de suivi des petits rongeurs forestiers*. La santé des forêts (France) 2002 : 64-69.
- Nageleisen, L.-M. (1995). *Les petits rongeurs forestiers : retour sur les années 1989-1994*. La santé des forêts (France) 1994 : 36-38.
- OEPP/EPPO (1998) Directives sur la bonne pratique phytosanitaire : lutte contre les rongeurs pour la protection des cultures et dans les exploitations agricoles. *Bulletin OEPP/EPPO* **24**, 233-240.
- Pascal, M. (1993). Perspectives de lutte biologique contre les Rongeurs champêtres. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, **19** : 191-198.
- Pascal M. (1998). Lutte chimique, Campagnol terrestre, bavures et état d'âme : mise au point. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* **35** : 61-64.
- Rouland, P. (1991). La réintroduction du castor en France. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, **14** : 35-42.

➤..... IV - RÔLE DES RONGEURS EN ÉPIDÉMIOLOGIE

François Moutou

SFPEM, f.moutou@afssa.fr

Introduction

L'ordre des Rongeurs est le plus riche en espèces de tous les ordres de Mammifères contemporains. Plus de 2000 espèces recensées pour environ 45% de la diversité connue en font le groupe le mieux représenté. Comme les Rongeurs se répartissent sur tous les continents, sont présents dans de nombreux écosystèmes et atteignent parfois des densités de populations élevées, non seulement ils participent à de nombreux réseaux trophiques mais ils interviennent également dans beaucoup de cycles épidémiologiques. De taille petite à moyenne, ils ont des masses corporelles qui sont globalement comprises entre 5 grammes et 50 kilogrammes, le mode de la répartition pondérale spécifique se situant au-dessous de 100 grammes. Ils représentent les proies de nombreux Mammifères carnivores, mais aussi d'Oiseaux et de Reptiles. Leurs régimes alimentaires sont le plus souvent herbivores, granivores ou frugivores, parfois omnivores, quelques rares espèces étant plutôt insectivores. Depuis quelques millénaires les déplacements humains ont permis à plusieurs Rongeurs commensaux de devenir pratiquement cosmopolites, en colonisant même de très petites îles, inaccessibles sinon. Cette proximité des Rongeurs avec les activités humaines est à associer au fait que l'impact anthropique actuel sur les différents milieux encore peu modifiés rapproche directement de plus en plus de nombreuses espèces de Rongeurs soit des cultures, soit des animaux domestiques, soit des populations humaines. Les conséquences économiques et sanitaires n'en sont que plus importantes. Cette rapide revue en présentera quelques exemples, en commençant par de rapides rappels sur la biologie des Rongeurs. Quelques mots seront ensuite dits sur un ordre proche, celui des Lagomorphes.

1 - Les Rongeurs, rappels

Les quelques 2000 espèces de rongeurs contemporains se répartissent en deux ou trois grands rameaux naturels, selon que l'on distingue le modèle écureuil, le modèle rat et le modèle porc-épic ou que l'on fusionne les modèles écureuil et rat en un seul. Les positions d'attache respectives des muscles masticateurs sur le crâne et sur la mandibule représentent encore une des clefs de reconnaissance de ces sous-ordres (Sciuromorphes, Myomorphes et Hystricomorphes). La compréhension de la classification des Mammifères étant encore en évolution et les Rongeurs étant un des éléments importants de l'approche de cette classification, nous n'irons pas plus loin (Hartenberger, 2001). Les espèces françaises, qui ont récemment fait l'objet d'une synthèse (Le Louarn et Quéré, 2003), possèdent des représentants de quatre familles : castoridés, sciuridés, muridés et gliridés. Le castor européen (*Castor fiber*) est le seul représentant naturel de sa famille dans la zone paléarctique. La marmotte des Alpes (*Marmota marmota*) et l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) sont des sciuridés. Les plus nombreux sont les muridés avec les rats, souris, mulots, le hamster et les campagnols. Les gliridés rassemblent loir (*Glis glis*), lérot (*Eliomys quercinus*) et muscardin (*Muscardinus avellanarius*) et semblent représenter une famille assez ancienne, propre à l'Ancien Monde. Pour la faune française, il faut ajouter les espèces introduites (sciuridés et muridés) plus le ragondin (*Myocastor coypus*) sud-américain, unique représentant de la famille des myocastoridés du groupe des Hystricomorphes. D'autres espèces d'autres familles ont été introduites dans d'autres pays d'Europe (Mitchell-Jones *et al.*, 1999).

On trouve donc des Rongeurs dans tous les milieux européens, tempérés, forestiers, cultivés, pâturés, dulçaquicoles, méditerranéens, insulaires et même anthropiques. On comprend dans ces conditions les possibilités réelles d'interrelations avec des activités humaines et les conséquences possibles en termes d'impacts économiques et sanitaires.

Il faut néanmoins distinguer des espèces au rythme de reproduction assez lent et aux effectifs ou à la répartition, naturellement limités, qui ne peuvent avoir qu'un impact au pire local, de celles largement réparties et dont les densités peuvent atteindre des valeurs élevées. Le castor et la marmotte, même si ponctuellement leur présence peut causer quelques soucis, sont dans le premier cas. Les campagnols figurent dans le deuxième schéma. On peut d'ailleurs remarquer que le castor européen, l'écureuil roux, le hamster d'Alsace (*Cricetus cricetus*) et le muscardin sont sur la liste nationale des mammifères protégés de France (Arrêté ministériel du 23 avril 2007). Inversement, le rat musqué (*Ondatra zibethicus*)

et le ragondin, deux espèces introduites en Europe, sont listés parmi les espèces de gibier dont la chasse est autorisée et parmi les espèces susceptibles d'être classées nuisibles (arrêté ministériel du 30 septembre 1988). La marmotte des Alpes figure toujours sur la liste des espèces gibiers. C'est le seul Rongeur indigène dans ce cas. Tous les autres Rongeurs présents en France, indigènes comme introduits, ne figurent sur aucun document réglementaire, ce qui semble être un cas de figure unique, au moins pour les vertébrés terrestres français métropolitains. Toutes les espèces d'oiseaux, de reptiles et d'amphibiens recensées sur le territoire national figurent sur un texte ou sur un autre, textes issus du ministère chargé de l'environnement. La seule exception concerne l'existence de textes encadrant la lutte contre les ennemis des cultures, donc issus du ministère chargé de l'agriculture. Dans un arrêté ministériel du 31 juillet 2000, annexe B, figurent 10 espèces de rongeurs présents en France métropolitaine, dont le rat musqué et le ragondin. La taupe (Insectivore) les y rejoint ! Le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*), déjà mentionné dans ce premier texte, a droit à un arrêté ministériel spécifique en date du 4 janvier 2005 encadrant l'usage de la bromadiolone, un puissant et dangereux rodenticide anticoagulant.

Les conséquences des campagnes d'empoisonnement des Rongeurs, essentiellement à l'aide des anticoagulants, ne sont pas bien connues et ne sont surtout pas bien recherchées. On sait que ces molécules peuvent se retrouver en fin de chaîne alimentaire chez de nombreux prédateurs : mustélidés rares et protégés comme la loutre (*Lutra lutra*) et le vison d'Europe (*Mustela lutreola*), omnivores comme le sanglier (*Sus scrofa*), rapaces comme les busards (*Circus spp.*) et le milan royal (*Milvus milvus*). Cette dernière espèce a perdu une part considérable de ses effectifs européens, donc mondiaux, sans doute en grande partie en relation avec l'emploi massif de ces molécules. Le plus étonnant est de réaliser que dans ce que l'on appelle l'estimation des dégâts, il existe une grande confusion entre le coût des méthodes de lutte et l'évaluation contradictoire des dégâts. Autant le coût des méthodes de lutte est régulièrement mis en avant, autant il faut bien admettre que les préjudices réellement subis sont très rarement ou bien alors très grossièrement estimés (Moutou, 1997).

L'importance des Rongeurs dans le régime alimentaire de nombreux prédateurs et les adaptations respectives des uns et des autres face aux cycles de populations des diverses espèces représentent un thème de recherche classique, mais complexe, en écologie. Il n'est qu'évoqué ici (Butet et Spitz, 2001).

2 - Importance des Rongeurs en épidémiologie

Ce n'est peut-être pas un hasard si la souris domestique (*Mus musculus*) et si le cochon d'Inde (*Cavia porcellus*) sont devenus d'universels cobayes. Faciles à manipuler et à élever, se reproduisant rapidement (vrai pour la souris, moins vrai pour le cobaye), les rongeurs sont d'excellents supports pour de nombreuses études de biologie et de médecine. Sur le terrain, on a aussi découvert que beaucoup d'espèces dans diverses régions du monde, pouvaient jouer des rôles importants dans bon nombre de cycles épidémiologiques, que les agents pathogènes concernés soient des virus, des bactéries ou des parasites. En voici quelques exemples.

1.1 - La maladie de Lyme

Elle doit son nom au comté de Lyme, Connecticut, Etats-Unis, où elle a été décrite pour la première fois. Classiquement associée à une bactérie du genre *Borrelia*, *B. burgdorferi*, cette maladie est en fait à rapprocher de tout un complexe d'espèces bactériennes. Récemment la *Borrelia* responsable de la maladie de Lyme a en effet été scindée en une dizaine de « bonnes » espèces, ce qui a permis d'expliquer des incohérences apparentes observées dans la clinique de certains patients (Baranton *et al.* 2001). Ces incohérences sont maintenant associées à l'existence d'espèces différentes avec des tropismes (digestifs, respiratoires, nerveux,...) particuliers mais assez spécifiques de la souche bactérienne. Les Rongeurs interviennent dans le cycle de la maladie en permettant aux tiques, les vecteurs du germe, de se nourrir et de se multiplier. Le plus souvent les larves et les nymphes de tiques se nourrissent sur des Rongeurs, les adultes cherchent de plus grands mammifères, cervidés, carnivores ou homme ! Le niveau de densité et d'effectifs des populations actuelles de chevreuils (*Capreolus capreolus*) explique peut-être l'apparente recrudescence de la maladie. Il est aussi possible qu'une meilleure information dans les milieux médicaux ait permis d'accroître le nombre de diagnostics. Cliniquement, la maladie commence par des signes cutanés autour du site de morsure de la tique infectée source de la contamination et peut se poursuivre par une atteinte cardiaque et nerveuse. Elle peut devenir chronique

avec des signes d'asthénie (fatigue) marqués. Un traitement antibiotique est nécessaire. La maladie de Lyme se rencontre largement en Europe. C'est une maladie infectieuse mais non contagieuse, le malade ne peut pas transmettre la bactérie et donc une morsure de tique est nécessaire. La prévention passe par une bonne information des personnes exposées (forestiers, promeneurs, chasseurs) sachant qu'une morsure de tique ne devient dangereuse qu'au bout de 48h en moyenne. Une recherche régulière de tiques après une marche en forêt doit permettre d'éviter les mauvaises surprises.

1.2 - La peste

Il s'agit d'une autre maladie infectieuse bactérienne, mais contagieuse. Le germe responsable est *Yersinia pestis*. Si l'Europe est épargnée, on rencontre cette maladie en Asie, en Afrique et à Madagascar ainsi qu'en Amérique (nord et sud). Deux groupes de Rongeurs sont épidémiologiquement importants, les écureuils terrestres (sciuridés) et les gerbilles (muridés). La peste peut se transmettre par piqûre de puce (puces de Rongeurs) dans la forme bubonique, mais parfois aussi directement de malade à individu sain quand elle prend une forme pulmonaire, extrêmement grave. Aux Etats-Unis, où les écureuils terrestres (genre *Spermophilus*) et les chiens de prairie (genre *Citellus*) sont régulièrement touchés, on a aussi décrit des cas de transmission par morsure, en particulier quand des chats domestiques se contaminent auprès de Rongeurs malades, reviennent dans leurs foyers avec la bactérie et contaminent leurs propriétaires par morsure (Moutou 2004). Là aussi, le traitement, qui doit être précoce, est à base d'antibiotiques. En Europe, la meilleure prévention possible consiste en un contrôle effectif des introductions des Rongeurs exotiques aux frontières. Aux Etats-Unis, on conseille surtout de mettre un collier anti-tiques aux chats vagabonds et de les garder à la maison si une épizootie est annoncée localement chez les Rongeurs.

1.3 - La fièvre de Hantan

La fièvre de Hantan ou Hantavirose a également été appelée fièvre coréenne à syndrome rénal. Il s'agit d'une maladie virale, infectieuse et contagieuse (c'est à dire transmissible), présente chez de nombreuses espèces de Rongeurs, sur pratiquement tous les continents. Il s'agit d'une fièvre hémorragique avec une atteinte rénale régulière. On a depuis identifié des formes respiratoires (atteinte pulmonaires) en Amérique. Elle a été découverte lors de la guerre de Corée par l'armée américaine, dans sa forme grave avec syndrome rénal. Le nom de la maladie vient de la rivière Hantaan, qui sépare les deux Corée. Le réservoir asiatique local est le mulot *Apodemus agrarius*. La maladie existe sous une forme moins grave en Europe occidentale et les campagnols roussâtres (genre *Clethrionomys*) sont alors le réservoir. En Amérique du nord, les formes respiratoires correspondent à des souches virales portées, entre autres, par les souris à pattes blanches (genre *Peromyscus*). Le souche la plus cosmopolite, nommée « Séoul », est hébergée par le rat surmulot (*Rattus norvegicus*), également cosmopolite. En dehors de ce cas, ce qu'il est intéressant de constater, c'est la bonne concordance phylogénétique observée entre les souches virales et les espèces de Rongeurs concernées dans chaque région du monde (Yates *et al.*, 2002). Il existe une petite zone d'endémie au niveau du massif des Ardennes, belges et françaises, avec des cas humains recensés tous les ans. Le virus est assez résistant dans les poussières et donc à la sécheresse. Classiquement excrété par l'urine des campagnols roussâtres (*C. glareolus*), il peut survivre dans une maison forestière ou sous un tas de bois. Dans un bâtiment longtemps resté fermé, il vaut mieux passer l'aspirateur que balayer car le mouvement du balais risque de mettre en suspension des particules virales que l'on pourrait alors inhaler. Comme c'est une maladie virale, le seul traitement adapté est symptomatique. Il n'y a pas de vaccin.

1.4 - L'échinococcose alvéolaire

C'est une maladie parasitaire due à la larve du ténia *Echinococcus granulosus*. Ce petit ténia se trouve, adulte, dans l'intestin grêle de plusieurs espèces de Carnivores comme le renard roux (*Vulpes vulpes*), ainsi que chez le chien et le chat domestiques. Il ne mesure que quelques millimètres de long, est composé que moins de 10 anneaux et n'est pratiquement pas visible à l'œil nu. Près des trois-quarts des renards examinés en France dans la zone de présence de la maladie (le grand quart Nord-Est plus le Massif Central et le Nord des Alpes) hébergent le ténia. Inversement, il est beaucoup plus rare de trouver la larve, chez un campagnol, du genre *Arvicola* ou *Microtus* le plus souvent. Les campagnols se contaminent en consommant des végétaux souillés par les déjections de renards et contenant des œufs du ténia. Cette différence entre le grand nombre de renards contaminés et le petit nombre apparent de

Rongeurs concernés intrigue les parasitologues mais indique peut-être surtout que les renards sont de bien meilleurs piégeurs de campagnols. Dans ce cycle, l'homme joue le rôle du campagnol en hébergeant la larve après une contamination accidentelle par un ou des œufs du ténia. Les facteurs de risques associent vivre à la campagne, posséder un chien qui peut chasser les campagnols et une hygiène améliorable. Le traitement est chimique et/ou chirurgical mais c'est une maladie qui peut être grave car le parasite se développe le plus souvent dans le foie, parfois dans les poumons, plus rarement ailleurs.

3 - Méthodes de lutte

Cette petite revue de quatre exemple de maladies transmises par les Rongeurs associe en fait deux bactérioses, une virose et un parasitose. Seule la peste est absente d'Europe. On aurait encore pu citer les leptospiroses (bactéries), l'encéphalite virale à tiques ou la grande douve du foie, parasitose liée aux bovins et aux ovins mais qui peut aussi boucler son cycle avec les rats (*Rattus*) et le ragondin. L'idée n'était pas d'être exhaustif mais d'illustrer les schémas les plus classiques. A partir du moment où les maladies et leurs cycles sont connus, la meilleure prévention consiste le plus souvent par faire en sorte que l'homme (et/ou les animaux d'élevage) ne croise(nt) pas ces cycles. Cela passe par de l'information, des mesures simples de bon sens, d'hygiène et de prévention, plus rarement par une lutte active directe contre les espèces réservoirs. Quand on pense aux nombres de mustélidés, de renards et de rapaces qui ont été et sont toujours empoisonnés « accidentellement » par les campagnes de lutte contre les campagnols, on ne peut qu'être perplexe devant les logiques suivies. Quand on se souvient que l'essentiel des espèces de mustélidés sont classables nuisibles en France, il est tout autant difficile de comprendre comment on imagine contrôler ces mêmes espèces de Rongeurs. Il resterait à discuter des cycles de populations des espèces de campagnols. On sait juste que certains aménagements du territoire leur ont été plus favorables que défavorables. En fin de compte, on espère surtout qu'il n'y aura pas que des perdants.

4 - Les Lagomorphes

A côté de l'ordre des Rongeurs, l'ordre des Lagomorphes paraît bien modeste avec un peu moins d'une centaine d'espèces seulement. Les deux familles actuelles rassemblent respectivement lapins et lièvres d'un côté, pikas de l'autre. Comme il n'y a plus de pika en Europe, nous n'en dirons rien de plus. Le dernier connu, *Prolagus sardus*, aurait disparu de Sardaigne au XVIII^e siècle. Il a disparu de Corse plusieurs millénaires auparavant. Les léporidés regroupent lièvres et lapins, tous les lièvres étant réunis dans le genre *Lepus* alors que les lapins se partagent plusieurs genres. Les premiers se distinguent des suivants par le stade avancé des nouveau-nés, très développés et rapidement sevrés ainsi que par le fait que seuls les lapins creusent de vrais terriers. Le lapin européen est *Oryctolagus cuniculus* et les lièvres européens sont peut-être six. Leur systématique est en constance évolution. On admet en effet les espèces suivantes actuellement : *Lepus capensis* (Sardaigne), *L. castroviejo* (Monts cantabriques, Espagne), *L. corsicanus* (Italie, Corse), *L. europaeus* (Europe continentale), *L. granatensis* (péninsule ibérique) et *L. timidus* (Alpes, îles britanniques et Europe du Nord).

Gibiers très populaires ils ont fait et font l'objet de nombreux déplacements de populations, voire d'introductions (espèces exotiques), pas toujours bien coordonnés. L'histoire de la myxomatose du lapin de garenne, en fait un virus des lapins américains du genre *Sylvilagus*, est un classique du genre, d'avant les règles actuelles dites de « biosécurité ». L'introduction du virus en France, et en Europe, date de 1952. La myxomatose ne passe pas à l'homme, ni au lièvre d'ailleurs. Une autre maladie virale des léporidés (lièvre et lapin) est due à deux calicivirus assez proches, responsables de la maladie hémorragique virale du lièvre et de celle du lapin. Ces deux nouvelles entités ont émergé à la fin des années 1980 en Europe et leur point de départ réel n'est pas vraiment élucidé. Le virus du lapin a été un vrai souci économique en élevage et a pratiquement fait le tour du monde avec les échanges commerciaux liés à la cuniculiculture. L'impact des deux virus dans les populations sauvages et chassées a été plus délicat à estimer. La seule maladie des Lagomorphes qui puisse réellement poser un problème sanitaire est la tularémie, maladie bactérienne, infectieuse et contagieuse, propre au lièvre brun (*L. europaeus*) en France. Le germe se nomme *Francisella tularensis*, du comté de Tulare en Californie, Etats-Unis, où la maladie a été décrite initialement. Les lièvres meurent de la maladie dont le germe est capable de traverser une peau saine, ce qui n'est pas la règle en bactériologie. Cela veut dire aussi qu'il est

facile pour une personne de se contaminer en ramassant un lièvre infecté. Chez l'homme, la première lésion est un gonflement du ganglion le plus proche de la voie d'entrée. La maladie peut prendre une forme chronique si elle n'est pas reconnue et traitée à temps (antibiothérapie). Les mesures de prévention associent surtout une bonne information dès la connaissance d'un cas dans une région, à un bon système d'épidémiologie appliqué à la faune sauvage.

5 - Conclusion

Cette rapide revue de quelques exemples de maladies dans lesquelles les Rongeurs et les Lagomorphes peuvent jouer un rôle épidémiologique illustre les multiples approches possibles de la mammologie. La grande diversité des écosystèmes fréquentés par les Rongeurs, leur importance réelle dans tant de chaînes alimentaires, tout concourt à les placer en position clef dans les cycles épidémiologiques de nombreuses maladies, y compris des zoonoses. La meilleure cohabitation possible Homme – Rongeurs passe par une bonne connaissance des risques associée à une bonne information auprès des personnes qui sont conduites à les rencontrer.

Remerciements

Mes sincères remerciements vont à Laurent Tillon pour son enthousiasme dans l'organisation délicate de ce colloque et à toute l'équipe de Rambouillet et de la SFEPM qui ont su l'épauler avec efficacité, compétence et bonne humeur.

Bibliographie

Baranton G., Seinost G., Theodore G., Postic D., Dykhuizen D. – Distinct levels of genetic diversity of *Borrelia burgdorferi* are associated with different aspects of pathogenicity. *Res. Microbiol.*, 2001, **152** (2), 149-156.

Butet A. & Spitz F. (2001) Campagnols cycliques : un demi-siècle de recherches. *Terre et Vie* **56** (4) : 353-372.

Hartenberger J.-L. (2001) *Une brève histoire des mammifères. Bréviaire de mammalogie*. Belin – Pour la Sciences. Paris, 287p.

Le Louarn H. et Quéré J.-P. (2003) *Les Rongeurs de France*, 2 édition. INRA, Paris, 256p.

Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Krystufek B, Rieinders PJH, Spizenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralik V, Zima J. ed. (1999) *The Atlas of European Mammals*. T & AD Poyser and Academic Press, London.

Moutou F. (1997) Mammifères aquatiques introduits en France. Risques et conséquences. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **344/345** : 133-139.

Moutou F. (2004) Note de lecture : Une zoonose aux USA, la peste chez la chat. *Le Nouveau Praticien Vétérinaire*, n° **18** : 58.

Yates *et al.*, (2002) The ecology and evolutionary history of an emergent disease: Hantavirus Pulmonary Syndrome. *Bio Science* 52 (11): 989 - 998.