

RÉPARTITION EN FRANCE D'UN ANIMAL DE COMPAGNIE NATURALISÉ, LE TAMIA DE SIBÉRIE (*TAMIAS SIBIRICUS*)

Jean-Louis CHAPUIS¹

SUMMARY. — *Distribution in France of a naturalized pet, the Siberian Chipmunk* (*Tamias sibiricus*). — The Siberian Chipmunk (*Tamias sibiricus*) has been sold in pet shops of various European countries since the 1960's, and voluntarily released in the wild since the 1970's. In 2000, I held a national inquiry of the wardens of the National Forests Office. The results of this survey, supplemented by other sources, showed the presence of seven populations established in suburban forests and in urban parks of the Région Ile-de-France, and of three populations established in forests of the Région Picardie. Some of these populations number several thousands of individuals. Their origin may be related to deliberate introduction of a presumably low number of individuals, introduced by owners. The only exception is the Villers-Carbonnel (Picardie) population, where about 30 individuals escaped from a pet shop. Some populations seem to spread out at a rate of 200 to 250 m per year, at least during the first decades following their introduction. Weekly censuses on strip-transects were done on one population (Meudon, Hauts-de-Seine), between March 2000 and February 2004. In 2002, 15 adults were marked with ear tags and followed between April and October. These observations, along with observations from other studies in the species native area, in other European countries, or in captivity, allowed me to list the principal features of the life history of *T. sibiricus*, and to discuss the potential of this introduced squirrel to become an invasive species on the French territory.

RÉSUMÉ. — Apparu dans les animaleries de différents pays européens au cours des années 1960, le Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*), Sciuridé originaire d'Asie, a été lâché dans la nature à la fin des années 1970. Une enquête nationale lancée en 2000 auprès des agents de l'Office National des Forêts, complétée par diverses autres informations, a permis de recenser sept populations implantées dans des forêts périurbaines et des parcs urbains de la Région Ile-de-France, et trois populations dans des forêts de la Région Picardie. Certaines de ces populations comptent actuellement plusieurs milliers d'individus. Leur présence est liée à l'introduction délibérée d'un nombre inconnu, mais probablement réduit dans chaque cas, d'individus dont la compagnie lassait leurs propriétaires. Seule la population située à Villers-Carbonnel (Picardie) provient d'une trentaine de tamias échappés d'un élevage. Sur certains sites, la vitesse de colonisation est comprise entre 200 et 250 m par an au cours des premières décennies ayant suivi l'introduction. La population de la forêt de Meudon (Hauts-de-Seine) a fait l'objet de dénombrements hebdomadaires, sur itinéraire-échantillon, de mars 2000 à février 2004. En 2002, 15 adultes marqués avec une bague auriculaire identifiable à distance ont été suivis d'avril à octobre. Ces observations et celles provenant de travaux effectués sur son aire d'origine, dans d'autres pays européens ou en captivité, permettent de cerner ses principaux traits d'histoire de vie et de disposer d'éléments permettant d'analyser sa propension à devenir une espèce envahissante en France.

L'accroissement des déplacements humains et des transports au XX^e siècle est à l'origine de l'augmentation du nombre et de la fréquence des introductions délibérées ou fortui-

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, Unité ISB 2699 et UMR 6553 (Univ. Rennes I-CNRS), 36, rue Geoffroy Saint-Hilaire, 75005 Paris. E-mail : chapuis@mnhn.fr

tes d'espèces à l'échelle mondiale (di Castri, 1989 ; Everett, 2000). Les organismes en cause ne réussissent pas systématiquement à s'adapter aux conditions de leur nouvel environnement puisque sur 100 espèces introduites, environ 10 s'implantent de façon durable et une seule prolifère avec un impact perceptible sur les communautés et les écosystèmes (Williamson, 1993 ; Williamson & Fitter, 1996). Malgré ce faible taux de succès, l'ampleur des conséquences négatives des introductions sur la biodiversité a suscité l'intérêt de la communauté scientifique et donné lieu, depuis la publication d'Elton (1958), à de nombreuses synthèses, en particulier sur les systèmes insulaires (Williamson, 1981).

La formulation du problème en termes d'invasion biologique, affectant l'ensemble de la planète, date de 1982 avec le lancement du programme international *Biological Invasions : a Global Perspective* (Drake *et al.*, 1989). L'objectif était d'analyser les caractéristiques des espèces envahissantes et de déterminer la capacité des systèmes écologiques à leur résister, afin de pouvoir agir préventivement et de disposer de moyens efficaces de contrôle. L'UICN (2000) considère une espèce allochtone comme envahissante si elle est un « *agent de changement et menace la diversité biologique indigène* » d'écosystèmes ou d'habitats naturels ou semi-naturels.

Les nombreuses rétrospectives historiques consacrées aux introductions ont montré que le caractère invasif d'une espèce est susceptible de s'exprimer tardivement, voire de considérablement évoluer dans le temps et de varier d'un site à l'autre (Pascal *et al.*, 2003). Par ailleurs, aux anciennes motivations à l'origine d'introductions délibérées, l'agriculture et l'élevage, la chasse et la pêche, l'amélioration du cadre de vie et les activités ludiques, sportives, etc. (Peters, 1977), s'ajoute, depuis une trentaine d'années, l'engouement pour les « Nouveaux Animaux de Compagnie » (NAC), parmi lesquels dominent des reptiles, des arachnides, des rongeurs. Évadés ou volontairement libérés par leurs propriétaires, ces animaux de compagnie peuvent constituer des populations marronnes dans le milieu naturel. Ces espèces, souvent discrètes pendant leur phase d'installation, ne suscitent que rarement l'intérêt des naturalistes, tout au moins au début de leur colonisation. Ainsi, le *Tamias* de Sibérie (*Tamias sibiricus*), apparu dans les animaleries d'Europe à partir des années 1960 et observé dans la nature dès la fin des années 1970, n'est pas mentionné en France par Mitchell-Jones *et al.* (1999) dans leur ouvrage *The atlas of European mammals*, bien que des populations soient présentes sur le territoire français depuis deux décennies.

Une enquête nationale a été lancée en 2000 afin de pallier cette méconnaissance de l'histoire de l'introduction et de l'évolution de la répartition spatiale de ce Rongeur allochtone. Elle est complétée par l'étude d'une population installée en région parisienne afin de cerner quelques caractéristiques de l'histoire naturelle du *Tamias* de Sibérie dans un de ses écosystèmes d'accueil. En préalable, une synthèse de ses caractéristiques biologiques et écologiques est présentée pour disposer d'éléments utiles à la discussion sur les capacités de l'espèce à se développer sur notre territoire.

ÉLÉMENTS D'HISTOIRE NATURELLE DU TAMIA DE SIBÉRIE

Tamias sibiricus (Laxmann, 1769) appartient à la famille des Sciuridés. Si le nom français généralement admis par les spécialistes est *Tamias* de Sibérie, il est souvent appelé « Rat » ou Ecureuil de Corée ou encore Ecureuil du Japon du fait de l'origine des animaux vendus dans les animaleries. Depuis les travaux de Levenson *et al.* (1985), le genre *Eutamias* Trouessart, 1880, auquel appartenait l'espèce *sibiricus*, est mis en synonymie avec le genre *Tamias* Illiger, 1811. Selon Wilson & Reeder (1993), ce dernier genre contient 25 espèces, toutes nord ou centre-américaines à l'exception de *T. sibiricus*. Dans cet ensemble, selon Levenson *et al.* (1985), *T. sibiricus* serait phylogénétiquement proche de *Tamias striatus* (Linné, 1758), le *Tamias* rayé.

Neuf sous-espèces ont été différenciées chez *T. sibiricus* sur sa vaste aire de répartition 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 (Ogney, 1940). D'après Freye (1975), entre 1850 et le début du XX^e siècle, l'aire de répartition du *Tamias* de Sibérie s'est étendue vers l'ouest, de l'Oural à la mer Blanche. Les

premiers individus introduits en France dans les années 1970 appartiendraient à la sous-espèce présente en Corée, *T. sibiricus orientalis* Bonhote, 1898.

Le pelage du dos, brun mêlé de gris, comporte cinq raies noires ou marron foncé. De 13 à 15 cm de longueur de corps, pour un poids adulte de 80 à 125 g, une queue de 10 à 11 cm à dominance de gris, avec deux raies noires latérales de chaque côté et une centrale, ce rongeur ne présente pas de dimorphisme sexuel. *T. sibiricus*, comme *T. striatus*, se caractérise par la présence de grandes abajoues lui permettant de stocker de la nourriture (Freye, 1975).

Dans son aire d'origine, les forêts de conifères, les forêts mixtes avec sous-bois et les bosquets en bordure de champs constituent les habitats préférentiels du *Tamias* de Sibérie (Freye, 1975). Un terrier à une entrée, de 5 cm de diamètre, de 1 à 2 m de longueur, allant jusqu'à 1,5 m de profondeur, lui sert de refuge, de lieu de mise-bas, de site d'hibernation et de garde-manger selon les saisons (Freye, 1975 ; Kawamichi, 1989). Son nid est généralement constitué de feuilles sèches, coupées grossièrement, rarement de mousses et de graminées sèches (Kawamichi, 1989).

Diurne, il se déplace principalement au sol, mais explore aussi la canopée des arbres (Kawamichi, 1980). Comme chez *T. striatus* (Dunford, 1972 ; M. Humphries, com. pers.), une baisse d'activité est observée chez *T. sibiricus* au cours de l'été (Geinitz, 1980 ; présent article). En hiver, il peut hiberner 5 à 6 mois dans les régions froides de son aire de répartition, interrompant son sommeil épisodiquement pour absorber de la nourriture stockée dans la chambre de son terrier (Freye, 1975). En conditions tempérées, la période d'hibernation est plus courte, (Jaeger, 1969, 1974 ; C. Joiris, com. pers.). Selon Freye (1975), les tamias passent leur sommeil hivernal par couples ; ceci semble conforté par l'observation en novembre 2001 de deux individus présents dans un nichoir à oiseaux dans le Parc Henri Sellier (Hauts-de-Seine) (S. Bertrand, com. pers.). Toutefois, les travaux approfondis de Kawamichi (1996) au Japon montrent au contraire que les individus hibernent seuls dans leur terrier, les femelles adultes entrant en hibernation les premières, suivies par les mâles adultes, les jeunes femelles puis les jeunes mâles. Au printemps, les mâles sortent d'hibernation environ trois semaines avant les femelles.

Les caractéristiques comportementales de cette espèce (organisation sociale, occupation de l'espace, dispersion des jeunes, etc.) demeurent peu documentées, excepté par les observations de Kawamichi (1989, 1996). D'après cet auteur, le *Tamias* de Sibérie, tout comme le *Tamias* rayé (Elliott, 1978), est un animal solitaire, dont l'activité est centrée autour du terrier. Toutefois, ces deux espèces diffèrent : si *T. striatus* montre une assez grande fidélité à son terrier (Elliott, 1978), fidélité se renforçant avec l'âge (Yahner, 1978), *T. sibiricus* en change fréquemment. Selon Kawamichi (1989), tous les mâles ($n = 27$), ainsi que 95,7 % des femelles ($n = 46$) quittent leur terrier d'hibernation au printemps, un peu plus tardivement pour les femelles. En moyenne, les mâles changent de terrier tous les 2 à 19 jours ($7,7 \pm 2,2$ jours, $n = 9$), les femelles non gestantes tous les 2 à 14 jours ($3,8 \pm 0,9$, $n = 18$), et les femelles gestantes tous les 19 à 63 jours ($36,8 \pm 3,4$, $n = 12$). Ces dernières utilisent préférentiellement de nouveaux terriers (16 sur 20 observations), contrairement aux mâles qui fréquentent des terriers abandonnés par d'autres individus. Durant la période d'élevage au nid (6 à 8 semaines), les femelles déplacent leurs jeunes dans d'autres terriers, parfois à plusieurs reprises.

Au Japon, de septembre à novembre, le domaine vital des mâles résidents ($68,3 \pm 3,7$ ares ; $n = 22$) est significativement plus grand que celui des femelles de même statut ($39,3 \pm 3,3$ ares ; $n = 39$) (Kawamichi, 1996). En Allemagne, à partir du suivi de 14 *T. sibiricus* au printemps et de deux en automne, Geinitz (1980) a obtenu des domaines vitaux compris entre 7 et 40 ares, valeurs comparables à celles estimées par Elliott (1978) chez *T. striatus* (20 à 40 ares). Pour les deux espèces, le chevauchement des domaines vitaux est important. Chez *T. sibiricus* au Japon, les surfaces fréquentées par les mâles incluent en moyenne $3,7 \pm 0,4$ ($n = 22$) terriers de femelles et $1,5 \pm 0,2$ ($n = 22$) terriers d'autres mâles (Kawamichi, 1996).

En captivité, les accouplements de *T. sibiricus* ont lieu de la première quinzaine de février à la première quinzaine d'août, avec deux pics, l'un principal en mars-début avril, et le second durant la deuxième quinzaine de juin (Blake & Gillett, 1988). Au Japon, dans le milieu naturel, ils ont lieu entre la mi-avril et la mi-mai (Kawamichi, 1989 ; Kawamichi &

Kawamichi, 1993). Une seconde portée dans la même année n'a pas été observée par ces auteurs. D'après Blake (1992), avant accouplement, les femelles en oestrus vocalisent, émettant des « chip » en série.

Après une gestation de $31,3 \pm 1,1$ jours en moyenne, les femelles, qui possèdent 4 paires de mamelles, donnent naissance en captivité à $4,4 \pm 1,6$ jeunes en moyenne, de 1 à 8 (n portées = 176) (Blake & Gillett, 1988). Elles ont une voire deux portées par an, la seconde étant significativement moindre que la première. Le nombre de jeunes varie également suivant l'âge des femelles, leur nombre étant inférieur chez les primipares. Au sevrage, le sexe-ratio n'est pas différent significativement de 1:1 ; mâles et femelles atteignent leur maturité sexuelle entre 8 et 11 mois (Blake & Gillett, 1988). Leur longévité est de 6 à 7 ans d'après Freye (1975), de 8 à 12 années en captivité d'après Gismondi (1991).

Nus et aveugles à la naissance, les jeunes demeurent 6 à 8 semaines dans leur terrier (Freye, 1975 ; Kawamichi & Kawamichi, 1993) ; en Europe, ils émergent en mai-juin et en septembre, puis se dispersent rapidement (C. Joiris, com. pers. ; présente étude). Chez *T. striatus*, les jeunes atteignent leur taille adulte à trois mois. Ils s'éloignent de leur terrier de naissance dans un délai de 2 à 4 semaines et s'installent à des distances variables selon les sexes et les caractéristiques du milieu : à 25 m en moyenne pour les femelles (de 8 à 41 m, n = 7) et 45 m pour les mâles (de 29 à 76 m, n = 6) selon Elliott (1978), à 85 m en moyenne pour les femelles (de quelques mètres à 350 m, n = 16) et à 345 m pour les mâles (de 50 m à plus de 700 m, n = 15) selon Loew (1999).

Sur son aire de répartition originelle, mais également en Europe, les densités de *T. sibiricus* sont localement importantes, pouvant atteindre plusieurs dizaines d'individus à l'hectare (Freye, 1975 ; C. Joiris, com. pers.). Selon Kawamichi & Kawamichi (1993), la mortalité durant la période d'hibernation est faible, 3,7 à 5,7 % selon les classes d'âge et de sexe, comparée à 47,9 % et 51,0 % respectivement pour les femelles et les mâles adultes du printemps à l'automne. Une forte mortalité hivernale a été cependant observée en Belgique par C. Joiris (com. pers.) au cours de l'hiver 1991-1992, en relation avec une faible productivité en glands et en faînes en 1991, la fluctuation de la production en glands intervenant également sur la reproduction des tamias l'année suivante (Kawamichi, 1980).

Le *Tamias* de Sibérie se nourrit principalement au sol mais aussi, occasionnellement, dans les arbres. Rongeur omnivore, son alimentation est constituée essentiellement de fruits secs (châtaigne, gland, faîne, noisette, akène du charme, samare de l'orme, fruit du tilleul...), de bourgeons, de baies, de fleurs et de graines de diverses espèces herbacées, d'insectes (larves et adultes de divers ordres) et de mollusques (Kawamichi, 1980 ; J.-L. Chapuis, non publié). Selon Freye (1975), il consomme également des champignons, et parfois des amphibiens, des reptiles, voire exceptionnellement des oeufs et des oisillons, comme l'ont également observé Kawamichi (1980) et Forstmeier & Weiss (2002). Au cours de l'automne, il enterre des aliments au hasard de ses déplacements, et surtout les entasse dans une chambre de son terrier. D'après Freye (1975), le poids de ses provisions est en moyenne de 2 kg, mais peut atteindre 6 kg.

Ses principaux prédateurs sur son aire d'origine sont les Mustélinés (*Mustela erminea*, *M. nivalis*, *Martes martes*), le Renard (*Vulpes vulpes*), et les rapaces diurnes, surtout la Buse variable (*Buteo buteo*) dont la nourriture en été, en Sibérie et à l'est de la Russie, comporte jusqu'à 30 % de tamias (Freye, 1975). En présence de prédateurs, en particulier lors de l'émergence des jeunes, les adultes émettent des cris courts, répétés et stridents.

Parmi ses parasites, peu étudiés, un seul nématode trichostrongle à cycle direct, *Brevistriata bergerardi* Durette-Desset, 1970 [= *B. skrjabini* Schulz et Lubimov, 1932], a été décrit (Durette-Desset, 1970, 1976) sur des individus en provenance de Corée. Ce parasite ne semble pas spécifique à *T. sibiricus*, car il a également été observé chez la sous-espèce *mantshuricus* de l'Ecureuil roux, *Sciurus vulgaris*, en Extrême-Orient soviétique (Schulz & Lubimov, 1932). L'autopsie de *Tamias* de Sibérie provenant de forêts d'Ile-de-France a permis de retrouver ce nématode et d'autres espèces de la famille des Capillaridés et des Trichuridés, ainsi que des protozoaires intestinaux (B. Pisanu, J.-L. Chapuis, non publié). Sur son aire d'origine, le *Tamias* héberge également une espèce de pou *Enderleinellus tamiasis* Fahrenholz, 1916 (Durdan & Musser, 1994) et de nombreuses espèces de puces, plus de 20 taxons mentionnés par Costa-Lima & Hathaway (1946) et Liu *et al.* (1986). D'après les données de ces auteurs, il est difficile d'affirmer que ces espèces soient des parasites pri-

maires (spécifiques) ou secondaires (provenant d'autres mammifères). Il s'agit de Cératophyllidés, incluant des Cératophyllinés (dont *Ceratophyllus tamius*, peut-être spécifique), des Leptopsyllinés et des Amphipsyllinés, de Cténophthalmidés et d'Hystrihopsyllidés. En forêt de Sénart (Essonne), en 2003, trois espèces de puces ont été trouvées sur *T. sibiricus*, la plus fréquente étant *Ceratophyllus (Monopsyllus) sciurorum*, Schrank, 1803, puce de l'Ecureuil roux (J.-C. Beaucournu, J.-L. Chapuis, non publié). Les autres Siphonaptères sont des contaminations écologiques typiques aux dépens du Mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) et du Campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*). Enfin, comme de nombreuses autres espèces de mammifères, le Tamia de Sibérie porte des tiques, notamment *Ixodes ricinus*, en forêt de Sénart (G. Vourc'h, J.-L. Chapuis, non publié), vecteurs potentiels de différentes bactérioses, dont *Borrelia burgdorferi*, et viroses (George, 2003).

SITE, MATÉRIEL ET MÉTHODES

ENQUÊTE DE RÉPARTITION

La répartition du Tamia de Sibérie dans les forêts françaises a été établie par analyse des réponses à une enquête adressée en janvier 2000 aux agents de l'Office National des Forêts de l'ensemble du territoire métropolitain et aux gestionnaires des parcs urbains, notamment en région parisienne.

Outre sa présence-absence actuelle ou passée, l'enquête demandait de préciser le lieu et l'année des premières observations, les types de formations forestières fréquentées, l'abondance estimée de l'espèce (rare et très localisée, rare mais répartie de façon homogène, abondante mais localisée, abondante sur l'ensemble du massif forestier), et des informations relatives à la fréquentation de ces forêts par le public (faible, moyenne, intense).

CINÉTIQUE D'UNE POPULATION EN RÉGION PARISIENNE

Site d'étude

A neuf kilomètres au sud-ouest de Paris, dans le département des Hauts-de-Seine, la forêt domaniale de Meudon couvre une superficie de 1 100 ha. Elle est soumise à un climat de type continental à tendance océanique, marqué par des étés chauds et des hivers peu rigoureux. Les chênes (*Quercus petraea*, *Q. robur*), traités en futaie, et le châtaignier (*Castanea sativa*), traité en taillis, sont les principales essences du massif forestier, installé sur des argiles à meulrières, des sables de Fontainebleau et des limons. Aux portes de Paris, cette forêt périurbaine accueille environ 4 millions de visiteurs par an (ONF, 2001).

Le suivi de la population de tamias a été réalisé sur la partie sud du massif, au lieu-dit « Le Tapis Vert », de part et d'autre d'une prairie de 50 m de large et de 600 m de long, bordée de deux allées plantées de tilleuls (*Tilia vulgaris*), en lisière de forêt.

Dénombrements sur itinéraire-échantillon

De mars 2000 à février 2004, des dénombrements hebdomadaires ont été effectués sur un itinéraire de 1 200 m de longueur et sur une bande de 50 m de largeur, correspondant à une surface d'environ 6 ha. L'itinéraire, constitué de deux tronçons de 600 m (zone 1 et zone 2), est parcouru le matin entre 8 h et 10 h (TU). Les tamias ont été dénombrés en continu sur l'itinéraire et, durant cinq minutes, sur 10 points fixes séparés d'une centaine de mètres.

Piégeages

En 2002, des piégeages au moyen de pièges Sherman® appâtés avec du beurre d'arachide ont été effectués les 26 et 29 mars, et le 19 juin. Les animaux capturés ont été sexés, pesés, marqués avec une bague auriculaire identifiable à distance, puis relâchés sur leur point de capture. Lors des dénombrements, les tamias marqués et identifiés ont été localisés par rapport à leur point de capture et par rapport à leur terrier présumé.

RÉSULTATS

RÉPARTITION EN FRANCE

L'analyse des 342 réponses, provenant de 77 départements, a révélé la présence de populations établies depuis plus d'une décennie, voire deux, dans cinq massifs forestiers dont quatre situés en Ile-de-France, les forêts de Sénart (Essonne), de Meudon (Hauts-de-Seine), de Versailles-La Minière, le bois régional de Verneuil (Yvelines), et une en Picardie, la forêt de la Haute Pommeraye (Oise). Des populations sont également installées dans trois parcs urbains des Hauts-de-Seine : le parc Henri Sellier (Plessis-Robinson), le parc de Sceaux et le parc de la Vallée-au-loup (Châtenay-Malabry). Enfin, une population semble en voie d'installation en forêt d'Ermenonville (Oise) (Tableau I, Fig. 1). Hors enquête, la présence d'une population a été signalée dans la commune de Villers-Carbonnel et ses environs (Somme). Elle est issue d'une trentaine d'individus échappés d'un élevage en 1984 (Y. Jaouen & F. Léger, com. pers.).

L'échec de l'installation de l'espèce a été constaté sur les communes d'Assenoncourt (deux mâles et une femelle lâchés en juin 1986) et d'Ancy, en Moselle, de Bruay-Labuissière dans le Pas-de-Calais, et dans un jardin public de la ville de Mende en Lozère. La présence d'individus isolés a été également signalée dans des vergers de la commune de Passy (Haute-Savoie), dans la forêt de Verrières (Essonne). Ultérieurement à l'enquête, des tamias auraient été observés dans le Bois de Boulogne (Hauts-de-Seine), au sud de Nantes (Loire-Atlantique) (Krapp, 1978) et dans le Bois de Vincennes (Val-de-Marne, P. Hirbec, com. pers.) où l'espèce ne s'est, semble-t-il, pas maintenue. L'échec le plus surprenant concerne le Jardin des Plantes de Paris où environ 400 animaux en provenance de Corée ont été accidentellement introduits en 1969 (F. Petter, com. pers.) : la population s'est maintenue au cours des années suivantes, puis a décliné, pour disparaître en 1977.

En forêt de Sénart, les premiers individus ont été observés en juillet 1978 à l'ouest de la forêt (H. Cauvain, com. pers.). Vingt années plus tard, en 1998-1999, ils colonisaient le domaine de la Faisanderie, bâtiments situés à 5 km à l'est du point d'introduction (G. Spagnol, com. pers.). Sur cette période, leur vitesse de colonisation a été d'environ 250 m/an. En forêt de Meudon, ils ont été observés pour la première fois au sud-est du massif au début des années 1980 (M. Béal, com. pers.) et en 2001 à une distance de 3 km au nord, soit une vitesse de colonisation d'environ 150 à 200 m/an (selon l'année réelle d'introduction). Sur la commune de Villers-Carbonnel, l'observation de tamias en 2001, à 4 km du point d'introduction (en 1984), implique une vitesse de colonisation d'environ 250 m/an.

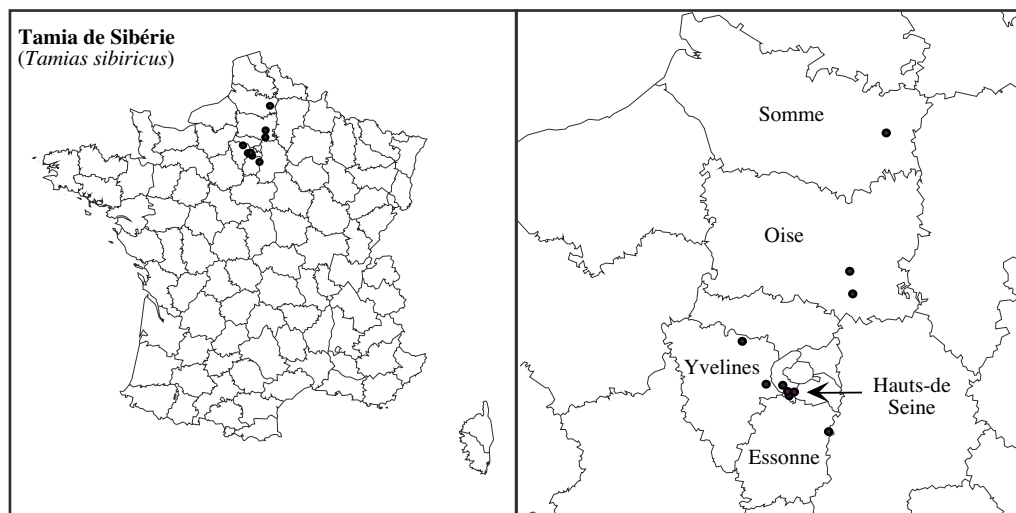


Figure 1. — Répartition du *Tamias* de Sibérie, *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769), en France (2004).

TABLEAU I

Localisation des populations de Tamias sibiricus en France. Sources : enquête auprès des agents de l'Office National des Forêts et des gestionnaires de parcs urbains ; F. Petter pour la population du Jardin des plantes ; F. Noel (2001), Y. Jaouen & F. Léger (com. pers.) pour celle de Villers-Carbonnel (Somme)

Lieu-dit, commune, département	Première observation	Groupements forestiers	Abondance en tamias	Fréquentation par le public
Populations installées				
Forêt de Sénart (Essonne)	1978	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
Forêt de Meudon (Hauts-de-Seine)	début des années 1980	Futaie de chênes, de châtaigniers	abondant	intense
Bois de Verneuil-sur-Seine (Yvelines)	1986 (environ)	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
Forêt de Versailles-La Minière (Guyancourt, Yvelines)	1989, voire avant	Futaie de chênes	abondant	intense
Parc de Sceaux (Hauts-de-Seine)	1998, voire avant	Taillis sous futaie de chênes	localisé	intense
Parc de la Vallée au loup (Châtenay-Malabry, Hauts-de-Seine)	1995 (environ)	Taillis sous futaie de chênes	rare, localisé	intense
Parc Henri Sellier (Plessis-Robinson, Hauts-de-Seine)	années 1980	Taillis sous futaie de chênes	abondant	intense
Forêt de la Haute Pommeraye (Creil, Oise)	1986	Taillis sous futaie de chênes ; résineux	abondant, localisé	forte
Forêt d'Ermenonville (Borest, Oise)	1999, voire avant	Feuillus ou mélange feuillus-résineux	rare, localisé	moyenne
Commune de Villers-Carbonnel (Somme)	1984	Forêts de feuillus, taillis sous futaie.	rare, localisé	faible
Populations non installées				
Forêt de Verrières (Essonne)	fin 2000 (1 ind.)	Taillis sous futaie de chênes	non installée	intense
Commune de Passy (Haute-Savoie)	fin des années 1980 (1 ind.)	Vergers	non installée	-
Jardin public de Mende (Lozère)	1985 (environ)	Parc urbain	disparu en 1987	-
Jardin des Plantes (Paris)	1969 (400 ind.)	Parc urbain	disparu en 1977	intense
Forêt d'Assenoncourt (Moselle)	1986 (3 ind.)	Forêt de feuillus	disparu en 1987	-
Forêt d'Ancy (Moselle)	1998 (1 ind.)	Pin noir d'Autriche	non installée	-
Bois des Dames (Bruay-Laboussière, Pas-de-Calais)	1999 (1 ind.)	Forêt de feuillus	non installée	intense

SUIVI DE POPULATION EN FORÊT DE MEUDON

De mars 2000 à février 2004, 3 à 7 comptages ont été effectués par mois, 212 au total, d'une durée moyenne (\pm s.d.) de 77 ± 7 minutes, au cours desquels 2 613 tamias ont été observés. Les fluctuations d'abondance, analysées à partir des nombres mensuels moyens d'individus observés sur l'itinéraire, suivent une évolution trimodale au cours de chacune des quatre années étudiées (Fig. 2) :

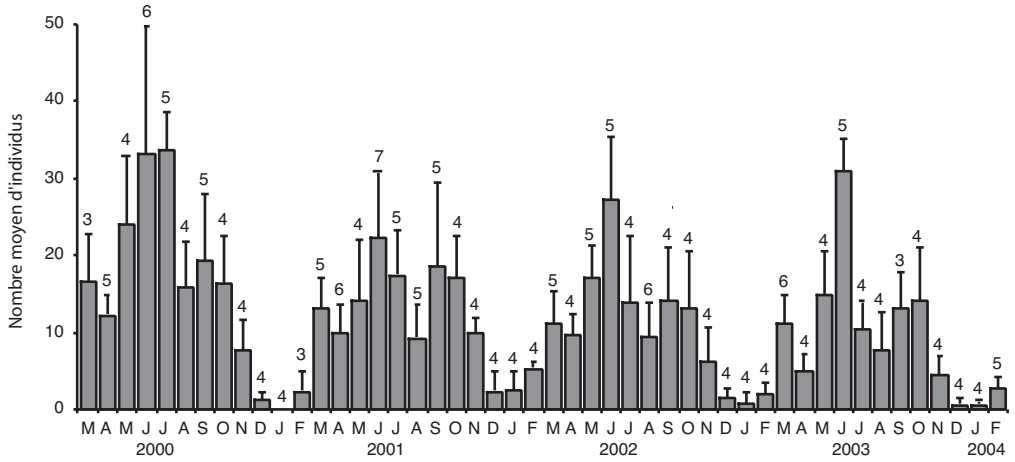


Figure 2. — Evolution du nombre moyen (\pm écart-type) de *Tamias* de Sibérie observés sur un itinéraire-échantillon de 1 200 m de longueur parcouru de mars 2000 à février 2004 en forêt de Meudon (Hauts-de-Seine).
n : nombre de comptages effectués par mois.

- de mi-novembre à fin février, les tamias sont en hibernation, quelques individus étant observés occasionnellement ;

- en mars, les tamias sont très actifs, un pourcentage important d'entre eux présentant des comportements de reproduction (recherche de partenaire, poursuite, accouplement) ;

- en avril, le nombre moyen de tamias observés est plus faible qu'en mars, cette baisse étant significative en 2003 (Mann-Whitney, $n_1 = 4$, $n_2 = 6$, $U = 2,5$; $P < 0,05$) ;

- au cours des deux mois suivants, l'effectif augmente pour atteindre un maximum en juin, quelles que soient les années, en relation avec l'apparition des jeunes de la cohorte printanière ;

- en été, et plus particulièrement en août, le nombre moyen de tamias observés est faible ; cette diminution entre juin et août est significative en 2000 (Mann-Whitney, $n_1 = 4$, $n_2 = 6$, $U = 2$; $P < 0,05$), 2002 ($n_1 = 6$, $n_2 = 5$, $U = 0$; $P < 0,01$), 2003 ($n_1 = 4$, $n_2 = 5$, $U = 0$; $P < 0,01$), mais pas en 2001 ($n_1 = 5$, $n_2 = 7$, $U = 7,5$; NS) ;

- en septembre-octobre, un pic d'abondance, moins élevé que celui de juin, excepté en 2001, est également observé, correspondant à l'émergence des jeunes de la cohorte estivale.

Le nombre maximum d'individus observés en mars, juin et septembre sur chacun des deux tronçons de l'itinéraire permet de comparer les effectifs relatifs selon les années (Tableau II). En mars, les densités relatives en adultes sont comprises entre 2,7 ind./ha (2003) et 3,8 ind./ha (2000). En juin, elles varient entre 5,3 ind./ha (2001) et 10,7 ind./ha (2000), et en septembre, entre 4,3 ind./ha (2002) et 6,3 ind./ha (2001).

Les abondances calculées sur la base de ces données constituent une sous-estimation des densités réelles en raison de l'observation d'une partie seulement des individus de la population. Seuls $29,4 \pm 6,5$ % des neuf tamias marqués en fin mars 2002 ont été observés lors des comptages ($n = 10$) réalisés en avril-mai 2002, période durant laquelle les neuf tamias étaient toujours identifiables à distance.

OCCUPATION DE L'ESPACE

Les piégeages effectués en 2002 sur la zone 1 ont permis de capturer 15 adultes, 11 femelles (six en mars, cinq en juin ; poids moyen : 110 ± 10 g), quatre mâles (trois en mars, un en juin ; poids moyen : 106 ± 8 g), et six jeunes en juin, trois mâles (80 ± 13 g) et trois femelles (82 ± 8 g). Parmi les adultes, deux femelles capturées en juin n'ont pas été observées au cours des mois suivants, en raison vraisemblablement de la perte de leur bague dont la persistance varie selon les individus de quelques jours à six ou sept mois.

TABLEAU II

Nombre maximum de *Tamias de Sibérie* observés en mars, juin et septembre des années 2000 à 2003, sur chacune des deux parties de l'itinéraire-échantillon (Forêt de Meudon, Hauts-de-Seine)

Années	Mars			Juin			Septembre		
	Nbre de comptages	Nbre d'ind.	ind./ha	Nbre de comptages	Nbre d'ind.	ind./ha	Nbre de comptages	Nbre d'ind.	ind./ha
2000	3	23	3,8	6	64	10,7	5	33	5,5
2001	5	19	3,2	7	32	5,3	5	38	6,3
2002	5	18	3,0	5	39	6,5	4	26	4,3
2003	6	16	2,7	5	42	7,0	4	22	3,7

D'avril à octobre 2002, 113 observations de tamias marqués (105 adultes et 8 jeunes) ont été effectuées en zone 1, aucun individu muni de bague auriculaire n'ayant été observé en zone 2. Pour les adultes, la distance moyenne des observations des femelles ($n = 9 \text{ ♀} \text{ ♀}$; 69 observations, 1 à 15 par individu) au point de capture était de $15,2 \pm 4,6$ m. Par rapport à leur terrier présumé, leur éloignement moyen était plus faible : $10,5 \pm 5,9$ m. Pour les mâles ($n = 4 \text{ ♂} \text{ ♂}$; 36 observations, 2 à 16 par individu), ces distances étaient respectivement de $30,3 \pm 15,2$ m et $25,7 \pm 10,9$ m. Pour les jeunes, le faible nombre d'observations ($n = 8$) ne permet pas d'analyser leur dispersion par rapport au point de capture ou à leur terrier de naissance.

DISCUSSION

RÉUSSITES ET ÉCHECS DE SON IMPLANTATION EN FRANCE

Animal très familier, le *Tamias de Sibérie* est facile à apprivoiser et s'élève sans difficulté en captivité (Gismondi, 1991). Ces caractéristiques, son activité diurne, ainsi que sa taille modeste et sa fourrure colorée, sont à l'origine du développement de son élevage et de son intérêt en tant qu'animal de compagnie. Dans l'ensemble des pays nord-européens, le *Tamias de Sibérie* a été proposé dans les animaleries dès les années 1960 (C. Joiris, com. pers.), les animaux provenant de Corée ou du Japon. Quelques élevages ont été également installés en France, dont celui situé dans la Somme, à Villers-Carbonnel, à l'origine de la population de tamias établie dans ce secteur (Y. Jaouen & F. Léger, com. pers.). Excepté cette population, toutes les autres semblent avoir comme origine le lâcher volontaire d'individus par des propriétaires lassés de leur compagnie, ou disposant d'un nombre important d'animaux, suite à leur reproduction. En France, l'espèce est ainsi présente dans la nature depuis la fin des années 1970, tout comme en Allemagne, aux Pays-Bas, en Autriche (Krapp, 1978), en Belgique (De Keyser, 1983), en Italie (Amori & Gippoliti, 1995) et en Suisse (Fernandez, 1995). Toutes les populations ne se sont pas maintenues ; c'est le cas notamment en France des populations signalées par Krapp (1978) dans le Bois de Boulogne et au sud de Nantes.

Mis à part la faible diversité génétique, conséquence du petit nombre des individus introduits, les principales causes d'échec des implantations d'espèces exotiques sont liées à des conditions climatiques inappropriées et à la prédation. Cependant l'impact éventuel de la compétition, des pathogènes et d'autres facteurs est probablement sous-estimé car difficile à mettre en évidence et à mesurer (Crawley, 1986). En France, le climat n'est pas un facteur limitant pour *T. sibiricus*, en tous les cas à basse altitude. En revanche, la prédation pourrait jouer un rôle essentiel. La présence de chats domestiques ou harets a été évoquée comme étant à l'origine de l'échec de l'installation du tamias dans un parc de la ville de Mende, dans la forêt d'Assenoncourt et sur le site du Jardin des Plantes (Paris). Dans ce dernier cas, la présence d'une importante population féline expliquerait la disparition progressive des 400 individus introduits (F. Petter, com. pers.). Toutefois, en dépit de la présence

de chats dans le Parc Henri Sellier, la population de tamias s'y maintient à faible densité depuis plus d'une vingtaine d'années. Dans la plupart des secteurs où les populations sont bien établies, dans les forêts de Meudon et de Sénart, par exemples, les chats sont rares : une seule observation en forêt de Meudon de 2000 à 2004 sur l'itinéraire de comptage.

Sur le territoire français, la plupart des massifs boisés où l'espèce présente des effectifs importants sont des forêts périurbaines ou des parcs urbains très fréquentés par le public. Déjà au cours des années 1970, Lacoste (1979) estimait la fréquentation de la forêt de Meudon à 2,2 millions de promeneurs par an, plus de 25 000 personnes certains jours. Dans ces conditions, la probabilité d'introduction est forte. De plus, il est probable que l'existence d'une population établie de tamias, espèce très facile à observer car peu farouche, ait incité des propriétaires à y relâcher leurs animaux. La réussite de l'implantation des tamias sur la commune de Villers-Carbonnel (Somme), population issue d'une trentaine d'individus, montre également l'importance de l'effectif fondateur sur le succès de l'établissement d'une espèce allochtone.

LE TAMIA DE SIBÉRIE, UNE ESPÈCE POTENTIELLEMENT ENVAHISSANTE ?

De nombreux travaux ont porté sur les principales caractéristiques des espèces envahissantes, vérifiées dans la plupart des cas, mais avec des exceptions (Williamson, 1996 ; Lodge, 1993). Joly (2000) retient, d'une manière très générale, quatre types de caractères : l'aptitude à la dispersion et à la colonisation, l'origine phylogénétique, les caractéristiques écologiques des communautés et la dynamique de la population d'origine. Pour Ehrlich (1989), chez les vertébrés, les bons « envahisseurs » présentent habituellement une large distribution originelle et une forte abondance. Ce sont en général des espèces grégaires, mobiles, au régime alimentaire varié, ayant une taille plus importante que d'éventuels compétiteurs, un temps de génération court. Il s'agit également d'espèces anthropophiles, ayant une variabilité génétique élevée, capables de s'adapter à des milieux variés. A ces caractéristiques, on peut ajouter la complexité de leurs communautés d'origine, l'espèce étant ainsi pré-acclimatée à de nouveaux milieux. Son implantation sera également facilitée par l'absence ou la rareté des prédateurs et par la présence de communautés d'accueil pauvres en espèces, non saturées (Lodge, 1993), peu « sophistiquées » (Vermeij, 1991) ou dysharmoniques (Mueller-Dombois, 1992). Sa réussite sera également fonction de la résistance des communautés d'accueil et de leur degré de perturbation, les milieux perturbés étant généralement plus perméables à l'installation d'une nouvelle espèce, même si cette particularité est plus souvent soulignée pour les espèces végétales (Ramakrishnan & Vitousek, 1989 ; Macdonald *et al.*, 1989 ; Chapis *et al.*, 2004) que pour les espèces animales. Toutefois, de nombreux travaux portant sur le développement d'espèces envahissantes montrent que ces règles générales ne s'appliquent pas toujours. Un examen des principaux traits de vie de *T. sibiricus* permet de mettre en évidence ses prédispositions et ses inaptitudes à devenir une espèce envahissante sur le territoire français.

L'aire d'origine du Tamia de Sibérie, seule espèce de son genre dans l'ancien monde, s'étend sur plus de 40° de latitude (du 70° au 30° degré de latitude nord) et sur 130° de longitude (Ognev, 1940 ; Corbet & Hill, 1992). Elle englobe une large gamme de climats, allant des conditions continentales sibériennes à celles plus tempérées de Chine orientale et de Corée par exemple. Sa faculté d'adaptation à une telle variété de climats est due à l'utilisation d'un terrier lui servant de refuge en hiver, pour l'hibernation, voire également en été, vis-à-vis des températures élevées. En Ile-de-France, comme en Belgique et en Allemagne (C. Joiris com. pers. ; Geinitz, 1980), l'hibernation est limitée à trois mois. En forêt de Meudon, une baisse d'activité estivale a été observée au cours du mois le plus chaud (août) des quatre années de suivi, comportement également noté, comme nous l'avons vu précédemment chez *T. striatus* au Canada. Sur le plan climatique, le Tamia de Sibérie paraît ainsi avoir les caractéristiques d'une espèce « flexible » pouvant s'adapter à des conditions très différentes ; de ce fait, il pourrait potentiellement occuper l'ensemble du territoire métropolitain de basse altitude.

Sa capacité de dispersion est illustrée par son expansion naturelle en Sibérie occidentale. Freye (1975), observant la colonisation de l'Europe de l'Est par le Tamia de Sibérie au cours du XIX^e et du début du XX^e siècle, le considère comme ayant une « intéressante puissance d'extension ». La colonisation rapide des forêts du nord-est de l'Europe est d'autant

plus étonnante que de nombreuses barrières géographiques, représentées par les fleuves en particulier, ont dû ralentir sa progression, de l'Oural au sud de la Finlande.

Comparativement, en forêts de Meudon et de Sénart ou dans la Somme, sa vitesse estimée de colonisation, proche de 250 m/an, est très inférieure à celle déduite des observations de Freye (1975). La différence pourrait s'expliquer par la nécessité d'une période d'acclimatation de l'espèce à ces nouveaux milieux (Shigesada & Kawasaki, 1997). Sa vitesse de colonisation en France est comparable à la distance de dispersion des jeunes observée chez *T. striatus* au Canada (Elliott, 1978 ; Loew, 1999). En effet, les jeunes des deux espèces s'éloignent rapidement de leur terrier de naissance, mais se dispersent peu. Leur éloignement est fonction de la densité des individus, des caractéristiques du milieu et de la possibilité de trouver un abri (terrier) permettant de passer l'hiver dans de bonnes conditions. Sous des climats océaniques tempérés, cette dernière exigence ne constitue pas cependant une contrainte aussi forte qu'en Amérique du Nord, où l'acquisition d'un terrier de bonne configuration pour *T. striatus* est indispensable à sa survie hivernale (M. Humphries com. pers.).

Par rapport à ses compétiteurs potentiels dans les forêts françaises, le *Tamias* de Sibérie, d'un poids de 80 à 125 g, est d'un gabarit inférieur à celui de l'Ecureuil roux (203 à 385 g), mais très supérieur à celui du Campagnol roussâtre (23 à 40 g) ou du Mulot sylvestre (18 à 30 g) (Le Louarn *et al.*, 2003), communément piégés en forêt de Sénart (obs. pers.). Par rapport aux petits rongeurs, le *Tamias* semble ainsi favorisé par son gabarit, l'Ecureuil roux étant quant à lui présent en faible densité dans la plupart des massifs forestiers constitués de feuillus (Le Louarn *et al.*, 2003).

Sur le plan démographique, *T. sibiricus* se caractérise par la possibilité de mettre bas deux portées par an (Blake & Gillett, 1998), de quatre à cinq individus chacune en moyenne, contrairement aux 23 espèces nord-américaines du groupe *Neotamias*, qui ne produisent généralement qu'une portée par an (Dunford, 1974 ; Nowak, 1991). Parmi les 62 espèces de Sciuridés présentes en région indomalaise, le *Tamias* de Sibérie est l'une des plus prolifiques. Seules trois espèces, dont *T. sibiricus*, ont quatre paires de mamelles, à la différence des autres Sciuridés qui en possèdent deux ou trois paires (Corbet & Hill, 1992). Sur son aire de répartition originelle, les effectifs sont localement importants, au point de causer des dégâts aux cultures céréalières ou de tournesol, amenant à le considérer nuisible localement (Freye, 1975). En Belgique, dans la forêt de Soignes, des densités de 20 à 22 individus à l'hectare ont été observées à l'automne (C. Joiris, com. pers.), sensiblement égales à celles observées en forêt de Meudon, compte tenu de la sous-estimation des individus en raison du mode de dénombrement. En forêt de Sénart, sur une surface d'environ 10 hectares, 85 individus différents ont été capturés d'avril à octobre 2003 (1 140 pièges. jours), et 154 de mars à octobre 2004 (2 960 pièges. jours) (J.-L. Chapuis, non publié). Traduit à l'échelle du massif forestier (environ 3 500 ha), l'effectif de la population peut être estimé à plusieurs milliers, voire dizaines de milliers d'individus.

Sur le plan trophique, le *Tamias* de Sibérie, l'Ecureuil roux et les petits rongeurs communément rencontrés en forêt exploitent en partie les mêmes ressources, en tous les cas à certaines périodes de l'année. Le *Tamias* se différencie cependant des petits rongeurs par l'exploitation non seulement des ressources présentes au sol, mais également, comme l'Ecureuil roux, de celles présentes sur les arbres. Généraliste, il peut s'installer dans une grande variété d'habitats, tant en hêtraie, comme c'est le cas en Belgique (De Keyser, 1983), que dans des chênaies, des châtaigneraies ou des forêts mixtes en France. Sa particularité de pouvoir amasser des aliments dans ses abajoues lui offre la possibilité d'accumuler rapidement, en période d'abondance alimentaire, plusieurs kilogrammes de provisions dans son terrier (Freye, 1975). Ses réserves lui procurent un avantage majeur vis-à-vis des petits rongeurs avec lesquels il pourrait entrer en compétition, même si le Mulot sylvestre peut lui également stocker de la nourriture, qu'il semble toutefois peu utiliser (Le Louarn *et al.*, 2003). De même, sa capacité à se soustraire aux contraintes hivernales par l'hibernation lui confère un avantage par rapport aux rongeurs actifs en hiver. En France, en première approximation, le facteur trophique ne paraît pas être un facteur limitant pour l'espèce.

Sur son aire d'origine, notamment en Sibérie, le *Tamias* est la proie d'un cortège de prédateurs sensiblement équivalent à celui des forêts périurbaines françaises (Mustélidés, rapaces, Renard), où ils se trouvent vraisemblablement en moindre densité, notamment dans les

parcs urbains. En Ile-de-France, ses principaux prédateurs ailés sont la Buse variable (*Buteo buteo*) et l'Epervier d'Europe (*Accipiter nisus*), espèces peu abondantes. Deux mammifères semblent plus particulièrement en mesure de limiter ses populations, la Belette selon Kawamichi (1989), et surtout le Chat domestique ou haret. Le *Tamias* présente aussi une particularité dont ne disposent pas ses compétiteurs potentiels, sa capacité de prévenir ses congénères par des cris d'alarme, différents chez *T. striatus* selon que le prédateur est ailé ou terrestre (Burke da Silva *et al.*, 1994 ; Weary & Kramer, 1995).

CONCLUSION

Le *Tamias* de Sibérie possède la plupart des caractéristiques d'un bon envahisseur (Ehrlich, 1989 ; Joly, 2002), même si certains points semblent être en sa défaveur, en particulier la sédentarité des adultes, la faible capacité de dispersion des jeunes et leur maturité sexuelle tardive, compensée cependant par une durée de vie et un taux de reproduction élevé. Actuellement, l'espèce ne présente que des populations encore localisées dans les massifs forestiers où elle a été introduite, mais elle semble avoir les potentialités de coloniser au cours des décennies à venir la plupart des forêts françaises de feuillus et de conifères, que ce soit naturellement ou avec l'aide de l'homme.

Dans les systèmes insulaires, aux structures simplifiées, une forte proportion des espèces introduites deviennent envahissantes, avec des impacts importants sur le fonctionnement des systèmes écologiques (Elton, 1958 ; Courchamp *et al.*, 2003). Par contre, dans les milieux continentaux, leurs effets sont souvent difficiles à détecter pour la plupart des taxons (Vitousek, 1990), la complexité des interrelations entre espèces et communautés rendant malaisées l'analyse des conséquences des introductions et les prévisions de colonisation (Lodge, 1993).

Pour mieux comprendre les modalités de colonisation de cet écureuil allochtone et déterminer les conséquences de sa présence, plusieurs voies de recherche sont à approfondir. Elles concernent la biologie des populations, les mécanismes de dispersion en fonction de la fragmentation des habitats, les relations interspécifiques entre les rongeurs, notamment par compétition alimentaire mais également par échange de parasites intestinaux, voire de virus, comme cela a été observé en Grande-Bretagne entre *Sciurus vulgaris* et *S. carolinensis* (Tompkins *et al.*, 2002). Un autre aspect, lié plus directement à la santé humaine, doit être également considéré : le rôle potentiel de *T. sibiricus* en tant qu'hôte-réservoir de maladies : bactérioses (borréliose de Lyme, rickettsioses, voire ehrlichioses), viroses (encéphalite européenne à tiques, virus Eyach et Erve), protozoonoses (babésiose), avec comme principaux agents infectieux les tiques (George, 2003). En Amérique du Nord, *T. striatus* est considéré comme un des principaux réservoirs de la maladie de Lyme (Slajchert *et al.*, 1997).

Le *Tamias* de Sibérie n'est pas le seul Sciuridé susceptible de devenir envahissant en France durant les prochaines décennies. En effet, deux autres espèces, l'Ecureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*), introduit sur le Cap d'Antibes (Alpes-Maritimes) en 1974, et l'Ecureuil gris (*S. carolinensis*), introduit dans le Piedmont italien en 1948, sont concernées. La première de ces deux espèces est actuellement très localisée et son extension est encore limitée par la ceinture d'habitations entourant la presqu'île (Jouanin, 1992). Par contre, la seconde a colonisé une partie du nord-ouest de l'Italie et son aire de répartition se rapproche de la frontière française (Bertolino & Genovesi, 2003 ; Lurz *et al.*, 2001). Les exemples fournis par ces Sciuridés introduits montrent clairement qu'il est urgent de définir, à une échelle européenne, une politique de prévention vis-à-vis des animaux vendus dans les animaleries et d'intervention pour les espèces allochtones jugées envahissantes ou potentiellement envahissantes. Cette politique d'intervention peut aller de l'éradication, dans le cas de populations encore localisées, à des mesures de régulation sur le long terme pour les espèces déjà bien implantées.

Dans ce contexte, remarquons que les promeneurs réagissent positivement à l'observation de tamias dans les forêts périurbaines d'Ile-de-France, montrant ainsi son acceptation par le public. Si son attrait peut être, dans une certaine mesure, à l'origine d'un meilleur contact avec la nature, il met en évidence également la nécessité d'un effort important de

communication au cas où le contrôle de cette espèce, sans statut pour l'instant, s'avèrerait nécessaire.

REMERCIEMENTS

Mes sincères remerciements vont à P. Falcone, P. Hirbec et aux agents de l'Office National des Forêts pour leur participation à l'enquête nationale de répartition du *Tamias* de Sibérie en France, à M. Béal, C. Le Bihan et G. Spagnol qui ont facilité la réalisation des travaux effectués dans les forêts domaniales de Meudon et de Sénart, et à A. Elvassore qui a participé au suivi de la population en forêt de Meudon. Je tiens également à remercier J.-C. Beaucourru, B. Pisanu et G. Vourc'h pour la détermination des parasites portés par ce rongeur, H. da Costa pour la réalisation des cartes de répartition, C. Jouanin, O. Lorvelec, J. Martin, M. Pascal et D. Réale, pour leurs commentaires et suggestions apportés au manuscrit. Programme financé par la Région Ile-de-France (Convention n° 04-804-MN06).

RÉFÉRENCES

- AMORI, G. & GIPPOLITI, S. (1995). — Siberian chipmunk *Tamias sibiricus* in Italy. *Mammalia*, 59 : 288-289.
- BERTOLINO, S. & GENOVESI, P. (2003). — Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biol. Conserv.*, 109 : 351-358.
- BLAKE, B.H. (1992). — Estrous calls in captive Asian chipmunks, *Tamias sibiricus*. *J. Mamm.*, 73, 597-603.
- BLAKE, B.H. & GILLET, K.E. (1988). — Estrous cycle and related aspects of reproduction in captive Asian chipmunks, *Tamias sibiricus*. *J. Mamm.*, 69 : 598-603.
- BURKE DA SYLVA, K., KRAMER, D.L. & WEARY, D.M. (1994). — Context-specific alarm calls of eastern chipmunk, *Tamias striatus*. *Can. J. Zool.*, 72 : 1087-1092.
- CHAPUIS, J.-L., FRENOT, Y. & LÉBOUVIER, M. (2004). — Recovery of native plant communities after eradication of rabbits from the subantarctic Kerguelen islands, and influence of climate change. *Biol. Conserv.*, 117 : 167-179.
- CORBET, G.B. & HILL, J.E. (1992). — *The mammals of the Indomalayan region : a systematic review*. National History Museum publications, Oxford University Press, Oxford.
- COSTA-LIMA, A. DA & HATHWAY, C. R. (1946). — *Pulgas, bibliografia, catalogo e hospedadores*. Monografias Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 4.
- COURCHAMP, F., CHAPUIS, J.-L. & PASCAL, M. (2003). — Mammal invaders on islands : impact, control and control impact. *Biol. Rev.*, 78 : 347-383
- CRAWLEY, M.J. (1986). — The population biology of invaders. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 314 : 711-731.
- DRAKE, J.A., MOONEY, H.A., DI CASTRI, F., GROVES, R.H., KRUGER, F.J., REJMANEK, M. & WILLIAMSON, M. (eds) (1989). — *Biological invasions : a global perspective*. SCOPE, John & Sons Ltd.
- DE KEYSER, B. (1983). — L'écureuil de Corée, *Eutamias sibiricus*, Laxmann (Rodentia, Sciuridae) en forêt de Soignes. *Les Naturalistes Belges*, 64 : 15-20.
- DI CASTRI, F. (1989). — History of biological invasions with special emphasis on the Old world. Pp. 1-30, in J.A. Drake et al. (eds), *Biological invasions : a global perspective*. SCOPE, John & Sons Ltd.
- DUNFORD, C. (1972). — Summer activity of eastern chipmunks. *J. Mamm.*, 53 : 176-180.
- DUNFORD, C. (1974). — Annual cycle of cliff chipmunks in the Santa Catalina Mountains, Arizona. *J. Mamm.*, 55 : 401-416.
- DURDEN, L.A. & MUSSER, G.G. (1994). — The mammalian hosts of the sucking lice (Anoplura) of the world : a host-parasite List. *Bull. Soc. Vector Ecol.*, 19 : 130-168.
- DURETTE-DESSET, M.C. (1970). — *Brevistriata bergerardi*, nouveau nématode heligmosome, parasite d'un écureuil de Corée. *Bull. Mus. natn. Hist. nat.*, 42 : 419-423.
- DURETTE-DESSET, M.C. (1976). — Brevistriatinae (Nematoda : Heligmosomidae). I. Compléments morphologiques à l'étude d'espèces connues. *Bull. Mus. natn. Hist. nat.*, n° 388, Zoologie, 270 : 685-692.
- EHRlich, P.R. (1989). — Attributes of invaders and the invading processes : vertebrates. Pp. 315-328, in J.A. Drake et al. (eds), *Biological invasions. A global perspective*. SCOPE 37, John Wiley & Sons Ltd.
- ELLIOTT, L. (1978). — Social behavior and foraging ecology of the eastern chipmunk (*Tamias striatus*) in the Adirondack Mountains. *Smithsonian contributions to Zoology*, 265 : 1-107.
- ELTON, C.S. (1958). — *The ecology of invasions by animals and plants*. Chapman and Hall, London.
- EVERETT, R.A. (2000). — Patterns and pathways of biological invasions. *TREE*, 15 : 177-178.
- FERNANDEZ, H. (1995). — *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769). Pp. 236-238, in J. Hausser (ed.), *Mammifères de la Suisse. Répartition, biologie, écologie*. Commission des mémoires de l'Académie suisse des sciences naturelles, Birkhäuser Verlag, Basel.
- FORSTMEIER, W. & WEISS, I. (2002). — Effects of nest predation in the Siberian chipmunk *Tamias sibiricus* on success of the dusky warbler *Phylloscopus fuscatus* breeding. *Zoologicheskij Zhurnal*, 81 : 1367-1370 [en russe].
- FREYE, H.A. (1975). — Les écureuils et leurs alliés. Autres écureuils terrestres et arboricoles. Pp. 244-277, in B. Grzimek, *Le monde animal en 13 volumes. Encyclopédie de la vie des bêtes*, Tome XI, Stauffacher S.A., Zurich.

- GEINITZ, C. (1980). — Beiträge zur Biologie des Streifenhörnchens (*Eutamias sibiricus* Laxmann, 1769) auf einem Friedhof in Freiburg (Süddeutschland). *Z. Säugetierkunde*, 45 : 279-287.
- GEORGE, J.-C. (2003). — <http://www.ifrance.com/maladies-a-tiques>
- 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. *Z. Säugetierkunde*, 34 : 361-370.
- JAEGER, R. (1974). — Die unterschiedliche Dauer von Schalf- und Wachphasen während einer Winterschlafperiode des Burunduk, *Tamias (Eutamias) sibiricus* Laxmann, 1796. *Z. Säugetierkunde*, 39 : 10-15.
- JOLY, P. (2000). — Invasions biologiques : état de l'art et perspectives. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, suppl. 7 : 21-35.
- JOUANIN, C. (1992). — L'Écureuil à ventre rouge d'Antibes. Pp. 277-283, in : *Introductions et réintroductions de mammifères sauvages.* XIV^e colloque francophone de mammalogie, S.F.E.P.M., Nature Centre, Saint Jean-du-Bray.
- KAWAMICHI, M. (1980). — Food, food hoarding and seasonal changes of Siberian chipmunks. *Jpn. J. Ecol.*, 30 : 211-220.
- KAWAMICHI, M. (1989). — Nest structure dynamics and seasonal use of nests by Siberian chipmunks (*Eutamias sibiricus*). *J. Mamm.*, 70 : 44-57.
- KAWAMICHI, M. (1996). — Ecological factors affecting annual variation in commencement of hibernation in wild chipmunks (*Tamias sibiricus*). *J. Mamm.*, 77 : 731-744.
- KAWAMICHI, T. & KAWAMICHI, M. (1993). — Gestation period and litter size of Siberian chipmunk *Eutamias sibiricus* in Hokkaido, northern Japan. *J. Mamm. Soc. Jpn*, 18 : 105-109.
- KRAPP, F. (1978). — *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769) - Burunduk. Pp. 116-121, in J. Niethammer & F. Krapp (eds), *Handbuch des Säugetiere Europas, Band 1, Rodentia I.* Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- LACOSTE, H. (1979). — *Les forêts domaniales de l'ouest parisien.* Union urbaine de défense et de protection, Paris.
- LE LOUARN, H., QUÉRÉ, J.P. & BUTET, A. (2003). — *Les Rongeurs de France. Faunistique et biologie.* INRA, Paris.
- LEVENSON, H., HOFFMANN, R.S., NADLER, C.F., DEUTSCH, L. & FREEMAN, S.D. (1985). — Systematics of the Holarctic chipmunks (*Tamias*). *J. Mamm.* 66 : 219-242.
- LIU, Z. et al. (1986). — *Fauna Sinica, Insecta, Siphonaptera.* Science Press, Beijing. [en chinois].
- LODGE, D.M. (1993). — Biological invasions : lessons for ecology. *TREE*, 8 : 133-137.
- LOEW, S.S. (1999). — Sex-biased dispersal in eastern chipmunks, *Tamias striatus*. *Evol. Ecol.*, 13 : 557-577.
- LURZ, P.W.W., RUSHTON, S.P., WAUTERS, L.A., BERTOLINO, S., CURRADO, I., MAZZOGLIO, P. & SHIRLEY, M.D.F. (2001). — Predicting grey squirrel expansion in North Italy : a spatially explicit modelling approach. *Landscape Ecology*, 16 : 407-420.
- MACDONALD, I.A.W., LOOPE, L.L. & USHER, M.B. (1989). — Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species : a global perspective. Pp. 215-255, in J.A. Drake et al. (eds), *Biological invasions : a global perspective.* SCOPE, John & Sons Ltd.
- MITCHELL-JONES, A.J. et al. (eds) (1999). — *The atlas of European Mammals.* Academic press, London.
- MUELLER-DOMBOIS, D. (1992). — The formation of islands ecosystems. *GeoJournal*, 28 : 293-296.
- NOEL, F. (2001). — *Atlas préliminaire des insectivores et rongeurs de Picardie (1985-2001).* Picardie-Nature, Amiens.
- NOWAK, R.M. (1991). — *Walker's mammals of the world.* Fifth ed. Vol. I, The Johns Hopkins University Press, London.
- OGNEV, S.I. (1940). — *Mammals of the U.R.S.S. and adjacent countries. Vol. IV, Rodents.* Israel Program for Sci. translations, Jerusalem. (1966).
- ONF (2001). — *Forêt domaniale de Meudon. Révision d'aménagement forestier (2001-2002).* Direction régionale d'Ile-de-France, Service interdépartemental de Versailles.
- PASCAL, M., LORVELEC, O., VIGNE, J.-D., KEITH, P. & CLERGEAU, P. (coordinateurs) (2003). — *Evolution de la faune de Vertébrés en France métropolitaine depuis le début de l'Holocène. Invasions et extinctions.* INRA, CNRS, MNHN, Rapport au Ministère de l'écologie (DNP), Paris.
- PETERS, T.M. (1977). — The biology of invasions. In H.M. Kulman & H.C. Chiang (eds), *Insect ecology.* Papers presented in the A.C. Hodson Lectures, *U. Mn. Agr. Expt. Sta. techn. Bul.*, 310, 56-72.
- RAMAKRISHNAN, P.S. & VITOUSEK, P.M. (1989). — Ecosystem-level processes and the consequences of biological invasions. Pp. 281-300, in J.A. Drake et al. (eds), *Biological invasions : a global perspective,* SCOPE, John Wiley & Sons Ltd.
- SCHULZ, R.E. & LUBIMOV, M.P. (1932). — *Longistriata skrjabini* n. sp. (Nematoda Trichostrongylidae) from the Ussuri squirrel. *Parasitology*, 24 : 50-53.
- SHIGESADA, N. & KAWASAKI, K. (1997). — *Biological invasions : theory and practice.* Oxford Univ. Press, Oxford.
- SLAJCHERT, T., KITRON, U.D., JONES, C.J. & MANNELLI, A. (1997). — Role of the eastern chipmunk (*Tamias striatus*) in the epizootiology of Lyme borreliosis in northwestern Illinois, USA. *J. Wildlife Dis.*, 33 : 40-46.
- TOMPkins, D.M., SAINSBURY, A.W., NETTLETON, P. & BUXTON, D. (2002). — Parapoxvirus causes a deleterious disease in red squirrels associated with UK population declines. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 269 : 529-533.
- UICN, (2000). — Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de diversité biologique causée par des espèces exotiques envahissantes. *Species Survival commission*, non paginé.
- VERMEIJ, G.J. (1991). — When biotas meet : understanding biotic interchange. *Science*, 253 : 1099-1104.

- VITOUSEK, P.M. (1990). — Biological invasions and ecosystem processes : towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 57 : 7-13.
- WEARY, D.M. & KRAMER, D.L. (1995). — Response of eastern chipmunks to conspecific alarm calls. *Anim. Behav.*, 49 : 81-93.
- WILLIAMSON, M. (1981). — *Island populations*. Oxford University Press, Oxford.
- WILLIAMSON, M. (1993). — Invaders, weeds and the risk from genetically modified organisms. *Experientia*, 49 : 219-224.
- WILLIAMSON, M. (1996). — *Biological invasions*. Chapman & Hall, Londres.
- WILLIAMSON, M & FITTER, A. (1996). — The varying success of invaders. *Ecology*, 77 : 1666-1670.
- WILSON, D.E. & REEDER, D.M. (eds) (1993). — *Mammals Species of the World : A Taxonomic and Geographic Reference*. Smithsonian Institution Press, Washington & London.
- YAHNER, R.H. (1978). — Burrow system and home range use by eastern chipmunks, *Tamias striatus* : ecological and behavioral considerations. *J. Mamm.*, 59: 324-329.

