



Rodents: threatened or a threat?

Rodents arouse different feelings: some people find them attractive, others are afraid of them. And often the attractive ones are the most threatened and the scary ones are the most threatening. When this is the case, the decision to protect or control a certain species is quite easy. There is usually no discussion about protecting hamsters and controlling rats. But in other cases there is still a huge contradiction between people's feelings and the real threat the animals pose. Chipmunks for example or even coypus are thought of as attractive by many people, while at the same time they are alien species that can cause serious problems for native fauna and flora. Informing the public about the threats associated with these animals may help to change 'general opinion'. Another issue is the extent to which rodents cause problems as carriers of diseases, e.g. leptospirosis and hantavirus, something to which people overreact in some cases but don't take into account in other cases. Even when everybody is convinced that a species should be protected, a sudden increase in population size as a result of conservation measures may lead to control campaigns later, as illustrated by the case of the beaver. Beavers usually don't stay within the wetlands assigned to them, and this may lead to severe and intolerable damage in agricultural or urban areas.

At the moment native species are, on a fairly random basis, protected or not, (re)introduced or not, and alien species are controlled or not. Usually there are no or only a limited number of

clear rules set to determine when and what action should be taken and by whom. This leads to a situation in which only cuddly native animals get a lot of attention, are studied and protected, and cuddly alien animals are left alone until it's too late to keep their numbers under control, since this is seen politically as the most profitable attitude towards the general public. Once a decision has been made to protect or control a certain species, whether on a political or a scientific basis, the methods used to do so should be the most effective ones, with the least possible negative impact on other species or the environment. Thus fundamental and applied research is necessary to understand what a species needs to survive or what we have to do to control or even eradicate it as quickly as possible. The articles presented in this issue of *Lutra* make a contribution to this knowledge and it is hoped that they will stimulate more research and discussion about what we already know and what we still need to find out.

This issue is based on papers presented at a two-day symposium that took place on 7 and 8 September 2002 in Antwerp (Belgium). It was organised by Alterra (Wageningen, The Netherlands), the Institute for Forestry and Game Management (Geraardsbergen, Belgium), Natuurpunt (Mechelen, Belgium), the University of Antwerp (Antwerp, Belgium), and the Society for the Study and Conservation of Mammals (VZZ; Arnhem, The Netherlands), in honour of the 50th anniversary of the VZZ. The theme of

the symposium – *Rodents: threatened or a threat?* – already emphasises the two viewpoints from which rodents are approached in the articles. Also included are summaries of two workshops held during the symposium on research methods: *Hair tubes and footprints* and *Telemetry and marking*. We hope this special issue of *Lutra* will contribute to finding out more about how to protect certain rodent species and how to control others.

We would like to thank Goedele Verbeylen, who not only organised the symposium in Antwerp but also volunteered to work as guest editor for the compilation of this issue of *Lutra*. Her enthusiasm and persistent efforts to encourage all authors to write up their findings and experiences have enabled us to present most of the symposium material. There are also more people to thank. Recently Theo Elzinga, Erik Van der Straeten and Jaap de Visser left the editorial board of *Lutra*. Although the time they volunteered as editors for *Lutra* differed greatly – Erik was associated with the journal for over 22 years! –, we are thankful to all of them for their contributions and efforts that have

helped bring *Lutra* to the scientific level it is now!

Furthermore, we are happy to announce that Kees Canters enthusiastically accepted the task of editor-in-chief. His experience with and broad involvement in our Society, his extensive network within the world of mammal research and conservation, and his energetic approach are no doubt characteristics that make him very suitable to this task. However, it may be obvious that even with Kees joining us, the loss of a significant number of editors cannot easily be compensated. For this reason, we are looking for new editors. Several persons have already shown interest. We will keep you informed about new developments in the composition of the editorial board.

Rectification

The picture on page 92 in the article *Vaccination of non-domestic carnivores: a problematic obligation* by Willem Schaftenaar (*Lutra* 44 (2): 89-94) is not of a fennec fox (*Fennecus zerda*) but shows a kit fox (*Vulpes macrotis*).



Why do some rodents become a pest, while others barely survive?

Herwig Leirs^{1,2}

¹ University of Antwerp, Department of Biology, Groenenborgerlaan 171, B-2020 Antwerpen, Belgium, e-mail: herwig.leirs@ua.ac.be

² Danish Pest Infestation Laboratory, Skovbrynet 14, DK-2800 Kongens Lyngby, Denmark

Abstract: Rodents very often have a strong reputation of being pest animals that need to be controlled, yet this view contrasts with the interest that exists in the protection of some rodent species. In order to discuss the properties of pest rodents, I define a pest as "a rodent that, at a given time and a given place, causes damage, or constitutes a risk for such damage, that is unacceptable to humans". The different elements of this definition indicate that the status of being a pest is not only the result of the biology of the rodent, but also of the situation under which it occurs and the degree to which its behaviour is accepted by humans. By discussing different aspects of rodent biology, I show that species with very different life histories and behaviour can become pests in different situations. I conclude that the difference between pest rodents and threatened species is not so much an inherent property of a species, but dependent on the conditions under which the rodents live.

Keywords: rodent control, integrated pest management, population ecology.

Introduction

Most people, laymen as well as scientists, usually consider rodents as a pest and often take control of rodents as a self-evident necessity (Singleton et al. 1999). Indeed, one of the most common questions that rodent scientists must answer when talking about their profession to a general public is "what should I do to get rid of the mice in my kitchen, the voles in my garden and the rats in my backyard?" The risks that are posed by rodents can indeed be very serious, varying from agricultural crop damage over transmission of diseases to damage to infrastructure. Keeping rodent populations at a low level therefore seems justified (Prakash 1988). This generally aversive attitude seems to be conflicting with the interest that exists in protecting rodent populations (e.g. several contributions in this issue). Also, when going through the literature on rodent management, only a small number of species is quoted as problematic and even less

of them are considered serious pests nearly everywhere.

In this paper, I will try to investigate why pest rodents differ from rodents to which humans have an indifferent or even a positive attitude. As a first step, I will present a definition of a pest rodent, analyse the different elements in this definition and illustrate these with examples. In a next step, I will look for features in behaviour and population biology that are typical for pest rodents and distinguish them from other species, that is, if such characteristic properties exist.

What is a rodent pest?

A number of definitions exists but many already presume particular kinds of damage or particular environments where the pest occurs (e.g. Conway 1981, Putman 1989, Richards 1989). Instead, we should look for a definition that is broad enough to include very different situations yet also narrow enough to exclude other situations under which rodents not necessarily are considered a problem. Here, I thus define a

rodent pest as "a rodent that, at a given time and a given place, causes damage, or constitutes a risk for such damage, that is unacceptable to humans".

The nature of the damage is of no importance in this definition. It can concern damage to crops in the field or forestry or damage to harvested agricultural products or processed goods. Such damage can be direct by consuming the goods of interest, but it can also be indirect by spoiling the produce with for example faeces and urine, damaging packing material *et cetera*, thus reducing the value of the goods. Damage is not restricted to food items. It can also be inflicted on infrastructure, e.g. by rodents that make burrow systems in dikes, rodents that gnaw on irrigation and sewage pipes, electrical cables and circuitry or thermal isolation materials. Apart from the direct effects on the functioning of such infrastructure, damage may have far-reaching consequences when it results in for example flooding or short-circuits causing fire (Meyer 1994). Under my definition, damage also includes the transmission of diseases to humans or to production animals, directly or via ectoparasite vectors or intermediate hosts. More subtle is for example the effect on the psychological well-being of people living in a house with rodent infestation. Further types of damage may be the rodent activities in nature conservation areas, where they may predate on other animals (e.g. in bird colonies on islands) or where they can shape the environment in an undesirable way (Dickman 1999). The latter may happen for example through digging activities that divert water flow, caching and dispersing seeds of unwanted plants, exploitation competition for food resources with other animals varying from antelopes to invertebrates.

While my definition concerns a variety of damage types, it does not explicitly take the amount of damage into account. In this respect, the definition differs from a number of others that state that a rodent species should only be considered a pest if the damage it causes is above a certain economic threshold, e.g. the cost it would take to control the rodents (Richards

1989). Clearly, the financial impact of pest damage can be huge. For example, rodents cause an annual loss of about 15% of the maize harvest in Tanzania, which amounts to a total of 412.000 metric tonnes of maize with a market value of 60 million euro. Maybe even more telling, this quantity is equivalent to what could feed 2.3 million people for a whole year! Also damage to stored products or infrastructure can readily be expressed in financial terms. However, this is much more difficult for damage to immaterial values (like cultural heritage or natural assets) or threats to public health. Hantaviruses, a group of viruses transmitted by rodents, world-wide cause hundreds of thousands of cases of hantavirus disease per year, with symptoms varying from very mild to lethal infections (Krüger et al. 2001). Bubonic plague, transmitted by fleas from infected rats to humans, wiped out almost 25% of the European population during the 15th century (Perry & Fetherston 1997). It is obvious that the price of such damage can be very high if expressed in lost productivity or human lives, yet it is not possible to express this in financial or purely economic terms. The same goes for the psychological burden on people that are confronted with rodent damage, or even the mere presence of rodents, in their daily existence. Such costs can remain relatively minor and at the level of nuisance, but they can become very considerable as during the massive outbreaks of house mice (*Mus domesticus*) in Australia (Pech et al. 1999).

Nevertheless, my definition does include some threshold in that it states that the damage must be considered unacceptable in order to consider the rodent as a pest. This is a very vague term, but given the problems of objectively quantifying the amount of different kinds of damage, it seems more appropriate than a strictly economic threshold. It clearly also is a very subjective term. People who tend a small vegetable garden in their free time may tolerate losing some of their crop to voles, but for a commercial vegetable farmer losses of 10% may be dramatic. Once, when our trapping in rural houses on Zanzibar resulted in huge numbers of black

rats (*Rattus rattus*), we asked the local leaders about their perception of the rat problem in their village. They answered that they "were aware of the large numbers of rats, that the rats now and then would bite the fingers of small babies, but that they did not cause real problems"! In contrast, households in western Europe may find it unacceptable if even a single house mouse lives in their kitchen cupboard. The same people who would accept some rodent presence in their own garden may be strong advocates of rodent control in an island colony of ground dwelling birds, and vice versa. A central point in my definition is that humans are taken as the touchstone for the damage that is caused. Rodents that destroy nests are a disaster for the individual bird, but they only become a pest if humans value the birds (or the population or the ecosystem where they live in) high enough. Similarly, rodents carrying plague bacteria in the wild will be considered pests only when the risk of them transmitting the pathogen to humans becomes apparent. This may even mean that the rodents become a pest because humans start behaving differently or intrude in new habitats where they meet the rodents, rather than the rodents themselves changing any characteristics. However irrational, this subjective threshold is a reality of people's perception of rodent damage and it is therefore justified to include it in my definition of a pest. The subjectivity of what is acceptable or not can also lead to important differences in attitude towards rodent pest control. The more the damage is considered unacceptable, the higher the acceptance will be for negative side-effects of control actions, e.g. the suffering inflicted to the rodents or the environmental impact of pesticide use.

It is noteworthy that, according to my definition, damage does not necessarily need to occur before people consider rodents a pest. Indeed, the risk that such damage can possibly occur, will often be enough to consider the rodents a pest, and hence undertake pest control. This is of course the basis of any preventive strategies. These are very important, especially in public health pest control, and form the basis and ratio-

nale for the state or local community-organised (and often legally enforced) rat control programs and public sanitation schedules that exist in many countries.

One of the most important elements in my definition is the recognition that damage, and therewith also the rodent's status as a pest, are localised in time and place. A clear example is that of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*), which occurs in many open landscapes in north-western Europe and is rarely considered a problem. However, in newly planted sugar beet fields they can cause considerable damage during a few weeks by digging up newly planted seeds (Pelz 1989). A classic example is also the European hamster (*Cricetus cricetus*). In the Netherlands, Belgium and the western parts of Germany, the species has become very rare during the past half century, is now legally protected and has developed into an icon of nature conservation. In central and eastern Europe, however, the same species is at the same time considered a serious pest in grain fields and heavily controlled by hunting and rodenticides. In Hungary, control of hamsters is even mandatory (Nechay 2000). About a century ago, the hamster still had a similar pest status in western Europe (Staes 1898).

By now it should be clear that the status of being a pest rodent is not a permanent condition, inherent to a given species. Rather, it is the consequence of a conflict between the presence and more in particular the behaviour of the rodent in a given situation, and the degree to which the results of that behaviour are tolerated by people. Thus, under our definition, it is strictly spoken not possible to talk about a "pest species", unless one is aware of the fact that this epithet implicitly includes the particular situation under which the species does cause the damage that is perceived unacceptable. For some species, like brown rats (*Rattus norvegicus*), the presence is nearly always considered as problematic, but even for those, being a pest is not an innate quality. Neither is being a pest a perpetual condition, because a change in environmental conditions or human behaviour may reduce the damage that is done, or the value that is attached to it.

Biology of pest rodents

Above we argued that a certain combination of conditions may cause a rodent species to become a pest at a given time and place. At the same time, however, we should recognise that not all rodent species do develop into a pest under the same conditions. There are about 1800 species of rodents recognised, but only a small amount of them causes problems. For example, there are 406 species of rodents in Africa (Wilson & Reeder 1993), but only about 100 of them have been incriminated in pest damage and just 20 are considered pests over most of the range where they occur (Fiedler 1988). I found similar proportions for other regions: in Europe five out of the 61 occurring rodent species are widely perceived a pest, in Australia four out of 67, in India twelve out of 128. What properties of these species make them develop into pests?

Thinking about common characteristics of pest rodents is somewhat biased by the fact that the commensal rodent species *Rattus norvegicus*, *Rattus rattus* and *Mus domesticus* have such a wide distribution and seem very well adapted to numerous situations. This has sometimes lead to a superficial misconception that all pest rodents are opportunistic omnivores and prolific breeders. These three species indeed display these characteristics and this certainly contributes to their success, at least from their perspective, and their pest status from the human perspective. Textbooks also quote the gnawing abilities, the high reproductive capacity and the ecological adaptability of rodents as the main factors contributing to their success, and hence pest status (Macdonald & Fenn 1994). The latter book chapter also points out a number of rodent problems that is associated with different characteristics of the animals. It is obvious that the hard enamel layer of the continuously growing incisors gives the rodents access to a large variety of foodstuffs, including those that are protected by a hard cover. This is important for the consumption of cereal grains and in relation with the damage that rodents cause to packaging materials and infrastructure, which is very im-

portant in and around human habitation. However, again, one should note that while all rodents have hard incisors, not all of them cause the same problems. Likewise, not all pest rodents are opportunistic omnivores. Rice-field rats (*Rattus argentiventer*) and a number of other species are highly specialised in feeding on rice (e.g. Leung et al. 1999). Mole rats (*Tachyoryctes* spp.) feed predominantly on underground parts of enset (a traditional staplefood plant, also known as "false banana") in the Ethiopian highlands and leave other crops fairly undisturbed (A. Bekele, personal communication). It is important to recognise that agricultural fields, often to a large extent monocultures by their very nature, do change the environment in a way that is unacceptable to most wild animal species. At the same time they are highly productive, at least in comparison to the surroundings, and therefore nearly always will provide conditions that happen to be highly advantageous for a few species, which are then considered pests. Often, such species were not even common before the installation of the agricultural fields. On top of the high productivity, many agro-ecosystems (like most cereal crops) are highly dynamic because of the dramatic disturbance that occurs at ploughing, planting and harvesting. On the other hand, these changes are also highly predictable as they are strictly seasonal. Animal species that have the capacity to cope with such disturbances and react quickly to improving conditions will do very well in such a landscape. If they are flexible enough to also react to changes in the crop phenology, they may take advantage of that as well: damage by rodents in rice-fields in Vietnam multiplied almost 20-fold over the past ten years (Brown et al. 1999). A major factor involved in this increase was the introduction of fast-growing rice varieties which allowed two or even three crops per year, rather than the traditional single crop. While rice-field rats in the past had to survive a long fallow period from half January to half August, that fallow period is now considerably shorter and rats now experience twice and sometimes even three times per year the good conditions provided by

specific crop stages that are needed for reproduction.

The high reproductive capacity is without doubt a characteristic of many pest rodents. An African multimammate mouse (*Mastomys natalensis*) female can produce up to six litters per year with a litter size of up to 24 young per litter (Leirs et al. 1993). Together with the ability to start reproduction very fast in reaction to improving conditions, this may lead to impressive population explosions of this species (Leirs et al. 1993, Leirs et al. 1996). Common voles (*Microtus arvalis*) can start reproducing at a very young age, with successful copulations around an age of 14 days and a first litter of more than six young delivered at an age of 35 days (Tkadlec & Zedja 1995). The life-history of brown rats can easily be adapted to changing circumstances (Macdonald et al. 1999). However, high reproductive capacity and ecological adaptability are not a necessary characteristic of all pest rodents. The problematic situation of hamsters in western Europe illustrates their needs for very specific conditions of soil and vegetation, and also in eastern Europe changing agricultural practices seem to affect their abundance negatively (Nechay 2000). In eastern Europe, where hamsters cause problems in agriculture, they may produce up to four litters per year with more than ten young per litter, while in western Europe both the number of litters and litter size are considerably lower. This shows again that the innate properties of a rodent species may be a necessary but not a sufficient condition for it to develop into a pest. The lack of demographic uniformity among pest rodents, and the link with the environment, is also illustrated by the different patterns in population dynamics that one can observe in such rodent populations. Different species that are considered pests in agricultural settings can show very different population dynamics (figure 1). The Malaysian wood rat (*Rattus tiomanicus*) has fairly stable populations in oil palm plantations, an environment which is rather constant throughout the year (Wood 1984). The African multimammate mouse in maize fields in Tanzania shows drastic but regu-

lar seasonal cycles in abundance, which are strongly linked to the clear-cut seasonal rainfall in the area (Leirs et al. 1996). At the same time, there is considerable inter-annual variation in the size of the peak abundances that are reached, again linked to rainfall. The house mouse in the grain fields of southeastern Australia is truly eruptive, with years when hardly any mouse can be found and irregular dramatic population explosions (Singleton et al. 2001). It is obvious that such important differences in population dynamics are the result of different interactions between rodent life histories and the environment. Clearly, such differences are very important in designing the most appropriate management strategies (Leirs 2002).

Conclusion

Although it is possible to list some properties that seem widespread among pest rodents, this paper should have made clear that such properties may be a necessary but not sufficient condition for a species to become a pest. The status of being a pest is as much linked to the environmental situation as it is to the biology of the rodent per se. Even a slowly reproducing species, specialised on a narrow range of foodstuffs, may become a considerable problem if its interests conflict with those of humans. The discrimination between pest species and non-pest species only makes sense if one takes the environmental conditions into account and both pest management specialists and rodent conservationists should appreciate this aspect. Their different attitude towards the same species is not necessarily the result of a different ethical viewpoint, but may indeed be supported by the ecological conditions under which their target species live. Indeed, the ecological conditions rather than the rodent biology determine whether a species becomes a pest or a conservation worry. Better biological understanding of why a rodent becomes a pest may therefore help the conservation of the same and related species at another site and vice versa.

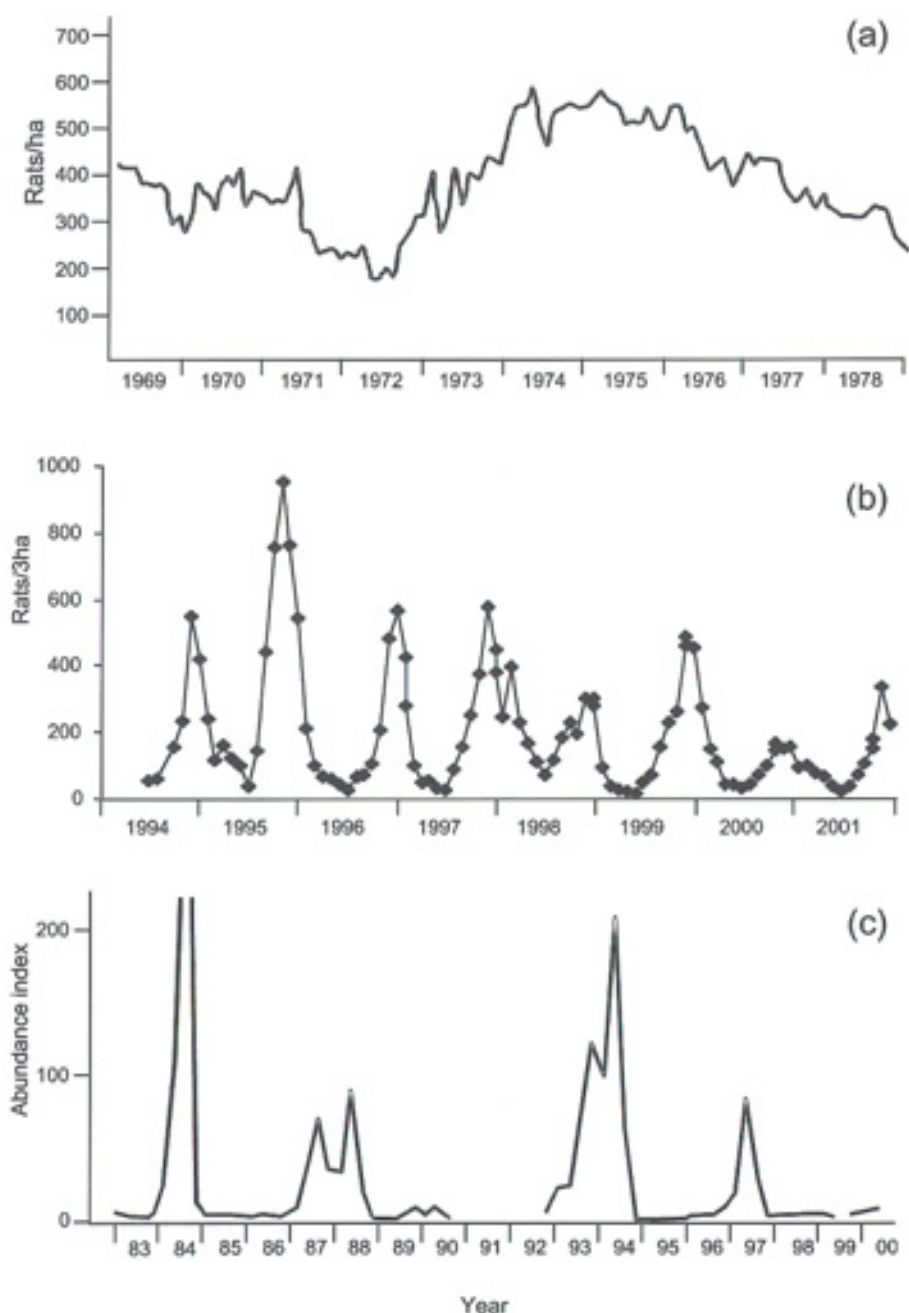


Figure 1. Multi-year population dynamic patterns in three different agricultural rodent pests: (a) wood rats (*Rattus tiomanicus*) in oil palm plantations in Malaysia; population size estimates (redrawn from: Wood 1984); (b) multimammate mice (*Mastomys natalensis*) in a maize fields/fallow land mosaic in Tanzania; population size estimates based on robust design Capture-Mark-Recapture-analysis (own data); (c) house mice (*Mus domesticus*) in cereal fields in Australia; abundance index based on adjusted trapping success (redrawn from: Singleton et al. 2001). (Figure copied with permission from: Leirs 2002.)

References

- Brown, P.R., N. Quy Hung, N. Manh Hung & M. van Wensveen 1999. Population ecology and management of rodent pests in the Mekong River Delta, Vietnam. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (eds.). Ecologically-based management of rodent pests: 319-337. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Conway, G. 1981. Man versus pests. In: R.M. May (ed.). Theoretical ecology: principles and applications: 356-386. Blackwell, Oxford, UK.
- Dickman, C.R. 1999. Rodent-ecosystem relationships: a review. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (eds.). Ecologically-based management of rodent pests: 113-133. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Fiedler, L.A. 1988. Rodent problems in Africa. In: I. Prakash (ed.). Rodent pest management: 35-65. CRC Press Inc., Boca Raton, USA.
- Krüger, D.H., R. Ulrich & A. Lundkvist 2001. Hantavirus infections and their prevention. *Microbes and Infection* 3: 1129-1144.
- Leirs, H. 2002. Management of rodents in crops: the pied piper and his orchestra. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, C.J. Krebs & D.M. Spratt (eds.). Rats, mice and people: rodent biology and management: 183-190. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Leirs, H., R. Verhagen & W. Verheyen 1993. Productivity of different generations in a population of *Mastomys natalensis* rats in Tanzania. *Oikos* 68 (1): 53-60.
- Leirs, H., R. Verhagen, W. Verheyen, P. Mwanjabe & T. Mbise 1996. Forecasting rodent outbreaks in Africa: an ecological basis for *Mastomys* control in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 33 (5): 937-943.
- Leung, L.K.P., G.R. Singleton, Sudarmaji & Rahmini 1999. Ecologically-based pest management of the rice-field rat in Indonesia. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (eds.). Ecologically-based management of rodent pests: 305-318. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Macdonald, D.W. & M.G.P. Fenn 1994. The natural history of rodents: preadaptations to pestilence. In: A.P. Buckle & R.H. Smith (eds.). Rodent pests and their control: 1-22. CAB International, Wallingford, UK.
- Macdonald, D.W., F. Mathews & M. Berdoy 1999. The behaviour and ecology of *Rattus norvegicus*: from opportunism to kamikaze tendencies. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (eds.). Ecologically-based management of rodent pests: 49-80. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Meyer, A.N. 1994. Rodent control in practice: food stores. In: A.P. Buckle & R.H. Smith (eds.). Rodent pests and their control: 273-290. CAB International, Wallingford, UK.
- Nechay, G. (ed.) 2000. Status of hamsters *Cricetus cricetus*, *Cricetus migratorius*, *Mesocricetus newtoni* and other hamster species in Europe. Council of Europe Publishing, Nature and Environment, Strasbourg, France.
- Pech, R.P., G.M. Hood, G.R. Singleton, E. Salmon, R.I. Forrester & P.R. Brown 1999. Models for predicting plagues of house mice (*Mus domesticus*) in Australia. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (eds.). Ecologically-based management of rodent pests: 81-112. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Pelz, H.J. 1989. Ecological aspects of damage to sugar beet seeds by *Apodemus sylvaticus*. In: R.J. Putman (ed.). Mammals as pests: 34-48. Chapman & Hall Ltd, London, UK.
- Perry, R.D. & J.D. Fetherston 1997. *Yersinia pestis* – Etiologic agent of plague. *Clinical Microbiology Reviews* 10: 35-66.
- Prakash, I. (ed.) 1988. Rodent pest management. CRC Press Inc., Boca Raton, USA.
- Putman, R.J. 1989. Introduction: mammals as pests. In: R.J. Putman (ed.). Mammals as pests: 1-20. Chapman & Hall Ltd, London, UK.
- Richards, C.G.J. 1989. The pest status of rodents in the United Kingdom. In: R.J. Putman (ed.). Mammals as pests: 21-33. Chapman & Hall Ltd, London, UK.
- Singleton, G., C. Krebs, S. Davis, L. Chambers & P. Brown 2001. Reproductive changes in fluctuating house mouse populations in Southeastern Australia. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268 (1477): 1741-1748.
- Singleton, G.R., L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (eds.) 1999. Ecologically-based management of rodent pests. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Staes, G. 1998. De Hamster in België. *Tijdschrift over plantenziekten* 4: 173-192.
- Tkadle, E. & J. Zedja 1995. Precocious breeding in female common voles and its relevance to rodent fluctuations. *Oikos* 72: 1-6.

Wilson, D.E. & D.M. Reeder (eds.) 1993. Mammal species of the world. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.

Wood, B.J. 1984. A long term study of *Rattus tiomanicus* populations in an oil palm plantation in Johore, Malaysia. I. Study methods and population size without control. *Journal of Applied Ecology* 21: 445-464.

Samenvatting

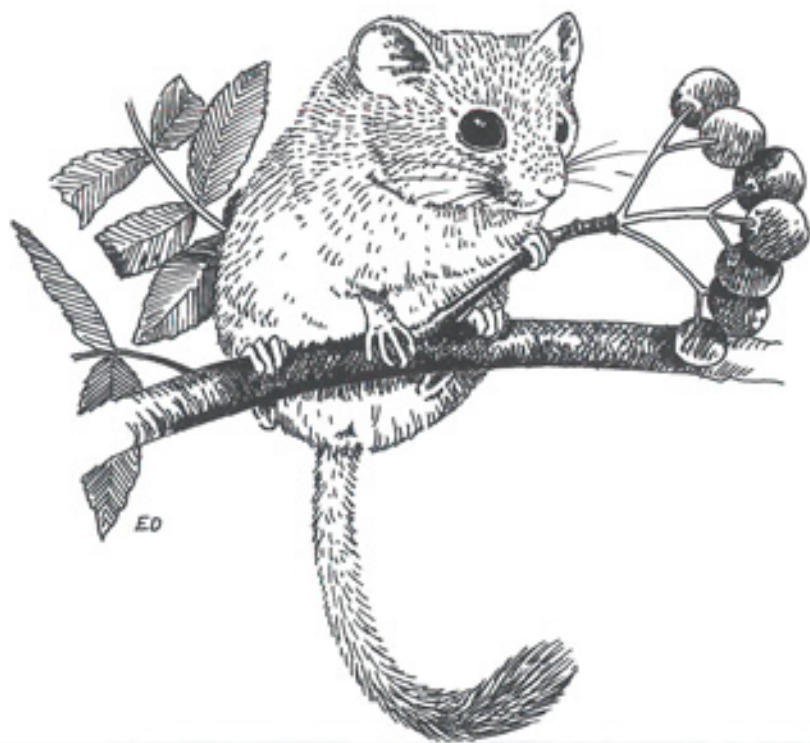
Waarom ontwikkelen sommige knaagdiersoorten zich tot een plaag, terwijl andere nauwelijks overleven?

Knaagdieren hebben veelal een bijzonder slechte reputatie, namelijk als ongedierte dat absoluut bestreden moet worden gezien de kans op schade en overdracht van ziekten. Dit staat in schril contrast tot het streven dat er daarnaast bestaat om sommige knaagdiersoorten actief te beschermen of hun aanwezigheid zelfs te bevorderen. In dit

artikel onderzoek ik wat de eigenschappen zijn van "plaag"-knaagdieren. Ik definieer een plaag-knaagdier als "een knaagdier dat, op een bepaalde plaats en op een bepaald moment, schade (of de kans daarop) veroorzaakt die onaanvaardbaar is voor mensen". De verschillende delen van deze definitie maken duidelijk dat het niet enkel de biologie van de knaagdiersoort is die de status als ongedierte bepaalt, maar ook de situatie waarin het knaagdier leeft en de mate waarin het gedrag aanvaardbaar is voor mensen. Aan de hand van verschillende aspecten van knaagdierbiologie laat ik zien dat soorten met een zeer verschillende levenswijze of gedrag zich in verschillende situaties tot een plaag kunnen ontwikkelen. De conclusie is dat het verschil tussen plaag-knaagdieren en bedreigde knaagdieren vooral afhangt van de omstandigheden waarin ze leven.

Received 25 April 2003

Accepted 28 April 2003



Coypus (*Myocastor coypus*) in Flanders: how urgent is their control?

Goedele Verbeylen

Institute for Forestry and Game Management (IBW), Rat Control,
Gaverstraat 4, B-9500 Geraardsbergen, Belgium, e-mail: goedele.verbeylen@lin.vlaanderen.be

Abstract: In Flanders populations of the coypu (*Myocastor coypus*) are present in the Grensmaas valley and in the surroundings of Hasselt-Zonhoven. Incidental observations have been reported from other parts of Flanders. The number of coypus in Flanders and surrounding countries has increased over the last few years and, in response, a control campaign was conducted by trappers of the Flemish government and of the province of Limburg in March-April 2002. The aim of the campaign was to assess the feasibility of eradicating the coypu in Flanders. Two types of trap were employed: Conibear 160 traps and live trapping cages. The live trapping cages had a lower trapping success than Conibear 160 traps, due to the late start of the campaign. These cages also contained more unintended captures, but these animals could be released back to the wild, in contrast with the Conibear 160 traps, which kill the animals. There was no difference between the number of coypus entering the Conibear 160 traps from inside or outside their burrows. Hence closing the traps from the outside, which would reduce the risk of unintended captures, would also considerably decrease trapping probability. Coypus of all ages were captured, the oldest being 11 years. No sex or age differences were found between coypus caught in the two types of trap. Females were found to be reproductive 3-6 months after birth and males after 6-12 months. These data should be handled with caution, as they cover only a very short sampling period. In January 2003 the campaign was repeated. The ultimate aim of this control campaign is to fully eradicate the coypu in Flanders, so that in the future only control at the borders will be necessary.

Keywords: coypu, *Myocastor coypus*, alien species, eradication campaign, Conibear, cage trap.

Introduction

Coypus (*Myocastor coypus*) originate from South America and were imported to Europe (as well as to North America, the former Soviet-Union, Kenya, the Middle East and Japan) for their fur at the end of the 19th, and the beginning of the 20th centuries (Mitchell-Jones et al. 1999). In some places they were released on purpose and even sold as 'weed-cutters' to destroy water vegetation. They were also released when fur-farming became unprofitable and by animal liberation organisations. They were able to establish viable populations in places where the climate was not too cold. The subspecies occurring in Europe is *Myocastor coypus bonariensis*, indigenous to northern Argentina. This sub-

species is very susceptible to frost, but can live in sweet as well as in brackish or salt water (Jouventin et al. 1996). The first 'Flemish' coypus were seen from the second half of the 1970s onwards, in the valley of the Maas river, where it forms the border between Belgium and the Netherlands (Grensmaas) (Vanacker & Van Looy 2000). Aside from escapees from a breeding farm in Lanaken (figure 1), they probably colonised Flanders from the Netherlands, where they in their turn immigrated from Germany along the Roer and Swalm rivers.

Coypus are our largest rodents. They look like rats and can weigh as much as 10 kg (up to 23 kg) (Jouventin et al. 1996). They live in marshes, ponds and lakes and along rivers, where they make platforms of plants to rest on, or burrows in dikes and embankments that can be very complex with several tunnels (Lange et al. 1994). They are mainly herbivorous and forage on aquatic and semi-aquatic plants, but eat also

© 2002 Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. Lutra abstracts on the internet: <http://www.vzz.nl>

fresh water molluscs, insects, amphibians, fish, and other small animals (LeBlanc 1994). They also eat crops such as maize, grains and sugar beet. In winter they feed mainly on roots, bark and rhizomes.

In their native habitat coypu densities are kept low by periods of drought and flood and because they are a very substantial part of the diet of large predators (e.g. caiman (*Caiman* sp.), jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*); Jouventin et al. 1996). In some places where they were introduced, such as North America, densities increased tremendously (up to 138/ha; LeBlanc 2002), with overgrazing, or so-called 'eat outs', as a consequence (photo 1). In the northern hemisphere population densities fluctuate due to periods of frost (Jouventin et al. 1996).

Coypus usually occupy a small area (<400 m from the burrow), but when food supplies are low (especially during winter) they migrate to better places. They have been known to migrate up to 75 km (Evans 1970). In some areas they migrate seasonally between marshes and agricultural areas. They can reproduce all year round and have 2-3 nests per year, each producing between 2 and 13 young. The young are born fully developed and are ready to reproduce after 3 months. About 20% of the young survive their first year and live for about 4-5 years (coypus of

up to 12 years old have been recorded in the Netherlands; Niewold & Lammertsma 2000). In Germany the mean age is higher (10 years), because of the lack of control. There are no natural predators of adult coypus in northern Europe, although young coypus are known to be predated by red foxes (*Vulpes vulpes*), domestic dogs (*Canis familiaris*), stoats (*Mustela erminea*), polecats (*Mustela putorius*), herons and birds of prey (Jouventin et al. 1996).

Coypus are regarded as pest animals everywhere in Europe. They damage crops, dikes, and marsh vegetation. Hence the need to control them. Several international conventions and a European Directive (Convention of Rio, Bern Convention, EU-Habitat Directive) make their control mandatory. In Flanders low coypu densities mean that the damage that they cause is relatively low. While control of the coypu is not yet explicitly outlined in any Flemish legislation, they can be controlled under the *Law on the control of organisms that damage plants and vegetable products* (2/4/71) and the *Decree of the Flemish government on the introduction in nature of non-indigenous animal species* (21/4/93). In the Netherlands, coypus have been responsible for cave-ins of dikes, roads and agricultural land next to waterways (Niewold & Lammertsma 2000). They eat maize, (seedlings of) sugar



Figure 1. Distribution of the coypu in Flanders. Captures that could not be attributed to a certain community are left out. Coloured areas: communities with at least 10 coypus caught during 1991-2002 (coloured according to number of captured coypus). Dots: local sightings and captures of less than 10 coypus during 1973-2002. When known, year and number of coypus are given between brackets.

...the extent of the coypu problem. These data were mostly provided by muskrat (*Ondatra zibethicus*) trappers employed by the regional, provincial and municipal governments. Records of individual sightings from local people, mostly members of nature conservation organisations, were included.



Photo 1. 'Eat out' caused by coypus in Jefferson Parish, USA. Only the area within the small enclosure was not affected by coypus. Photograph: G. Linscombe, Louisiana Department of Wildlife and Fisheries, New Iberia, USA.

beet, and all kinds of grains. They accelerate the erosion of dikes by eating the natural vegetation, and alter the natural plant species composition (e.g. by feeding selectively on rare plant species; Ellis 1963, Boorman & Fuller 1981, Niewold & Lammertsma 2000). Because of the increasing number of coypu captures in Flanders, a detailed study of their distribution was started in 2001, followed by a first control campaign in 2002. The first results of this study are presented in this article.

Material and methods

For this study all available data on coypu presence in Flanders were gathered to form a picture

of the extent of the coypu problem. These data were mostly provided by muskrat (*Ondatra zibethicus*) trappers employed by the regional, provincial and municipal governments. Records of individual sightings from local people, mostly members of nature conservation organisations, were included.

Based on this knowledge a decision was taken to carry out an intensive control campaign in an initial attempt to eradicate the coypu in Flanders. The campaign was conducted between March and April 2002 by the muskrat trappers of the Flemish government and of the province of Limburg. Different approaches were used. Literature reviews showed that live trapping cages, placed on baited rafts, are the best method to attract and trap coypus, especially when coypu densities are



Photo 2. Conibear 160 trap. Photograph: Goedeke Verbeulen.

low (Evans 1970, Baker & Clarke 1988, Gosling et al. 1988, Gosling & Baker 1989). This method also minimises unintended captures and any animals trapped in these cages can be released. The disadvantage is that they are time-consuming as they have to be checked on a daily basis. So the governmental trappers, employed primarily to control muskrats, didn't have the time to use these traps and used Conibear 160 traps instead (photo 2). These traps are similar to, but slightly larger than, the Conibear 110 traps used for muskrat control and can be used to trap both muskrats and coypus. It was not known though whether very large coypus could be caught with these traps as generally the larger Conibear 220 model is used for coypus. The provincial trappers used both the Conibear 160 traps and live traps (cages of 80x30x30 cm, photo 3), some of which were placed on rafts and some on land. In addition there were also unintended captures from the muskrat control programme (with fikes, Conibear 120 traps, and other snap traps).

Traps were only placed where there were clear signs of a coypus presence. Conibear 160 traps were always placed at the entrance of the burrow; live traps were placed on, or close to, trails (photo 4) or near burrows and feeding places. They were checked daily and removed immediately after the coypus were caught. Besides the date and location of captures, we also noted (for the Conibear 160 traps) whether the animal entered the trap from inside or outside of the burrow if this could be determined.

Most of the captured coypus were collected and brought to the Institute for Forestry and Game Management where they were measured and dissected to look at reproductive status and visible parasites. Female reproductive status was determined by the presence or absence, and size of the embryos and the presence or absence of placental scars. Male reproductive status was based on the presence or absence of spermatozoa in the *vas deferens*. This was determined by transferring the sperm from the *vas deferens* onto a slide, colouring it with Hemacolor® and examining it under a microscope. Age was determined by teething status: 0-3 months when the second molar had not erupted; 3-6 months when the third molar had not erupted; 6-12 months when the third molar was not fully grown and more than 12 months when the third molar was fully grown (Niewold & Lammertsma 2000). For animals of more than 12 months, age was determined by counting the number of year rings in the root cement under the crown between the roots of one of the premolars (Miura 1985). For this a vertical slice of 0.7 mm was cut out of the premolar with a diamond saw and examined under a microscope. We also looked for the presence of frostbite scars.

Results

Distribution

Figure 1 shows all known available data on coypu presence in Flanders. It shows a large population along the Grensmaas and a smaller, isolated, population in Hasselt-Zonhoven and its surroundings. In other provinces there have only been incidental observations of coypus in recent years.

Number of captures

Figures 2 and 3 show the annual number of (known) coypu captures in the Flemish province of Limburg and in the Netherlands. The Dutch provinces of Limburg, Noord-Brabant, Zuid-



Photo 3. Cage trap. Photograph: Goedeke Verbeylen.

Holland and Gelderland have recorded the highest number of coypus trappings. Coypus have also been caught in Utrecht (since 1996), in Flevoland and Friesland (since 1999), and in Overijssel and Zeeland (since 2001). No coypus have yet been caught in the other three Dutch provinces.

Trapping success

Between January and April 2002, 130 coypus were caught in Flanders. Ninety-four of these were brought in for autopsy. During one month of the March-April campaign, the number of placed traps and unintended captures was noted down exactly (table 1). In this period, Conibear 160 traps were set out on 308 trap nights and the live traps on 289. Coypus were caught in 15% of the Conibear 160 trap nights, and 6% of the live trap trap nights. This difference was statistically significant (test of difference between two percentages, two-sided, $P=0.0001$).

Comparing coypu captures with unintended captures, there were relatively more unintended captures in the cage traps than in the Conibear 160 traps (Chi-square test, two-sided, $\chi^2=7.36$, $df=1$, $P=0.007$). Captures of all controlled species (coypu, muskrat, and brown rat (*Rattus norvegicus*)), compared to unintended captures, were also significantly higher with the Conibear 160 traps (Chi-square test, two-sided, $\chi^2=6.01$, $df=1$, $P=0.014$). One muskrat drowned in a cage trap placed on a bank because the water level rose. One moorhen (*Gallinula chloropus*) was killed in a cage trap by a predator. In 24 cases the direction of the coypu entering the Conibear 160 trap could be identified: 15 coypus came from inside the burrow, 9 came from outside. This does not significantly differ from a 50:50 distribution (Chi-square test, two-sided, $\chi^2=1.50$, $df=1$, $P=0.221$). For muskrats, 2 came from inside and 8 from outside the burrow, which differs significantly from the coypu direction of entering the burrow

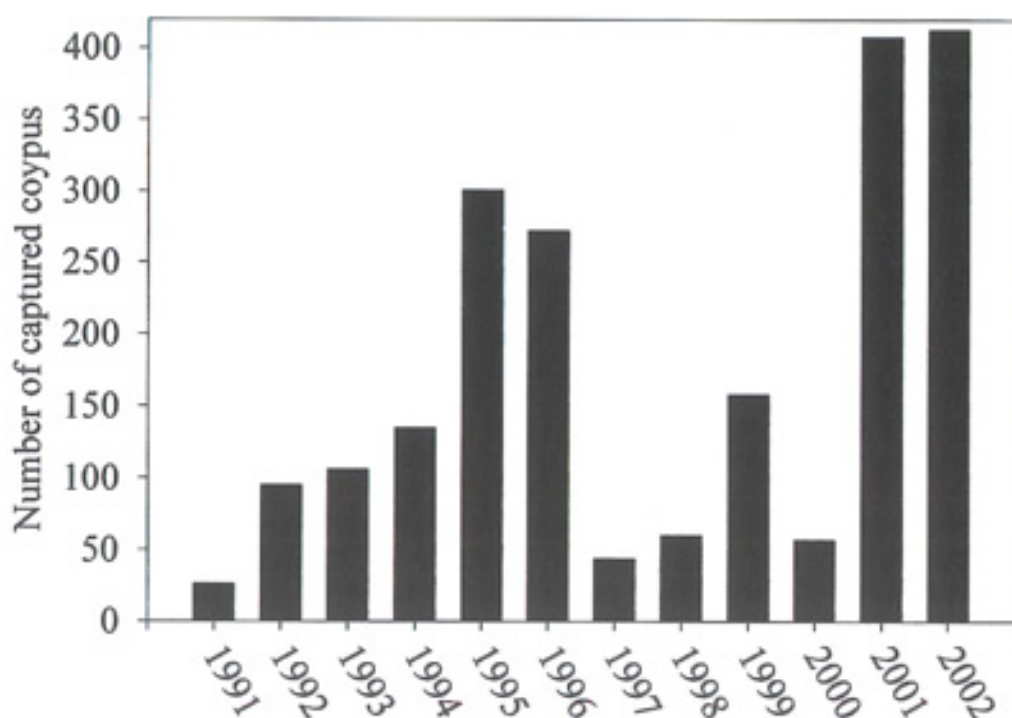


Figure 2. Number of known coypu captures during 1991-2002 in the Flemish province of Limburg. Data for 1999 and 2000 are incomplete.

(Chi-square test, two-sided, $\chi^2=5.10$, $df=1$, $P=0.024$). The two stone martens (*Martes foina*) entered the Conibear 160 traps, both from the outside.

Age and reproductive status

For twelve of the 94 captured coypus only the skull was available, so for these animals only age

and not sex and reproductive status could be determined. The reproductive status of a further eleven males could not be determined due to decay.

Animals of both sexes and most age classes were caught (figure 4). The oldest coypu was 11 years old. Sixty-eight per cent of the coypus were less than 1 year old. There were no significant differences in sex or age between coypus caught in the two types of trap (Log-linear analy-

Table 1. Number of caught coypus and unintended captures for both capture methods used during one month of the control campaign in March-April 2002.

Captured species	Conibear 160	Cage trap
Coypu (<i>Myocastor coypus</i>)	47	16
Muskrat (<i>Ondatra zibethicus</i>)	11	7
Brown rat (<i>Rattus norvegicus</i>)	1	3
Moorhen (<i>Gallinula chloropus</i>)	0	7
Stone marten (<i>Martes foina</i>)	2	0
Rabbit (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	1	0
Mallard (<i>Anas platyrhynchos</i>)	1	0

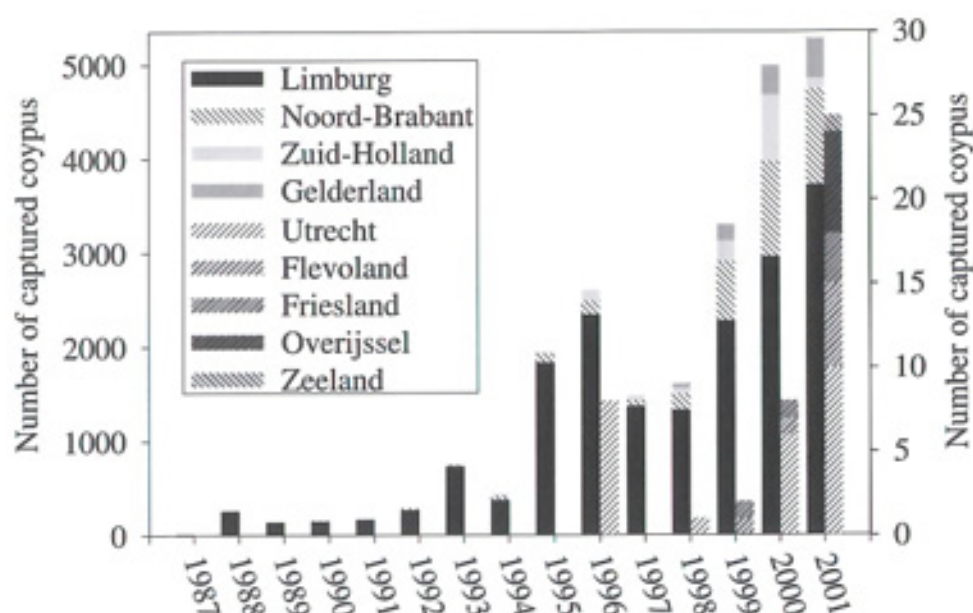


Figure 3. Number of known coypu captures during 1987-2001 in the Dutch provinces. The left y-axis gives the scaling for the left bars (provinces with high capture numbers) and the right y-axis for the right bars (provinces with low capture numbers) (source: Anonymous 2002).

sis, coypus of >12 months grouped as one class, $P=0.398$).

All females younger than three months were non-reproductive and had not had young in the past (figure 5). No highly pregnant or nursing females were captured. Five pregnant females (two of almost 12 months, three of >12 months) with small embryos, had already had young in the past. The number of embryos for pregnant females varied between 2 and 10 (mean 5.7 ± 2.1). The three non-reproductive females with placental scars were 6-12 months, 4 years, and 7 years respectively, so the oldest reproducing females were 5 years old (see also figure 4). All males younger than six months were non-reproductive and all the older males were reproductive (figure 6).

Only one coypu, a male older than 12 months, had a liver infection of *Fasciola hepatica*. Twenty-five coypus (30% of all the captured coypus, 15 of them males, 16 of them older than 12 months) had frostbite scars on their tail or a piece of their tail missing.

Discussion

Distribution

In Flanders the coypu population is probably limited to the province of Limburg. Most captures are from the Grensmaas and the gravel holes and marsh areas along this river, especially from the northern part where coypus emigrate from the Netherlands. The power plant in Kessenich, that discharges warm water into the Maas, probably increases survival rates during cold winters, and subsequent population densities and captures. The population in Hasselt-Zonhoven (an area with large pond complexes) probably originates from released animals.

Individual sightings from other parts of Flanders most likely originate from escapes and releases from captive populations. Given the increasing coypu numbers in France (Jouventin et al. 1996) and in the Netherlands (Anonymous 2002), it is likely that at least some of these individuals are immigrants from these countries. The

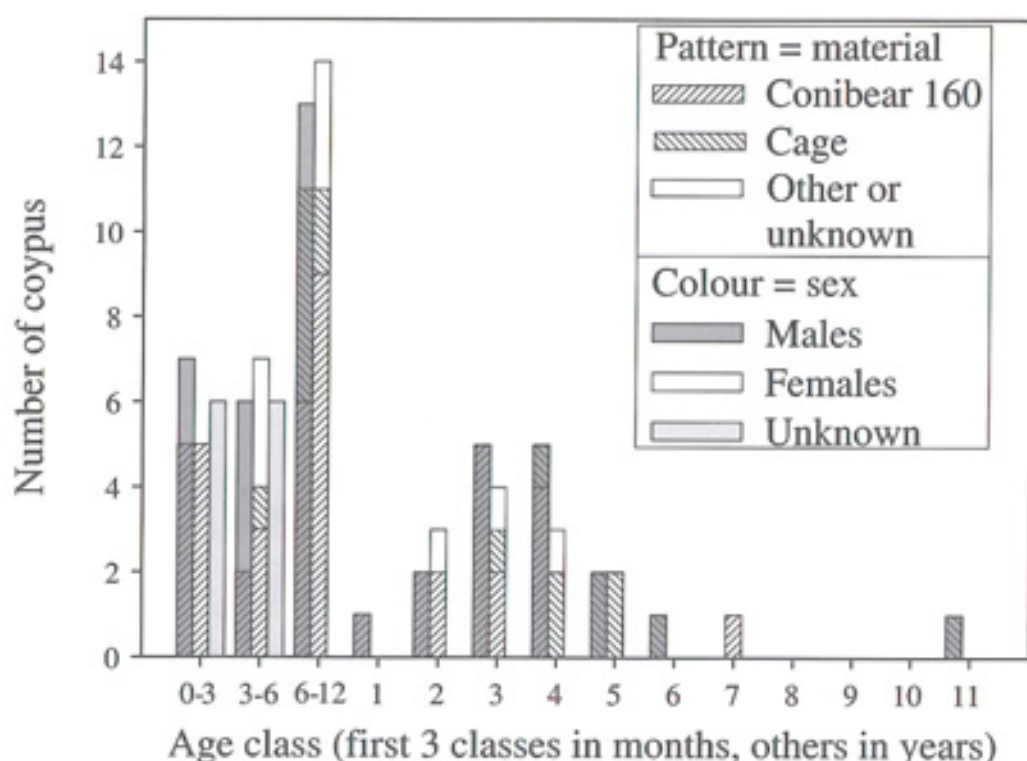


Figure 4. Number of coypus for the different sexes, capture materials and age classes.

limited data available from Wallonia show a very scattered coypu presence (Libois 1997).

Number of captures

At present coypu numbers in Flanders are probably still low. The exact size of the population is not known, but, based on capture numbers, we estimate a population of a few hundred individuals. This is relatively small compared to other European countries (such as France and Italy), where it is probably too late to eradicate coypus. The colder climate in Belgium, where winter temperatures often drop below freezing, exercises some degree of natural control over population levels.

Most coypu captures in Flanders in the past were accidental captures from the muskrat control programme, and involved young animals that were still small enough to get caught in

muskrat traps. In the last few years, an increasing number of coypus has been trapped in the larger Conibear 160 traps and with live traps, which are preferred as they minimise the risk of killing other animals. The capture figures have to be handled with caution, since there was no structural coypu control programme in Flanders in the past, and efforts to control them have varied from year to year. There was an increase in captures up until the cold winter of 1996-1997, which few coypus survived, and their numbers started to increase again afterwards. If winters stay as warm as they have been over recent years, a considerable increase in coypu numbers can be expected. Suitable coypu habitats are also increasing as greater emphasis is placed upon the natural construction of watercourses and the area of nature reserves is increasing.

The Netherlands has witnessed a strong increase in the numbers and distribution of coypu



Photo 4. Coypu trail. Photograph: Goedeke Verbeylen.

over the last few years. The effect of the cold winter of 1996-1997 is also evident there with low capture numbers in 1997 (figure 3). From 1999 onwards there has been a structural coypu control in the Netherlands (Anonymous 2002), but this has not been sufficient to control population growth. It is likely that more resources will be expended on this control programme in the coming years.

Trapping success

The control campaign for Flanders was initially planned for the winter and early spring, since coypu trails are easier to find then, the bait in the cages is more attractive, and population densities are already low due to high mortality and low reproduction (Micol 1990). However, logistical reasons delayed the campaign until March. By then there was already plenty of natural food present, so attracting coypus from a distance was not

possible. This may explain the lower percentage of captures per trap night for the live cages. Coypus were only caught when the cages were put in places with clear evidence of a coypu presence. A further problem was caused by the flooding of the Grensmaas, which scattered the coypu population, making them difficult to find. This, the heterogeneity in numbers and location of the trapping material, and the short period of the campaign means that the number of captures, and of unintended captures, should be handled with caution. In the UK coypus were eradicated through the use of live trapping cages only (Gosling et al. 1988, Gosling & Baker 1989). In 1975 the English population was estimated at 19,000 animals. Twenty-four trappers were hired in 1980 and they were able to reduce the population to 6,000 adults by the beginning of 1981. The last "English" coypu was caught in 1987.

Although live traps make more unintended captures than the Conibear 160 traps, animals

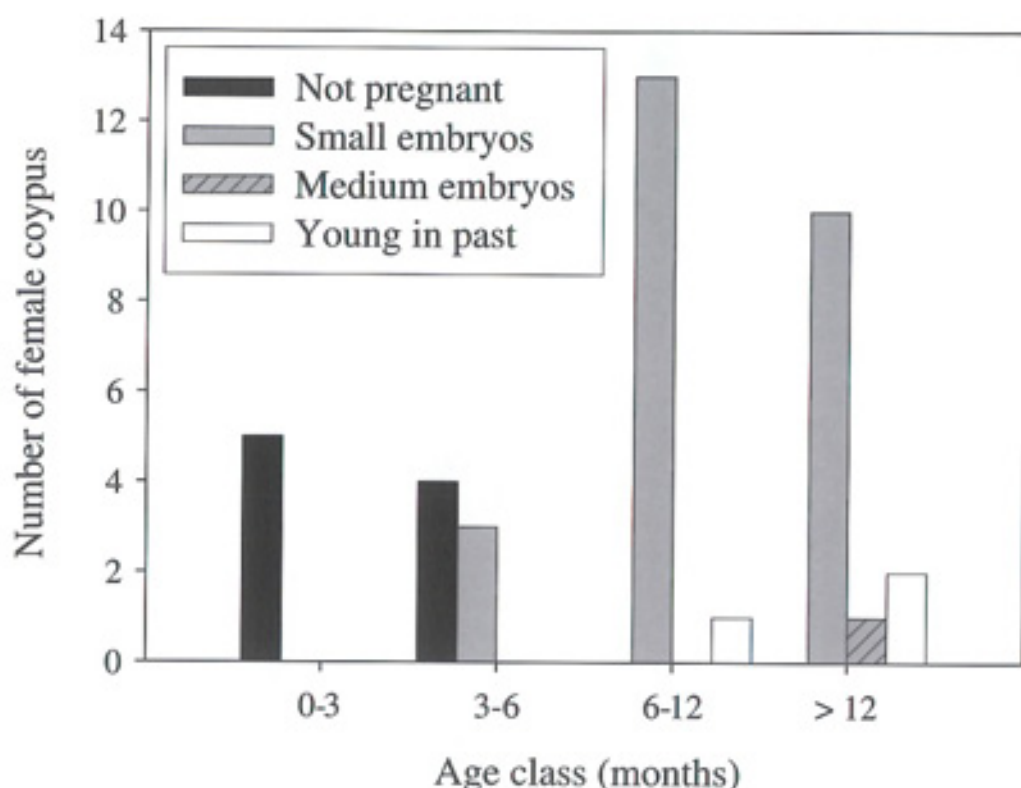


Figure 5. Number of female coypus in relation to age class and reproductive status.

caught in these traps can be released. Live traps also have disadvantages: they have to be checked daily, they are heavy and usually need to be placed in relatively inaccessible locations. A further disadvantage is that the coypus captured in these traps have to be killed afterwards. The most 'humane' (i.e. the quickest) method for this seems to be to take them out of the cage by the tail and hit them on the back of the head with a stick. Some coypus caught in these traps injure themselves on their toes, tail or nose in an attempt to escape. The 'animal friendliness' of these cages depends, to some extent, on their placement and construction.

The Conibear 160 traps appear useful in trapping a wide age range of coypus. However, we do not know how long it takes for coypus to die when captured in these traps. These traps are

smaller than those normally used for trapping coypus (Conibear 220) and the power may be insufficient to kill the animal quickly. The point of impact may also be on, instead of behind, the skull, allowing the animals to escape. In our study almost all coypus were fully caught in the traps. One male (>12 months) was caught by only its hind legs and tail and one female (6-12 months) by just the nose (and was still alive the next day). On three occasions a trap was closed without an animal being caught in it, but it is most likely that this was due to human interference.

One major problem in using Conibear 160 traps is that almost all entrances to coypu burrows are above water level (photo 5), which makes unintended captures of other species, such as the stone marten, more likely. There is presently a moratorium on hunting this species in

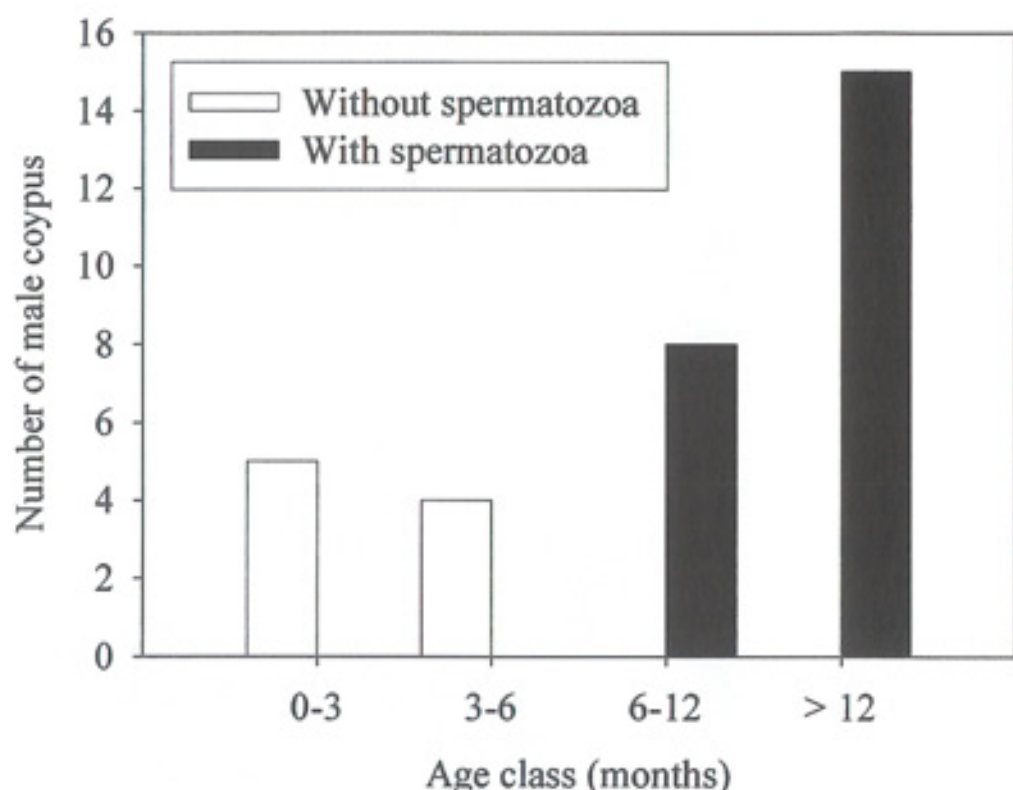


Figure 6. Number of male coypus in relation to age class and reproductive status.

Flanders. There is a real risk of unintentionally capturing other animals such as badger (*Meles meles*) and, in the future, probably beaver (*Castor fiber*) and possibly otter (*Lutra lutra*), all protected species in Flanders. This risk can be avoided by protecting the traps from the outside, but this would considerably decrease their effectiveness as many coypus enter the traps from the outside. These traps are also dangerous for the trappers and for the public and their pets, so supplementary security measures (such as warning notices) should be taken.

In spite of the low trapping success of the cages, we still think this is the best way to control the coypu in Flanders, especially as we wish to avoid unintended captures. This can only be realised when at least one trapper is assigned to coypu control on a full-time basis, which will probably happen in the near future.

Age, reproduction and health

Although coypus of almost all age classes were caught, we can say nothing about the "trap-happiness" of the different age classes, as we do not know the age composition of the whole population. A lot of old animals were caught (up to 11 years old), but we do not know whether these have lived in Flanders all of their lives, or whether they immigrated from the Netherlands. Despite Flemish (or Dutch) trapping efforts they have evaded capture for a very long time.

Reproduction amongst coypus starts very early, an observation which is supported by other studies (Jouventin et al. 1996, Niewold & Lammermsma 2000). At first, we attributed the lack of highly pregnant and nursing females to an interruption in reproduction caused by a heavy frost

Photo 5. Entrance of a coypu burrow: large and above the water level.
Photograph: Goedeke Verbeylen.



period of two weeks during winter. However, this seemed unlikely as very young coypus were still caught after the winter. A more likely explanation is that these females are very elusive. The oldest reproducing female was 5 years, but as only one female of more than 5 years was captured, we cannot say if reproduction takes place after this age.

Only one coypu infected with *Fasciola hepatica* was found. This is a very low degree of contamination (in other countries like France as many as 50% may be infected; Jouventin et al. 1996). Even though there have been very few

cold winters in recent years, many of the captured coypus had frostbite scars, which suggests that even very short periods of frost pose a problem for these South American animals.

How to continue?

After this first brief experience with organised coypu control, a further campaign was initiated in 2003. This time trapping started earlier in winter (January), so that the baited live traps would have a higher success rate. These trapping

results will be analysed and published at a later date. During the rest of the year coypus are controlled wherever clear signs are found. Since coypu control with live traps is too time-consuming to combine with muskrat control, one person will probably be put in charge of coypu control. This trapper should also have a gun license, to shoot coypus from bushes and trees when water levels are high, which also happens in the Netherlands. Given the increase in coypu numbers and distribution in Flanders and surrounding countries, we believe that its eradication is very urgent. So we hope to be successful in eradicating the coypu in Flanders in the near future, or at least to significantly reduce numbers, so that in the future, continuous attention and border control will be the prime control mechanisms.

Acknowledgements: I would like to thank the Water division of the Flemish government and the Province of Limburg for trapping and collecting the coypus and providing most of the Flemish coypu data. Kristof Baert helped with determining the reproductive status of the male coypus and Axel Neukermans helped with determining the age of animals older than one year. Jan Stuyck, Fred Barends and one anonymous referee gave comments on this, and earlier versions of the manuscript. Natuurpunt Studie, a Flemish nature conservation organisation, provided some of the data on local coypu sightings.

References

- Anonymous 2002. Landelijk Jaarverslag 2001 Muskrattenbestrijding. Landelijke Coördinatie Commissie Muskrattenbestrijding, 's-Hertogenbosch, The Netherlands.
- Baker, S.J. & C.N. Clarke 1988. Cage trapping coypus (*Myocastor coypus*) on baited rafts. *Journal of Applied Ecology* 25: 41-48.
- Boorman, L.A. & R.M. Fuller 1981. The changing status of reedswamp in the Norfolk broads. *Journal of Applied Ecology* 18: 241-269.
- Ellis, E.A. 1963. Some effects of selective feeding by the coypu (*Myocastor coypus* Molina) on the vegetation of Broadland. *Transactions of the Norfolk and Norwich Naturalists Society* 20: 32-35.
- Evans, J. 1970. About nutria and their control. Resource Publication 86. Denver Wildlife Resource Center and the Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Denver, USA.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker 1989. The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society* 38: 39-51.
- Gosling, L.M., S.J. Baker & C.N. Clarke 1988. An attempt to remove coypus (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in East Anglia. *Journal of Applied Ecology* 25: 49-62.
- Jouventin, P., T. Micol, C. Verheyden & G. Guédon (eds.) 1996. Le Ragondin. Biologie et méthodes de limitation des populations. Association de Coordination Technique Agricole, Paris Cedex, France.
- Lange, R., P. Twisk, A. van Winden & A. van Diepenbeek (eds.) 1994. Zoogdieren van West-Europa. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, The Netherlands.
- LeBlanc, D.J. 2002. Nutria: Damage prevention and control methods. Available from the internet, accessed 1 September 2002. URL: <http://www.jeffparish.net/pages/index.cfm?DocID=1213>
- LeBlanc, D.J. 1994. Nutria. In: S.E. Hygnstrom, R.M. Timm & G.E. Larson (eds.), Prevention and control of wildlife damage: 71-79. Cooperative Extension Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska / United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Animal Damage Control / Great Plains Agricultural Council, Wildlife Committee, Lincoln, USA.
- Libois, R. 1997. EEW93 Flore-Faune - Les mammifères. Available from the internet, accessed 1 September 2002. URL: <http://mrw.wallonie.be/dgr-ne/sibw/especes/eew/eew93/mammifer.html>
- Micol, T. 1990. Le ragondin: sa biologie doit déterminer ses méthodes de lutte. *La Défense des Végétaux* 260/261: 40-45.
- Mitchell-Jones, A.J., G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Krystufek, P.J.H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J.B.M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima (eds.) 1999. The atlas of European mammals. Academic Press, London, UK.
- Miura, S. 1985. Cementum layers as an age criterion in Nutria, *Myocastor coypus*. *Journal of the Mammalogical Society of Japan* 10: 205-207.
- Niewold, F.J.J. & D.R. Lammertsma 2000. Beveerratten in opmars. Onderzoek naar levenskansen, effecten en bestrijding. Alterra-report 140. Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- Vanacker, S. & K. Van Looy 2000. De Beveerrat aan de Grensmaas: een aaibare exoot? LIKONA Jaarboek 1999: 67-71.

Samenvatting

Beverratten (*Myocastor coypus*) in Vlaanderen: hoe dringend is hun bestrijding?

In Vlaanderen zijn beverratpopulaties aanwezig langs de Grensmaas en in de omgeving van Hasselt-Zonhoven. Daarnaast zijn er regelmatig individuele waarnemingen in heel Vlaanderen. Gezien het aantal beverratten in Vlaanderen en de omliggende landen de laatste jaren aan het toenemen is, werd in maart-april 2002 een bestrijdingscampagne gevoerd door de rattenvangers van de Vlaamse gemeenschap en de provincie Limburg, in een eerste poging om de beverrat in Vlaanderen uit te roeien. Als vangmateriaal werden Conibear 160 klemmen en vangkooien gebruikt. Door de late start van de campagne, waardoor er reeds voldoende natuurlijk voedsel aanwezig was, hadden de vangkooien een lager vangstsucces dan de klemmen. In de kooien waren ook meer nevenvangsten, maar deze dieren konden weer vrijgelaten worden (in tegenstelling

tot de klemmen, die de gevangen dieren onmiddellijk doden). Er werd geen verschil gevonden tussen het aantal beverratten dat in de klem liep van binnenin de burcht of dat van buiten kwam. Het aanbrengen van een afscherming aan de buitenzijde van de klemmen zou de vangstkans dus aanzienlijk verkleinen. Er werden beverratten gevangen van alle leeftijden, met als maximum 11 jaar. Er waren geen geslachts- of leeftijdsverschillen tussen beverratten gevangen in klemmen en vangkooien. De wijfjes waren al reproductief vanaf 3-6 maanden, de mannetjes vanaf 6-12 maanden. Deze gegevens moeten voorzichtig geïnterpreteerd worden, aangezien ze een zeer korte bestrijdingsperiode bestrijken. In de winter van 2003 is een volgende campagne gevoerd, die vroeger (in januari) begon dan in 2002. Het uiteindelijke doel is de volledige uitroeiing van de beverrat in Vlaanderen. In de toekomst zal dan enkel een continue bestrijding langs de grenzen nodig blijven.

Received 24 September 2002

Accepted 6 April 2003



The muskrat (*Ondatra zibethicus*): expansion and control in the Netherlands

Fred K.N. Barends

Provincie Zuid-Holland, Dienst Muskusrattenbestrijding, P.O. Box 90602,
NL-2509 LP Den Haag, The Netherlands, e-mail: barends-fred@pzh.nl

Abstract: This article describes the expansion of the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands in the first years after its appearance. Attention is given to the early publications on this alien rodent. Studies on damage to agriculture and water management are used to judge how to control this pest species. Since 1986 the provinces have the responsibility by law for reducing the muskrat populations in the country. Lately, scientific and computerised methods are used to improve the efficiency of the muskrat control and reduce the negative effects of this rodent species on the environment.

Keywords: muskrat, distribution, expansion, damage, pest species, control.

Early spread and control in Europe

The European success story of the muskrat (*Ondatra zibethicus*) is well known (see Hoffmann 1958). The animal was brought in from North America. In small numbers it was introduced in hunting areas of the Bohemian nobility (after 1900), and large numbers were brought to Germany and northern France for fur farming (1900-1930). Although it is often said otherwise, one can conclude that it took the animal quite some time to reach the Netherlands: muskrats reached the country during the second World War. After being distributed throughout Germany, a lot of farm animals escaped and colonised nature areas, especially when fur prices, after reaching a maximum in 1928, went down during the economic crisis in the thirties of the last century. Already at an early stage the digging of muskrats in dikes of fish-ponds was considered so severe that parts of Germany, like Bayern and Sachsen, had legislation on muskrat trapping, and appointed muskrat trappers as early as 1917 (Ulbrich 1930, for Austria see Toldt 1929). In today's muskrat trapping some traps (e.g. the hair-

triggered trap of A. Roith) that find their origin in these early years of the German campaign are still in use.

To my knowledge Vonk wrote the first Dutch article on the muskrat. Ritzema Bos (1917) mentions it in his extensive study on this animal. He gave fair warnings for the impact these animals would have when they reached the Netherlands. The next publication can be found in 'Het Vaderland' (Jurriaanse 1928). The writer is very well informed about the muskrat. In half a newspaper-page and in unmistakable words many facts are given about biology, damage and the necessity to think about what to do if the then so called 'Bisamrat' (in those years its Latin name was *Fiber zibethicus*) reached the Netherlands. The article ends with the words "*Gouverner, c'est prévoir!*" ["Governing is to foresee"].

I do not know how strong the influence of Jurriaanse has been, but on November 29, 1930 (Staatsblad 443) a law was presented which forbids to own or to transport muskrats into or through the Netherlands. Trapping had to be taken up by the Plants Disease Service (PD) in Wageningen. That same year a comparable law was presented in Belgium, but here flourishing muskrat farms still existed in Manderfeld (Malmedy), Huissignies and Begijnendijk (swamp area De Raem). These farms had to be closed down, but one way or the other the ani-

mals got free and were afterwards used as a solid source for fur trapping (Kluyver 1937). It seems that in Belgium there was no involvement of the government in muskrat trapping before 1940. In Germany a central state trapping organisation was formed from 1935 onwards.

The PD in Wageningen specialised on the expected muskrat problem. Several letters asking for attention were spread to the public (1928, 1929, 1935) and Van Poeteren (1930, 1934) published articles about the threats posed by the expanding muskrat, based on observations made in neighbouring countries. Waage (1930) describes how the new law was voted for without any discussion, motivated by the danger this animal could present to the Netherlands. In 1937 Kluyver presented the above-mentioned over-all study on the muskrat, in which he describes the damages seen in North America and in Europe. He concludes *"Dangers and problems that will follow when the muskrat has reached our country are so clear that the necessity of intensive trapping does not need further discussion"*.

Also in 1937 the muskrat was classified under the Dutch hunting law as a pest animal, and a ministerial order was published in which regulations are given on how to act if one suspects or knows about the presence of a muskrat (Muskrat Decree 1937). The PD checked out every indication of muskrat presence, but until the 1940s no muskrats were found.

Settlement and control in the Netherlands

No muskrat was found in the Netherlands, until in May 1941 the mayor of the city of Valkenswaard warned the PD that he thought a muskrat was killed near the Venbergschen water mill. This was only 15 km from the nearest known Belgian population, and more intruders were feared for. In 1941 no more muskrats were found, but from then on the spread throughout the Netherlands started (table 1). In 1951 most of the 'Dutch' animals were trapped in the region Valkenswaard-Hilvarenbeek-Goirle-

Bladel-Eindhoven, but individual animals (30-40 individuals) were found up to river Het Hollands Diep, and also in Zeeuws-Vlaanderen and in southern Limburg.

In 1951 a new ministerial decree (Muskrat Decree 1951) was published, this time corresponding with the new Law on Plant Diseases. Access of officials to all rural areas where muskrats could be expected, as well as the fact that people had to tolerate trapping materials on their property, was clearly regulated now. Information on the spread of the muskrat in this period and on the campaign against them is published by Van de Peppel (1948 and 1949) and Van Koersveld (1953). The article of Van Koersveld is very interesting because he describes how the animals choose their way across the border and how and when they are trapped. Van Wijngaarden (1955) states *"...the Dutch campaign against the muskrat is characteristically applied ecological work, which has been done successfully until now. The final solution of the problem, total eradication from western Europe, should be done in close international cooperation"*.

The number of trappers in the Netherlands remained low until 1968. In this year five full-time trappers worked in the southern provinces Zeeland, Noord-Brabant, and Limburg, and about 25 people worked on a premium base. In 1976 the country (except for Noord-Holland and the mainland of Zuid-Holland) was divided into 32 work-

Table 1. Number of muskrats trapped in Belgium and the Netherlands during 1941-1951 (source: Anonymous 1951).

Year	The Netherlands	Belgium
1941	1	18
1942	2	72
1943	1	165
1944	1	115
1945	2	57
1946	16	81
1947	74	457
1948	164	3,957
1949	537	4,775
1950	337	3,007
1951	569	about 10,000

ing areas, with about 40 full-time trappers and an unknown number of other trappers. The division of the entire country was realised in 1977 with 55 working areas, with in total 73 full-time trappers and an unknown number of premium trappers. In 1980 these numbers had increased again to 60 working areas with 60 state and provincial trappers, 81 other trappers (not always full-time), and about 110 premium trappers. In 1985 there were 55 state and provincial trappers, 196 other trappers, and 260 premium trappers.

The period 1970-1985 can best be described as 'always running after the facts'. The muskrat slowly spreads throughout the country from the southeast to the northwest. In 1985 only Noord-Holland and parts of Zuid-Holland and Zeeland were still free of muskrats. The number of trapped muskrats rose from over 14,000 in 1970 to over 62,000 in 1976, almost 115,000 in 1980 and 221,000 in 1985. The Committee Muskrat Control (as advisor of the Minister of Agriculture and Fishery) states in the yearly report of 1976 that, with the scientific publication of Doude van Troostwijk (1976) Dutch muskrat trapping could from then onwards be done on a scientific basis. The plain realisation of the fact that the trapping should be done with more than the at that moment assigned number of trappers, however, came somewhat late.

In 1978 muskrats lived almost anywhere in the Netherlands. It was clear that within a couple of years its distribution would cover the whole Dutch area. The question rose how to proceed. By then it was also clear that working with state or provincial trappers, in cooperation with all kinds of other trapping arrangements, made an up-to-date, modern and successful control hardly possible. Furthermore, nobody knew exactly how many trappers were really needed. Hence, research was urgently required to know how to organise the muskrat control in the future.

Research

In 1978 the Technical Advice Committee for the Dikes was asked to study the subject. In 1979

Working Group 11 Muskrat research started research to gain insight into the influence of burrow-building by muskrats in dikes, the number of muskrats that may be tolerated (costs of damage versus costs of control campaign), and methods and costs of these methods to make dikes less vulnerable to muskrat digging activities. A general overview and conclusions were presented in Anonymous (1985). Different approaches and muskrat field studies were described in Anonymous (1983a, 1983b), Barends (1985), and Verkaik (1987, 1991).

In three earlier reports muskrat damage at 34 dikes was described (Anonymous 1981, 1984a, 1984c). Furthermore, a study was done on technical consequences and financial losses if the dike around the Zuidplaspolder in Zuid-Holland would burst (Anonymous 1984b). The general influence of digging burrows at the water levels in dikes, thus influencing the stability of the dike, was described. Research was also done on the amount of damage that had to be repaired by water board districts.

Damage by muskrats

It seemed impossible to estimate the amount of damage at different trapping intensities in a field-situation in which trappers were active. Although trappers cannot always eradicate a population, they succeed in diminishing the destructive work of muskrats at critical places. Thus extreme burrowing along ditches or in natural surroundings does not easily occur. Leaks in dikes are usually detected long before the dikes burst, since the Netherlands is a country where permanent water management asks for permanent control of the dike-system. And if a dike bursts because of muskrat digging, which happened a few times in the past, it is usually not a critical one.

The extent of damage muskrats are able to can be seen in case muskrat control fails completely. These occasions did occur in the past. In 1979-1980, in an area of 4,568 ha of agricultural land (crop and livestock) in Made-Drimmelen, the



Photo 1. Peak-density of muskrats in Made-Drimmelen in 1979. Photograph: Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries.

muskrats were out of control (photo 1). To solve the problem, in one year a peak of 551 animals had to be trapped along about 68.5 km of ditches (about 8 muskrats per km ditch). In 1991 in the province of Zuid-Holland the area De Vijf-heerenlanden had very high muskrat densities. In this area of over 11,000 ha, with up to 0.3 km of ditches per hectare, in one year 56,000 muskrats were trapped on 5,041 km of ditches (about 11 muskrats per km). The animals left no vegetation along the ditches and both adults and young ate large amounts of grass before the dairy cows were put outside in spring.

Is it desirable to have muskrats in nature areas? No, not for very long anyway. Around 1988 the manager of the lake area Nieuwkoopse Plassen still had the idea that the muskrat did a very good job in keeping the vegetation open. A couple of years later, he urged the trappers to control the muskrats, because vegetation loss was too high. Also at the lake area Reeuwijkse Plassen a lot of reed was lost by

muskrat activity, resulting in loss of land by wind and water erosion. The results of muskrats foraging on the coastal marshes of Louisiana (no vegetation left, land-loss by storms) are notorious (e.g. Linscombe, without year). But also the influence on reed land in Belgium (De Blankaart in Woumen) was not really appreciated (Gryseels 1988). Also in the Ooypolder near Nijmegen (The Netherlands) negative influences on nymphacid vegetation are described (Heine & van der Velde 1978).

The amount of agricultural damage as well as the dangers that exist in the Netherlands due to the large numbers of small dikes, shaped the decision on how to react to the muskrat problem. In December 1985 a new law was presented 'holding some arrangements concerning the muskrat-campaign'. From January 1, 1986 onwards County Councils of each province were held responsible for muskrat trapping. Aim is to diminish the number of muskrats to a reasonably low level in the whole country, by a



Photo 2. Different kind of traps are used to control muskrats in the Netherlands. So far they have not been eradicated completely. *Photograph: Alterra.*

permanent control campaign against the muskrat.

Costs of muskrat control

To repair the damage to banks of watercourses, to resolve water stagnation, and to compensate for crop-loss, almost 350 guilders per hectare were needed in 1979 (Litjens 1981). In that year the Netherlands had over 700,000 ha of cropland, 114,500 ha of horticultural land, and 1,212,600 ha of pasture land. For cropland only the costs of repair in 1979 would already have been 250 million guilders (this would be about 227 million euros in 2002). The yearly costs of the muskrat control campaign nowadays will be around 20 million euros. The muskrat control is financed by the government. In practice, in a province like Zuid-Holland (47,500 km ditches,

90 trappers, costs 3.2 million euro) the state pays about 40%. The rest of the costs are paid by the water boards and the province.

Present situation and future developments

After 1986 the organisation of muskrat control changed radically. To start with, staff assigned to muskrat control was divided over the provinces, thus (depending on the size of the province) forming small or large organisations. The registration of the number of trapped animals and time spent by the trappers was computerised, and software was developed to regulate the planning of trapping activities. A method was developed to judge how many trappers one needs, given the type of land, the amount of water, and the population density of the muskrat. Some provinces

delegated the trapping to the water boards, fragmenting the organisation of muskrat trapping even further. After good trapping results during 1990-1999, resulting in smaller muskrat populations and less animals trapped, the number of trapped animals is on average increasing again, as are muskrat populations. This should be changed on short notice. Sufficient muskrat trapping is necessary to guarantee the quality of our dikes and to control the amount of money we spend on the problem. But this kind of control trapping also asks for "animal friendly" methods, i.e. killing animals as fast as possible, bringing down populations as fast and as far down as possible, resulting in killing no more animals than we need to kill, and low impact on the environment i.e. diminish unwanted side effects of trapping, like unintended captures. Sufficient trapping is also very important for the way the animals are killed: lower muskrat numbers make it possible to use less drowning traps and more instant-killing traps.

The coming years the quality of all trapping materials will be tested under European regulations. But it is clear that not only the materials need to be tested. The way trappers work, their motivation and especially the way of governing the trapping organisation(s) in an appealing and adequate way also have a high priority to be evaluated.

References

- Anonymous 1951. Jaarverslag. Commissie Muskusrattenbestrijding. Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1981. Invloed van de graverij van muskusratten op waterkeringen. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1983a. Onderzoeksvoorstel praktijkproef graafgedrag van de muskusrat. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1983b. Begroting bij het onderzoeksvoorstel graafgedrag van de muskusrat. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1984a. Inventarisatie muskusrattenschade in waterkeringen. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1984b. Inundatieschade en preventieve maatregelen. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1984c. Muskusrattenschade aan waterkeringen in 1983. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Anonymous 1985. De muskusrat en zijn gevaren voor de waterkering. Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, Den Haag, The Netherlands.
- Barends, F. 1985. Onderzoek Muskusratten TAW. Telemetrie en Muskusratonderzoek. TAUW bv, Deventer, The Netherlands.
- Doude van Troostwijk, W.J. 1976. The muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) in the Netherlands, its ecological aspects and its consequences for man. RIN-Verhandeling 7. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, The Netherlands.
- Gryseels, M. 1988. Effecten van muskusrattenvraat in een verruigd rietland (De Blankaart te Woumen, België). *De Levende Natuur* 91 (5): 136-142.
- Heine, M. & G. van der Velde 1978. De muskusrat in de Ooypolder bij Nijmegen en zijn invloed op de nymphaeide vegetaties. *De Levende Natuur* 81 (3): 122-128.
- Hoffmann, M. 1958. Die Bisamratte. Geest & Portig K.-G., Leipzig, Germany.
- Jurriaanse, J.H. 1928. De bisamrat; een dreigend gevaar. *Het Vaderland*, 15 januari.
- Kluyver, H.N. 1937. De Bisamrat. Verslagen en Mededeelingen van den Plantenziektenkundigen Dienst te Wageningen 85. Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen, The Netherlands.
- Koersveld, E. van 1953. De muskusrat, *Ondatra zibethica* L. in Nederland en zijn bestrijding. In: Anonymous (ed.). *Jaarboek 1951-1952*: 229-249. Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen, The Netherlands.
- Linscombe, G. [without year]. Trapping assures habitat for many animal species. Louisiana Department of Wildlife and Fisheries, New Iberia, USA.
- Litjens B.E.J. 1981. Damage by muskrats in agriculture. In: Anonymous (ed.). Working party on the muskrat. Report from the Netherlands by the Wildlife Division of the Ministry of Agriculture: 11-17. E.P.P.O., Paris, France.
- Peppel, J. van de 1948. De muskusrat of bisamrat. *Tijdschrift over Plantenziekten* 54: 19-22.
- Peppel, J. van de 1949. De muskusrat in Nederland. *De Levende Natuur* 52: 128-133.
- Poeteren, N. van 1930. Wering en bestrijding van de bisamrat. *Tijdschrift over Plantenziekten* 36: 249-255.
- Poeteren, N. van 1934. De bisamrat nadert onze grens. *Tijdschrift over Plantenziekten* 40: 130-135.

- Ritzema Bos, J. 1917. De muskusrat, bisamrat of ondatra (*Fiber zibethicus* L.). Tijdschrift over Plantenziekten 23: 47-79.
- Toldt, K. 1929. Die Bisamratte (*Fiber zibethicus* L.) mit besonderer Berücksichtigung ihres Auftretens in Österreich. Verlag Arthur Heber & Co., Leipzig, Germany.
- Ulbrich, J. 1930. Die Bisamratte; Lebensweise, gang ihrer Ausbreitung in Europa, wirtschaftliche Bedeutung und Bekämpfung. Verlag und Druck von C. Heinrich, Dresden-N., Germany.
- Verkaik, A.J. 1987. Gedrag van muskusratten, de rol van geurstoffen en de toepassing daarvan bij de bestrijding van deze dieren. LUW, Wageningen / TNO, Delft, The Netherlands.
- Verkaik, A.J. 1991. Verspreidings- en verplaatsingspatronen van muskusratten in Flevoland. RIN-report 91/12. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, The Netherlands.
- Waage 1930. De Bisamrat (*Fiber zibethicus* L.). Natuurhistorisch Maandblad 19 (12): 137-139.
- Wijngaarden, A. van 1955. De bestrijding van de muskusrat, *Ondatra zibethica* L. in Nederland. Vakblad voor Biologen 25: 68-74.

Samenvatting

De muskusrat (*Ondatra zibethicus*): verspreiding en bestrijding in Nederland

Al voordat de muskusrat (*Ondatra zibethicus*) in Nederland was gesignaleerd, werd zowel in de pers als in vakliteratuur gewezen op de gevaren die dit dier voor Nederland kon betekenen. Met name schade die de muskusrat in Duitsland veroorzaakte was hierbij een leidraad.

In 1930 werd in Nederland (en direct daarna ook in België) een eerste wet gepubliceerd, die de bestrijding van de muskusrat moest regelen. De Plantenziektenkundige Dienst (PD) in Wageningen kreeg hier de taak ieder vermoeden van de aanwezigheid van de muskusrat in Nederland te onderzoeken. Het dier naderde onze landsgrenzen zowel vanuit België als vanuit Duitsland, en in dit licht werd herhaaldelijk door de PD opgeroepen alert te zijn op de aanwezigheid ervan. In 1937 werd de muskusrat als schadelijk dier in de jachtwetgeving opgenomen. Ook werd toen een eerste muskusrattenbesluit gepubli-

ceerd, waarin bij het vermoeden van de aanwezigheid van het dier de te volgen wijze van afhandelen werd vastgelegd.

Na een eerste vangst van een muskusrat in 1941 blijven de in Nederland gevangen aantallen met enkele tientallen per jaar aanvankelijk laag. Echter, een vrij ruime verspreiding over zuidoostelijk Nederland valt daarbij al wel op. De muskusrat verspreidt zich aansluitend in noordwestelijke richting door Nederland, waarbij zowel de vangstaantallen (van enkele tientallen vangsten in 1950 tot 62.000 vangsten in 1976) als het aantal vangers toeneemt (van enkele vangers in 1950 tot 73 vangers in 1977). De personele inzet heeft in deze periode steeds achtergelopen op de populatieomvang, zodat op het moment dat de muskusrat overal in Nederland voorkwam, besloten werd tot evaluatie van de omvang van het probleem, van de mogelijke wijzen van reageren, en de daarbij passende organisatievorm(en). Nadat lacunes in de kennis werden ingevuld, bijvoorbeeld door *Werkgroep 11 Onderzoek Muskusratten* van de Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, werd eind 1985 bij wet vastgelegd dat de muskusratbestrijding voortaan een door de provincies permanent uit te voeren taak zou zijn. De omvang van de graverijschade aan bijvoorbeeld oevers en gewassen in relatie tot de bestrijdingskosten, gevaren met betrekking tot de waterhuishouding, te verwachten schade aan natuurlijke vegetaties, en de daaruit voortvloeiende afslag van oevers en gronden, vormden daartoe met name de aanleiding.

Sinds de bestrijding een provinciale taak werd is deze taak in een aantal provincies naar de waterschappen gedelegeerd. Zo werden soms kleine bestrijdingsorganisaties ingericht, die de verschillen in omvang wat betreft bestrijdingsorganisaties, veroorzaakt door de verschillen tussen de provincies, nog extremer maakten. Maar sturing van de bestrijdingsuitvoering werd ook vereenvoudigd: registratie van tijd en vangst werd gesystematiseerd, en berekeningstechnieken om te komen tot inzicht in de benodigde hoeveelheid bestrijdingspersoneel werden ontwikkeld. Ook werd software ontwikkeld om te komen tot betere sturing van de bestrijdingsuitvoering.

Na een vangstpiek rond 1991 werden in de jaren daarop goede bestrijdingsresultaten geboekt. Echter, de laatste jaren nemen vangsten weer toe, wat leidt tot een aantal ongewenste effecten. Zo worden meer dieren gedood dan het geval zou zijn als de zaak beter onder controle was. Bij de bestrijding van een grote muskusratpopulatie is men meer afhankelijk van verdrink-vangmiddelen, waarvan het gebruik bij lage muskusratdichtheden zoveel mogelijk kan worden beperkt. Dan kan het noodzakelijk bestrijdingswerk overwegend met direct dodende mechanische middelen worden uit-

gevoerd. Voor de komende jaren staat keuring van de kwaliteit van vangmiddelen door de Europese Unie op de rol. Het is duidelijk dat voor een effectieve bestrijding van de muskusrat in Nederland daarnaast aandacht zal moeten worden gegeven aan de werkwijze en motivatie van de vangers, en vooral aan de manier waarop bestrijdingsorganisaties op aansprekende en adequate wijze de bestrijdingsuitvoering sturen.

Received 17 August 2002

Accepted 11 February 2003



De muskusrat (*Ondatra zibethicus*) en de bruine rat (*Rattus norvegicus*) in Vlaanderen: mechanische versus chemische bestrijding

Jan Stuyck

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Gaverstraat 4, B-9500 Geraardsbergen, België
e-mail: jan.stuyck@lin.vlaanderen.be

Samenvatting: Zowel de muskusrat (*Ondatra zibethicus*) als de bruine rat (*Rattus norvegicus*) worden in Vlaanderen bestreden, maar elk met een verschillende bestrijdingstechniek. Voor de muskusrat wordt hoofdzakelijk voor een mechanische bestrijding met fuiken en klemmen gekozen, terwijl men de bruine rat veelal chemisch bestrijdt door middel van anticoagulantia. Naast verschillen in de biologie van beide soorten, de context waarin de bestrijding van start ging en technische en organisatorische argumenten, liggen ook algemene beleidskeuzes als ook nationale en internationale wetgeving aan de basis van deze ontwikkeling.

Keywoorden: muskusrat, bruine rat, mechanische bestrijding, chemische bestrijding.

Inleiding

Sommige knaagdiersoorten, zoals de bever (*Castor fiber*) en de hamster (*Cricetus cricetus*), zijn in Vlaanderen zeldzaam en worden beschermd. Andere soorten komen zeer algemeen voor, zoals de bruine rat (*Rattus norvegicus*), de zwarte rat (*Rattus rattus*), de huismuis (*Mus musculus*), de bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), de rosse woelmuis (*Clethrionomys glareolus*), de woelrat (*Arvicola terrestris*), de veldmuis (*Microtus arvalis*), de aardmuis (*Microtus agrestis*), de muskusrat (*Ondatra zibethicus*) en de beverrat (*Myocastor coypus*). Soms kunnen deze laatste aanleiding geven tot overlast en worden ze om die reden ook bestreden. Meestal blijft de knaagdierschade beperkt in omvang of zijn de problemen zeer plaatselijk of tijdelijk. Voor een aantal soorten, waaronder de bruine rat en de muskusrat, kan een ongestoorde ontwikkeling van de populatie tot belangrijke conflictsituaties leiden, waarbij de economische belangen van bedrijven in het gedrang kunnen komen, infrastructuur wordt vernield of waarbij er een

reëel gevaar voor de volksgezondheid kan ontstaan.

Duurzame oplossingen voor ernstige conflict-situaties met knaagdieren worden in de meeste gevallen slechts verkregen door in te spelen op de leefomgeving van deze dieren. Maatregelen die er op gericht zijn het aanbod aan voedsel, water of nestplaatsen te beperken en daardoor de draagkracht limiteren, zullen op termijn veelal meer resultaat opleveren dan alle geleverde inspanningen om de dieren te doden. Dergelijke maatregelen zouden dan ook, waar mogelijk, de kern moeten uitmaken van elk bestrijdingsplan. Hoewel er internationaal veel onderzoek wordt verricht naar technieken om knaagdierpopulaties te controleren door de voortplanting te blokkeren, is deze methode momenteel (nog) niet praktisch toepasbaar (Chambers et al. 1997, Miller & Fagerstone 2000, Singleton et al. 2001). Ook het gebruik van predatoren of ziektekiemen voor bestrijdingsdoeleinden biedt momenteel zeer weinig mogelijkheden voor het voorkomen of oplossen van Vlaamse probleemsituaties met knaagdieren.

Zowel voor de muskusrat als de bruine rat blijkt in de praktijk dat, ondanks preventieve maatregelen, een aanvullende bestrijding noodzakelijk blijft om de nog resterende populatie te decimeren of uit te roeien. Naast tal van privè-

initiatieven vervullen ook de Vlaamse overheden (het Gewest, de Provincies en de Gemeenten) hierin een belangrijke taak en voeren ze bestrijding uit langs wegen en waterlopen, op openbare terreinen en in riolen.

De keuze van een hiervoor gepaste bestrijdingstechniek ligt niet steeds voor de hand en staat herhaaldelijk ter discussie. Voor de muskusrat zijn er tal van vangmiddelen beschikbaar die een afdoende mechanische bestrijding mogelijk maken, zoals allerhande klemmen en fuiken. Ook voor de bruine rat worden er verschillende typen klemmen en vallen in de handel aangeboden. Anderzijds is ook chemische bestrijding van beide diersoorten door middel van anticoagulantia, i.e. producten met een remmende werking op de bloedstolling, erg ingeburgerd in Vlaanderen. De discussie over welke bestrijdingsmethode zou moeten worden toegepast, wordt veelal in algemene termen gevoerd, waarbij de methode op zich wordt geïmagineerd zonder rekening te houden

met eigenschappen van de te bestrijden diersoort of de specifieke probleemsituatie.

Veelal wordt de bestrijding van de muskusrat en de bestrijding van de bruine rat door dezelfde mensen uitgevoerd, die men dan gemakshalve 'rattenvangers' noemt, hoewel muskusratten strikt genomen geen ratten zijn maar woelratten, en bruine ratten eerder met chemische middelen worden bestreden dan dat ze worden gevangen. Dit illustreert reeds hoezeer de verschillen in de bestrijdingsproblematiek van beide knaagdiersoorten worden onderschat.

In dit artikel willen we de verschillen in ecologie en bestrijding van beide knaagdiersoorten benadrukken en aantonen dat bij de keuze van de bestrijdingstechniek rekening moet worden gehouden met tal van factoren. We zetten de voornaamste argumenten op een rij waarom momenteel in Vlaanderen voor de muskusrat meer en meer naar een volledig mechanische bestrijding wordt gestreefd, terwijl de bruine rat nagenoeg uitsluitend met chemische middelen wordt bestreden (Van der Weeën & Thomas 2002, Anonymus 2003).



Bruine ratten vinden we vooral in de nabijheid van menselijke activiteit, zoals in boerderijen. Foto: Goedeke Verbeylen.

De biologie van beide soorten

De ecologie van zowel de bruine rat als de muskusrat is in tal van studies uitvoerig bestudeerd. De hoeveelheid beschikbare informatie over beide soorten is dan ook enorm, maar er blijven toch nog vele hiaten en tegenstrijdigheden. Het is zeker niet de bedoeling hiervan een grondige bespreking te geven, enkel te wijzen op enkele opvallende verschillen tussen beide soorten die een belangrijke invloed hebben op de bestrijding.

Bruine rat

De bruine rat treffen we vooral aan in de nabijheid van menselijke activiteit, zoals in boerderijen, woningen, fabrieken en stapelplaatsen, maar ook in riolen, op afvalstorten, in velden en langs waterlopen (Bentley et al. 1955, Bentley 1960, Robitaille & Bovet 1976, Taylor & Quay 1978, Hardy & Taylor 1979, Herden 1992, Butler &

Whelan 1994, Langton et al. 2001). De bruine rat is een alleseter, die granen verkijst maar het zeer goed kan stellen met allerhande huishoudelijk afval (Schein & Orgain 1953). De soort maakt nesten onder- of bovengronds, graaft hiervoor gangen, liefst in weinig betreden en goed geïrrigeerde grond, of maakt gebruik van reeds bestaande holen of beschutting (Pisano & Storer 1948, Nieder et al. 1982). We kunnen bruine ratten dan ook op zeer uiteenlopende plaatsen aantreffen, zowel in de steden als op het platteland; iedereen kan er wel mee in contact komen.

De voortplanting vindt gedurende het hele jaar plaats, zelfs bij temperaturen onder het vriespunt, mits er voldoende voedsel aanwezig is. In het voorjaar en het najaar is er meestal een periode van verhoogde voortplantingsactiviteit (Leslie et al. 1952, Davis 1953, Andrews et al. 1972). Door een visuele controle van de baarmoeder bij dissectie blijkt dat gemiddeld 10 tot 30% van de volwassen vrouwtjes zwanger is. De eerste dagen van een zwangerschap worden op deze wijze niet gedetecteerd, zodat hierdoor bij benadering slechts 72% van de zwangerschappen worden meegeteld (Brooks 1973). Na een draagtijd van circa 24 dagen worden 1 tot 15 jongen geboren. Afhankelijk van de bestudeerde populatie schommelt het gemiddelde aantal jongen per worp tussen 7,9 en 9,9. Vrouwtjes kunnen onmiddellijk na de bevalling opnieuw bevrucht worden. Afhankelijk van de omstandigheden kunnen er gemiddeld 2,2 tot 6,4 worpen per jaar geproduceerd worden. Het gemiddeld aantal jongen geproduceerd per vrouwtje schommelt tussen de 18,5 en 53,4 per jaar. Na 3 tot 4 maanden zijn de jongen geslachtsrijp en kunnen zij reeds deelnemen aan de voortplanting (Calhoun 1962, Bishop & Hartley 1976, Butler & Whelan 1994). Door deze hoge voortplantingscapaciteit kan bij gunstige omstandigheden een populatie plaatselijk niet alleen zeer snel in aantal toenemen, maar zich ook zeer snel herstellen na een bestrijdingsingreep (Emlen et al. 1948, Leslie et al. 1952).

De bruine rat vertoont een complex sociaal gedrag, met een uitgesproken tendens om in roedels (kolonies) te leven (Steiniger 1950, 't Hart

1977). Bij lage dichtheden is er een duidelijke hiërarchie en wordt er een territorium verdedigd, veelal geassocieerd met één dominant mannetje en één of meerdere volwassen vrouwtjes met hun nakomelingen. Bij hogere dichtheden zijn deze territoria nog moeilijk te definiëren. Dikwijls verdedigen bruine ratten enkel een klein groepsterritorium rond de nestplaats, maar foerageren ze op neutrale of gemeenschappelijke grond, zoals een stapelplaats van graan, waarbij ze zich niet agressief tegenover elkaar gedragen (Fenn et al. 1987). Hierdoor kunnen soms zeer grote aantallen ratten op een zeer beperkte plaats voorkomen. Het blijkt zeer moeilijk om nauwkeurige schattingen te maken van de omvang van populaties van bruine ratten, zodat de foutenmarge veelal vrij groot blijft. Op het einde van de zomer werd de grootte van een kolonie, aanwezig op enkele afvalputten op een stortplaats, tussen 1.000 en 1.500 dieren geschat (Robitaille & Bovet 1976). Andrews et al. (1974) maakten gebruik van een vangst-hervangstmethode en schatten de populatie op een stortterrein van 300x600 m op 3.000 à 4.000 dieren.

Muskusrat

De muskusrat leeft in de nabijheid van waterlopen, vijvers en moerassen (Vincent 1972, Le Boulengé & Le Boulengé-Nguyen 1981). Hoewel de soort, vooral in geval van voedselgebrek, haar menu wel eens aanvult met dierlijk materiaal, zijn muskusratten toch uitgesproken planteneters (Akkermann 1972, Akkermann 1975). Voor het maken van een nest graaft de muskusrat een soms erg complex gangenstelsel uit in de oever of maakt het dier gebruik van een verlaten muskusrattenbouw die verder wordt vergroot (Moens 1985). In ondiep water of bij minder steile oevers worden hutten gebouwd met opeengestapelde plantendelen (Van Melckebeke 1985). De muskusrat geeft de voorkeur aan waterlopen met voldoende waterplanten of oeverbegroeiing, en maakt gretig gebruik van de landbouwteelten langs de oevers. Polders en valleien zijn daardoor uiterst geschikt, terwijl ze in sterk verstedelijkt gebied nauwelijks voorkomt.

Het voortplantingsseizoen van de muskusrat loopt in onze streken van maart tot begin september (Doudé van Troostwijk 1976, Van Melckebeke 1983). Nagenoeg alle adulte vrouwtjes produceren in die periode twee à drie worpen met gemiddeld 6 à 7 jongen per worp. Slechts circa 5% van de jongen neemt reeds in het jaar van hun geboorte deel aan de voortplanting. Door deze synchronisatie van de voortplanting vertoont de populatie een uitgesproken jaarcyclus, met duidelijk fluctuerende populatiedichtheden en -samenstelling. Tijdens de voortplantingsperiode zijn muskusratten in de regel monogaam, hoewel polygamie regelmatig voorkomt (Marinelli & Messier 1993, Marinelli et al. 1997). Binnen een territorium, dat tijdens de voortplantingsperiode wordt verdedigd, worden de verschillende worpen in één of meerdere nesten grootgebracht. Afhankelijk van de dichtheid en de omstandigheden wordt hierbij één of beide oevers van de waterloop over een afstand van 10 tot meer dan 50 m van het nest verdedigd. Buiten deze voortplantingsperiode worden de dieren veel toleranter voor soortgenoten en neemt de dispersie van overwegend jonge dieren toe. Deze periode van verhoogde mobiliteit van de dieren gaat gepaard met een verhoogde vangkans, de zogenaamde voor- en najaarstrek. Soms verlaten echter ook volwassen dieren, niet altijd om duidelijk aanwijsbare redenen, plots hun nest om zich op een nieuwe plaats, soms meer dan 10 km verder, opnieuw te gaan vestigen. Door deze ho-

ge mobiliteit kunnen waterlopen of terreinen waar bestrijding is uitgevoerd, in enkele maanden opnieuw worden ingenomen door dieren uit de omgeving.

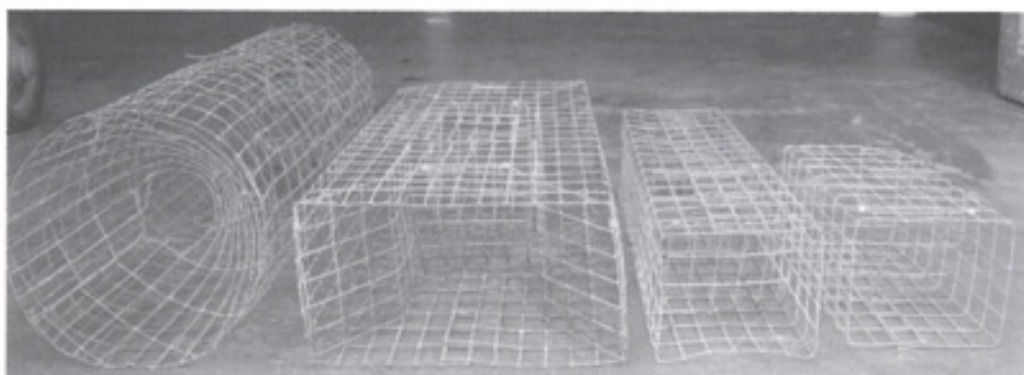
Volgens literatuurgegevens zouden, vooral op plaatsen in moerasgebieden waar lisdodde (*Typha* sp.) en bies (*Scirpus* sp.) overheersen, wel eens populatiedichtheden kunnen voorkomen van enkele tientallen dieren per hectare. Daar muskusratten in Vlaanderen vooral langs oevers voorkomen, wordt de dichtheid in afwezigheid van bestrijding in hoge mate bepaald door de dichtheid van geschikte waterlopen, vijvers en greppels in een gebied.

Doelstelling van de bestrijding

Bruine rat

De bruine rat wordt op verschillende plaatsen omwille van zeer diverse redenen bestreden, waarbij ook telkens andere doelstellingen worden nagestreefd, zoals het verhinderen van de toegang van de dieren tot bepaalde goederen of plaatsen, het reduceren van de dichtheid om economische schade of overlast te voorkomen, of de totale uitroeiing van de aanwezige populatie.

Om knaagschade en contaminatie van goederen met haren, uitwerpselen of urine te voorkomen zal het veelal volstaan om de ratten de toegang tot de goederen of het gebouw te beletten.



Een heel assortiment fouken laat de bestrijder toe in te spelen op de verschillende terreinomstandigheden. V.l.n.r.: ronde fuik, platte fuik, lange klepfuik, korte klepfuik. Foto: Goedele Verbeylen.

Hierbij is een goede keuze van verpakkings- en opslagstechnieken belangrijk. Kleine bouwkundige aanpassingen, zoals het plaatsen van roosters in de aansluiting van het afwateringssysteem op het riool, het dichtten van de openingen rond binnenkomende nutsvoorzieningen of het droog houden van kelders, kan reeds heel wat problemen in gebouwen voorkomen.

In andere situaties is het onmogelijk om de toegang van ratten tot gebouwen of terreinen te verhinderen, e.g. op bedrijfsterreinen, in natuurgebieden of langs waterlopen. Soms kan overlast voorkomen worden door de populatie bruine ratten te reduceren via het beïnvloeden van hun leefomstandigheden, i.e. door de beschikbaarheid van voedsel, water en onderkomen te beperken (Colvin & Jackson 1999). Verharding van bedrijfsterreinen, het verwijderen van vegetatie rond de gebouwen of het voorkomen van zwerfvuil of het gebruik van gesloten huisvuilcontainers zijn slechts enkele voorbeelden van maatregelen die hiertoe kunnen bijdragen.

Op vele plaatsen is het voedselaanbod inherent aan de situatie, zoals in delen van het rioolstelsel, stortterreinen, graanakkers of veeteeltbedrijven. Hier zullen deze preventieve maatregelen niet volstaan om de populatie onder controle te houden en kunnen er zeer hoge populatiedichtheden ontwikkelen. Het doden van een groot aantal dieren kan hier noodzakelijk blijken om schade of overlast, ter plaatse of in de wijde omgeving, te beperken. Hierbij hebben we ook vaak te doen met een permanente situatie, waarin jaar in jaar uit aandacht moet worden besteed aan bestrijding. Economische motieven prevaleren hierbij en de efficiëntie van de bestrijding is veruit het voornaamste argument, zoniet het enige, dat gehanteerd wordt in de keuze van de bestrijdingsmethode.

Veelal kan een goede hygiëne, het vermijden van rechtstreeks contact met dode of levende ratten, hun uitwerpselen of urine en een oordeelkundige reiniging van lokalen waarin zich ratten hebben opgehouden de kans op besmettingen reeds minimaliseren (zie Anonymus 2002). Het ratvrij houden van bepaalde plaatsen met verhoogd gezondheidsrisico is aangewezen, zoals

plaatsen waar voedsel wordt bewerkt en verhandeld (e.g. slachthuizen, bakkerijen, restaurants) of ziekenhuizen en verpleeginstellingen. Ook voor woningen is in onze streken de nultolerantie een algemeen aanvaarde norm en wordt een volledige uitroeiing van de aanwezige ratten nagestreefd. Naast het gezondheidsrisico en de knaagschade spelen hier zeker ook psychologische argumenten. Bij de bestrijding van deze indringers is de burger soms bereid om heel wat extra inspanningen en investeringen te doen om die laatste rat te verdrijven.

Muskusrat

De muskusrat vreet allerlei planten aan, niet alleen voor haar voeding, maar ook omdat zij vele plantendelen gebruikt als bouw materiaal voor hutten, het aanleggen van voederplaatsen, het toestoppen van pijpen of als nestmateriaal. In geval van schade aan landbouwgewassen kan een afweging gemaakt worden tussen het verlies aan oogstwaarde en de bestrijdingskosten. Wanneer het een zeldzame natuurlijke vegetatie betreft, is deze afweging al moeilijker te maken.

Veel belangrijker echter is de graafschade veroorzaakt door deze dieren. Het uitgebreide gangstelsel dat ze in oevers en dijken uitgraven kan immers aanleiding geven tot ernstige verzakkingen en dijkbreuken, met overstromingen tot gevolg. Oude burchten worden opnieuw in gebruik genomen en verder uitgebouwd, waardoor de instabiliteit van de oevers steeds toeneemt. Door deze graafactiviteit verdwijnt het profiel van afvoergrachten en beken waardoor hun afvoercapaciteit in het gedrang kan komen. Meanders worden op willekeurige wijze verstoord door afbrokkelende oevers.

De mate waarin een dijk of oever reeds doorgraven is door de muskusratten, is veelal moeilijk in te schatten, gezien men enkel de aanwezigheid van de nestingen (pijpen) onder de waterlijn kan vaststellen, en niet de grootte van het daaraan gekoppelde gangstelsel. Na het verdelen van de muskusratten verdwijnen deze graverijen niet, maar kunnen ze eventueel door regen of golfslag verder worden uitgespoeld. Het

volstaat dan ook niet om de dieren op regelmatige tijdstippen weg te vangen, gezien dit het proces hooguit enigszins kan vertragen, maar zeker niet voorkomt. Zonder afdoende bestrijding worden vele oevers in de loop der jaren dan ook volledig doorgraven en begeven het bij een extreme hoogwaterstand.

Een alternatief voor het doden van deze knaagdieren is het onaantrekkelijk maken van de waterloop door oeverversterking, het verwijderen van de oevervegetatie en de waterplanten. Vele oevers van waterlopen zijn in het verleden reeds rechtgetrokken en voorzien van oeverversterking (e.g. damplanken, schanskorven, betonplaten) om oeververzakkingen te voorkomen en de waterafvoer te kunnen blijven garanderen. In functie van de uitbouw van een ecologisch netwerk zijn waterlopen te verkieszen met een natuurlijke loop, oeverstructuur en -vegetatie. Dit type waterlopen vormt juist een zeer geschikt biotoop voor de muskusrat.

De muskusrattenbestrijding stelt zich dan ook tot doel de aanwezigheid van muskusratten in de waterlopen te voorkomen door een intensieve bestrijding in en rondom de waterloop. Het doel is de waterinfrastructuur te beschermen en de verdere metamorfose van natuurlijke waterlopen in afvoerkanalen voorkomen. Gezien de afstanden die door muskusratten kunnen worden afgelegd en de grote verwevenheid van ons waterloppennetwerk, betekent dit concreet dat uitroeiing van de soort dient te worden nagestreefd. De bestrijding van de muskusrat in Vlaanderen is reeds zo intensief dat ernstige schadegevallen kunnen worden vermeden.

Door het tijdelijk uitblijven van bestrijding in een bepaald gebied of terrein, omwille van welke reden dan ook, kan een muskusrattenpopulatie zich soms toch een tijd lang ongestoord ontwikkelen. De toename van de populatie is dan al snel te merken aan de sporen langs de oevers en de knaagschade aan (landbouw)gewassen. Wegvangcampagnes op deze plaatsen hebben aangetoond dat in zeer geschikt waterrijk biotoop plaatselijk tot 300 dieren per km² konden worden weggevangen, terwijl in landbouwgebied 80-100 dieren per km² zeker geen uitzondering zijn. Dit

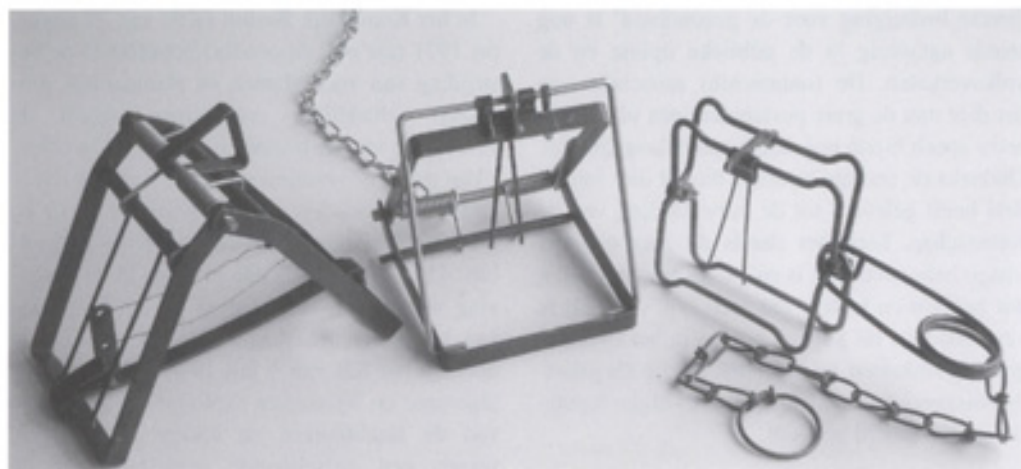
zijn nog zeer lage dichtheden in vergelijking met dichtheden die volgens de literatuur verwacht kunnen worden bij een ongestoorde ontwikkeling van de populatie in vergelijkbaar biotoop (Errington 1940). Op korte termijn wordt de aanwezigheid van een dergelijke populatie dan ook niet altijd onmiddellijk als problematisch ervaren door de terreinbeheerder. Door dispersie vanuit dergelijke restpopulaties vormen deze terreinen echter een bron van besmetting voor het omliggende, dikwijls veel kwetsbaardere gebied. Met een optimale, gebiedsdekkende bestrijding blijkt het mogelijk om plaatsen met meer dan 15 muskusratten per km² volledig te voorkomen, terwijl in de winter deze limiet zelfs tot een maximum van vijf dieren per km² kan worden teruggebracht. Eens deze toestand bereikt, moet jaarlijks nog slechts een zeer beperkt aantal dieren worden gedood om deze toestand te kunnen handhaven. Door verdere optimalisatie van de bestrijdingstechniek wordt een duurzamer bestrijdingsresultaat en daardoor een meer natuurvriendelijke en ethisch meer verantwoorde bestrijding beoogd.

Historische context bestrijding: overheid versus privé-initiatief

Bruine rat

Reeds tijdens de Middeleeuwen waren zwarte ratten (*Rattus rattus*) zeer prominent aanwezig in de toen nog zeer agrarische steden. Binnen de stadsmuren werden er vele veldjes en tuintjes bewerkt, werd er vee gehouden en door de aanwezigheid van de vele paarden die zorgden voor het vervoer, waren er ook talrijke stallen, opslag van voeder en mest. Alle goederen, inclusief voeding, werden veelal boven de woonvertrekken opgeslagen. De persoonlijke hygiëne, maar ook de netheid in de stad liet dikwijls te wensen over.

De aanwezigheid van deze knaagdieren heeft een enorme invloed gehad op het leven van de Middeleeuwse burger, voornamelijk door hun rol in de verspreiding van de pest, die met regelmatige tussentijden het land teisterde (McNeill 1986). De kennis van de geneeskunde was nog



Een goede rattenbestrijder plaatst zijn klemmen oordeelkundig waar er sporen van muskusratten te vinden zijn. V.l.n.r.: grondklem, lokaasklem, conibear 110. Foto: Goedeke Verbeylen.

lang niet ver genoeg gevorderd om de rol van de rat hierin te erkennen. Ieder voor zich voerde strijd tegen de ratten, omdat de overheid de strijd tegen deze economische verliespost niet als haar taak beschouwde.

Toen de bruine rat in de 18e eeuw vanuit het steppegebied ten noorden van de Kaspische Zee haar intrede deed in onze streken (Lund 1994), bestond hier dan ook reeds een lange traditie in het bestrijden van zwarte ratten (Ervynck et al. 1991). Voor veel mensen zal het niet veel uitmaken hebben of het nu bruine ratten dan wel zwarte ratten waren die hun voorraden opraten of ongevraagd hun woningen innamen. Afhankelijk van zijn financiële draagkracht was elke burger in staat meer of minder middelen in deze strijd te investeren. Op markten werden toen reeds allerhande ratten- en muizen vallen te koop aangeboden, waarvan de vangmechanismen weinig verschillen van de vallen die momenteel worden gebruikt. Wie zich de aankoop niet kon permitteren, knutselde zelf wel een vangtuig in elkaar. Elke streek had zijn verkopers van rattenvergift, die hun wondermiddeltjes, veelal op basis van arsenicum, als rattenkruid aan de man brachten. Zo vermeldt het kruidenboek van Rembert Dodoens (1516-1585) niet minder dan 45 rattenverdelgende kruiden (Ervynck et al. 1991). Andere stoffen zijn reeds veel langer bekend. Rode

scilla, een extract bereid uit de bollen van de zee-ajuin (*Urginea maritima*), was reeds in 1500 v. Chr. bekend. Vanaf het einde van de 19e eeuw werd het een populair bestrijdingsmiddel voor ratten (Meehan 1984).

Door de ontwikkeling van de geneeskunde, vooral in de tweede helft van de 19e eeuw, werd het belang van de hygiëne voor de volksgezondheid duidelijk. Vanuit de overheid werden maatregelen genomen ter bevordering van de netheid in de steden: verkrotte wijken werden gesaneerd of afgebroken, er kwamen regels in verband met huisvuil, water- en beerputten, riolen, enzovoort. Deze maatregelen, deels opgelegd aan de burgers maar ook deels uitgevoerd door de overheid, hadden uiteraard indirect een enorme invloed op de rattenpopulatie. Toen op het einde van de 19e eeuw de rol van de rat in de verspreiding van de pest werd aangetoond, en er tevens op verschillende plaatsen in de wereld opnieuw pest uitbrak, werden in België maatregelen opgelegd ter bestrijding van de ratten (Ervynck et al. 1991). De uitvoering van de verdelging werd echter volledig overgelaten aan het individueel initiatief. Voor meer specifiek tegen 'de ratten' gerichte initiatieven van de overheid of gecoördineerde bestrijdingscampagnes moeten we wachten tot de Tweede Wereldoorlog.

Dit beeld van 'de aanwezigheid van de rat als

directe bedreiging voor de gezondheid' is nog steeds aanwezig in de publieke opinie en de volksverhalen. De (onterechte) associatie van het dier met de grote pestepidemieën uit de 14e eeuw speelt hierin nog steeds een belangrijke rol. Ondanks de enorme bijdrage die dit dier inmiddels heeft geleverd tot de ontwikkeling van de wetenschap, heeft het steeds dit zeer negatief imago behouden. Het is enigszins verwonderlijk dat honden en katten, die toch ook een niet te verwaarlozen rol kunnen spelen in het overdragen van zoonosen, zo ingeburgerd zijn als geliefde huisgenoot, terwijl de rat zijn kwalijke reputatie onverminderd behoudt.



De muskusrat komt vooral voor langs de waterkant.
Foto: Jan Stuyck.

In het Koninklijk Besluit (KB) van 25 augustus 1971 (zie ook Appendix) betreffende de bestrijding van voor planten en plantaardige producten schadelijke organismen, wordt de verdelging van de bruine en zwarte rat bevolen: *"Van zodra de verantwoordelijke vaststelt dat er zich op zijn goederen ratten bevinden, moet hij onmiddellijk voor de verdelging ervan zorgen"* (art. 45). Op verschillende plaatsen in de wetgeving wordt deze verplichting tot het bestrijden van knaagdieren herhaald. Als voorbeeld is te noemen het KB van 4 juli 1996 betreffende de algemene en bijzondere exploitatievoorwaarden van de slachthuizen en andere inrichtingen, waarin een stelselmatige verdelging van de knaagdieren in de inrichting wordt opgelegd (Bijlage I, hoofdstuk I, punt 11). Telkens ligt de verantwoordelijkheid voor de uitvoering van de bestrijding bij de burger. Ook de overheid zelf voert nu meer en meer bestrijding uit, zoals op openbare terreinen, langs wegen en waterlopen, in riolen, en in openbare gebouwen, of biedt hierbij hulp, als een vorm van dienstverlening aan de bevolking. Naast deze bestrijding uitgevoerd door de overheid blijft het privé-initiatief echter steeds essentieel.

De methode om de ratten te doden wordt nergens expliciet in de wetgeving bepaald; de bestrijding kan gebeuren met alle toegelaten middelen. Er zijn wel een aantal regels van toepassing op de verdelgingsmiddelen, zoals het KB 28/2/1994 betreffende de bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik, en het KB 5/9/2001 voor het niet-landbouwkundig gebruik.

Muskusrat

De muskusrat is in het begin van deze eeuw vanuit Noord-Amerika op diverse plaatsen in Europa ingevoerd (e.g. Dobrish nabij Praag in 1905). De voornaamste reden hiervoor was het bont van deze dieren, dat op dat moment in Amerika veel succes kende. Door de oprichting van fokkerijen in Europa wilde men dit bont ook hier commercialiseren.

Groepjes van deze dieren ontsnapten uit de talrijke, veelal open kwekerijen en verspreidden

zich vrij snel over Europa. Ze veroverden na Tsjechië ook grote delen van Duitsland, Oostenrijk en Polen. In 1927 zou de oppervlakte van het areaal van de Midden-Europese haard reeds 201.500 km² groot geweest zijn (Hoffmann 1958). Ook in Frankrijk en België ontstonden er vanaf 1928 verschillende kwekerijen, die aanleiding hebben gegeven tot de verdere verspreiding van de muskusrat in onze streken (Stuyck 2002). Al snel werd de schadelijkheid van deze dieren duidelijk. Reeds in 1930 werd de exploitatievergunning van de pas in België opgerichte bedrijven ingetrokken.

In 1938 werd de verdelgung van de muskusrat verplicht (KB 10/2/1938). Tot op heden is dit nog steeds het geval, zoals voorzien in voornoemd KB van 25 augustus 1971, waarin de artikelen met betrekking tot de muskusrattenbestrijding (art. 47 tot 50) in essentie onveranderd zijn gebleven. Het is verboden muskusratten te fokken of ze levend te houden, te vervoeren of te verhandelen. Elke eigenaar, huurder, gebruiker, publiek- of privaatrechterspersoon is verplicht om op het terrein waarover hij een recht uitoefent, over te gaan tot de bestrijding van de muskusrat zodra hij haar aanwezigheid vaststelt of deze hem door een overheidspersoon wordt gemeld. Iedere verantwoordelijke is bovendien verplicht zijn medewerking te verlenen aan een uitroeiingscampagne georganiseerd door een openbaar bestuur.

Begin jaren '40 kwam de bestrijding op gang. De bestrijding maakte aanvankelijk uitsluitend gebruik van vangtechnieken en -materialen die ontwikkeld waren door de pelsjagers. Zo werd overwegend gebruik gemaakt van de (inmiddels verboden, Verordening 4/11/1991) wildklem of pootklem van het type 'stoploss'. Deze klemmen waren er in de eerste plaats op gericht de volwassen dieren te vangen zonder de pels te beschadigen. Aanvankelijk steunde het systeem van bestrijding nog gedeeltelijk op een premiestelsel. Mensen die (een staartpunt van) een gedode muskusrat inleverden, kregen een premie uitbetaald. In de praktijk betekende dit veelal slechts een extra verdienste voor de pelsjagers. Dit systeem werd officieel afgeschaft in 1950.

Lokaal bleef het echter nog heel wat langer bestaan.

In 1952 werden de eerste twee 'rattenvangers' in dienst van de overheid aangeworven (Geraards 1974). In de loop van de jaren groeide de organisatie van de officiële bestrijdingsdienst trager dan het rattenprobleem en de verspreiding van de muskusrat in Vlaanderen nam steeds verder toe. Stilaan werd de bestrijdingsdienst uitgebouwd.

De officiële muskusrattenvangers hadden aanvankelijk de opdracht de gevangen muskusratten te villen en de pels in te leveren. Door deze koppeling van een bestrijdingsdoelstelling aan duurzaam gebruik, ging niet alleen enorm veel energie en kostbare tijd verloren. Het extra financiële voordeel uit de verkoop van bont was een stimulans om de populatie niet al te sterk uit te dunnen (Van Mol 1969). Ook nadat andere vangmiddelen die er op gericht waren om meer jonge dieren te vangen (fuike) in gebruik werden genomen, bleef het villen nog een lange tijd behouden (Ministerieel Besluit 18/10/1984).

Zowel het premiesysteem als het oogsten van de pels hield in dat de dieren moesten worden gevangen. Ondanks het feit dat chemische bestrijding reeds zeer lang werd gebruikt in de knaagdierbestrijding, werd pas in 1967 een techniek ontwikkeld om de muskusrat door middel van rodenticiden te verdelgen (Moens & Colin 1971). Het bleek een vrij efficiënte methode, die toeliet grotere terreinen op een vlotte manier te bewerken, maar waarbij de pelsen niet meer konden worden geoogst (Tuytens & Stuyck 2002). Hierdoor kwam een techniek ter beschikking die een einde kon maken aan de voortdurende vermenging van algemene bestrijdingsdoelstellingen en het nastreven van een soms aanzienlijk persoonlijk financieel voordeel uit de verkoop van pelsen. In de provincies West- en Oost-Vlaanderen werd eind jaren '80 en begin jaren '90 het gebruik van lokazen in de muskusrattenbestrijding om die reden sterk gepromoot bij de gemeenten door de toenmalige Landelijke Waterdienst, later Afdeling Water van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Meer en meer gemeenten schakelden hier geheel of gedeelte-

lijk over op chemische bestrijding. In 1994 werd in Vlaanderen, naast ruim 106.000 vangsten, een gebruik van 1.750.000 lokazen geregistreerd in de muskusrattenbestrijding (Stuyck 1996). Hierdoor konden op vele plaatsen, ondanks de soms erg beperkte bestrijdingscapaciteit, toch nog vrij behoorlijke bestrijdingsresultaten worden behaald. Een langzaam dalende tendens in de aanwezige populatie werd merkbaar op het terrein gedurende de daaropvolgende jaren, en zowel het aantal vangsten als het aantal gebruikte lokazen daalde sterk (Stuyck et al. 1998). De laatste jaren werd een methode ingevoerd om, op een zo objectief mogelijke manier, het bestrijdingsresultaat in een gebied te kunnen evalueren. Dit gebeurt nu niet langer aan de hand van het aantal gedode ratten en het aantal geplaatste vangmiddelen of lokazen, maar via een inschatting van de restpopulatie in een gebied (Stuyck & Tuytens 2000). Het doel van de bestrijding is immers niet om zo veel mogelijk ratten te doden, maar om de populatie, en daardoor ook de schade, tot een minimaal niveau terug te dringen. Een onafhankelijk controleteam voert hiervoor, volgens een vaste procedure, vangsten uit in het gebied om een idee te krijgen van de grootte van de restpopulatie. Het aantal ratten dat tijdens de controlevangsten kan worden gevangen wordt afgewogen ten opzichte van een vooropgesteld doel: de norm. Zolang de restpopulatie onder deze norm blijft, wordt de schade veroorzaakt door de muskusratten als aanvaardbaar beschouwd.

Uitvoering: technisch en organisatorisch

Mechanische bestrijding

Om een efficiënte mechanische bestrijding uit te voeren, moet de bestrijder kunnen beschikken over voldoende en aangepast vangmateriaal van goede kwaliteit. Hij moet de sporen van de aanwezige dieren juist kunnen interpreteren en de nodige vaardigheden bezitten om het vangmateriaal oordeelkundig te plaatsen. De vangtechniek moet voldoende effectief zijn om tot een haalba-

re bestrijding te kunnen komen. Dit houdt ook in dat de plaatsen waar de dieren voorkomen voldoende bereikbaar en toegankelijk zijn.

Voor de bestrijding van de bruine rat zijn deze voorwaarden meestal niet vervuld. Zeker bij lage dichtheden zijn de sporen van bruine ratten relatief moeilijk te interpreteren. Pootafdrukken zijn meestal slechts zichtbaar in stof of modder en worden gemakkelijk weggespoeld door de regen. Meestal verdwijnen ze reeds snel door de pootafdrukken van grotere dieren of zijn ze geheel niet terug te vinden op het terrein (e.g. gras, stro). De aanwezigheid van uitwerpselen is dikwijls het enige signaal. Bruine ratten zijn zeer attent voor veranderingen in hun omgeving en ontvluchten nieuwe voorwerpen, geuren en situaties (Barnett 1975). Door deze neofobie zijn ze zeer bedreven in het vermijden van vallen en is het vangstrendement over het algemeen zeer laag.

Vele plaatsen waar de bruine rat voorkomt zijn zeer moeilijk, slechts gedeeltelijk of zelfs helemaal niet toegankelijk voor de rattenvanger (e.g. riolen, funderingen en kruipruimtes, kabelgoten). Het bereiken van deze plaatsen vergt meestal ook heel wat extra inspanningen (e.g. het plaatsen van verkeerssignalisatie bij mangaten, openmaken van afdichtingspanelen), waardoor een regelmatige opvolging van mechanische vangmiddelen erg wordt bemoeilijkt. De soms erg in volume beperkte ruimte waarin deze dieren voorkomen, maakt het onmogelijk om vele vangmiddelen te plaatsen. Gezien de hoge dichtheden die bij conflictsituaties met de bruine rat veelal voorkomen, is een structurele mechanische bestrijding dan ook eerder problematisch en blijkt in de meeste gevallen technisch onhaalbaar.

De muskusrat moet in de eerste plaats gezocht worden in de omgeving van open water, waardoor zijn voorkomen reeds veel beperkter is dan dat van de bruine rat. In tegenstelling tot de bruine rat maakt de muskusrat beter herkenbare sporen langs de waterlopen: zwaardere pootafdrukken, duidelijker herkenbare knaagsporen, uitwerpselhopen, voederplaatsen, zwemgangen, nestingen. Een goed getrainde bestrijder kan

aan de hand van deze sporen de aanwezigheid van één of enkele muskusratten op het terrein herkennen.

Een heel assortiment vangmiddelen staat de rattenbestrijder ter beschikking (e.g. conibearklem, grondklem, lokaasklem, allerhande fuien), wat het mogelijk maakt om in te spelen op de verschillende omstandigheden van het terrein (Anonymus 1999). Door eventueel gebruik te maken van lieslaarzen, een waadpak of een boot zijn de meeste plaatsen wel te bereiken. Omdat de muskusratten veelal in familieverband een territorium bezetten, kan de bestrijder aan de hand van de samenstelling van de wegvangsten het behaalde bestrijdingsresultaat evalueren. Door systematisch alle waterkanten in een gebied op sporen van muskusratten te inspecteren en alle aanwezige dieren weg te vangen, is het mogelijk een duurzaam bestrijdingsresultaat te verkrijgen (Le Boulengé 1974).

Deze vorm van bestrijding stelt echter heel wat eisen: slechts een voldoende groot team van goed opgeleide, vaardige rattenbestrijders, dat kan beschikken over voldoende logistieke ondersteuning, kan een populatie met hoge dichtheid in een gebied door mechanische bestrijding onder controle brengen. Een experiment, uitgevoerd door Afdeling Water van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap in de periode van 1996 tot 1998 in zes verschillende proefgebieden met een gezamenlijke oppervlakte van 2.633 km², heeft overtuigend aangetoond dat een gebiedsdekkende intensieve bestrijding de populatie zeer sterk kan reduceren (Stuyck 1997). In enkele jaren tijd kon de populatie in de verschillende proefgebieden dermate teruggedrongen worden dat, ondanks verdere intensieve bestrijding, nog nauwelijks 5-10% van de vroegere vangstaantallen konden worden gerealiseerd, zelfs indien het gebruik van chemische bestrijding werd gestopt. Tijdens de reeds eerder vermelde controles op de restpopulatie in het gebied konden nog nauwelijks muskusratten worden aangetoond. Wanneer eenmaal deze situatie is bereikt, is het aantal dieren dat jaarlijks moet worden gedood om de toestand verder in stand te houden nog slechts minimaal.

Chemische bestrijding

Voor de chemische verdelgung van knaagdieren worden wereldwijd tal van producten gebruikt (Meehan 1984). In de loop van de geschiedenis zijn veel natuurproducten gevonden of chemische producten ontwikkeld, die de dood van ratten op zeer korte tijd veroorzaken. Aan deze zogenaamde acute middelen zijn echter ook belangrijke nadelen verbonden. Ratten eten aanvankelijk slechts zeer kleine hoeveelheden van een nieuw aangeboden voedselitem. Na enige tijd zal de hoeveelheid stelselmatig vergroten (Thompson 1948). Indien zij echter een onbehaaglijk gevoel ervaren, zullen zij niet opnieuw van het aangeboden voedsel eten ('bait shyness') (Prakash 1988). Hoewel met deze acute middelen soms zeer grote aantallen ratten in een korte tijd gedood kunnen worden (bij outbreaks), is de bestrijding zelden volledig. Een tweede nadeel van deze acute gifstoffen is het nagenoeg volledig ontbreken van afdoende middelen om in te grijpen bij accidentele vergiftiging (Meehan 1984).

Toen in de jaren '50 de eerste anticoagulantia (vooral warfarine), i.e. producten die inwerken op het vitamine-K-metabolisme en daardoor de bloedstolling verstoren, hun intrede deden in de rattenbestrijding, werd dit gezien als een enorme doorbraak (Buckle 1994). Na de toediening van een voldoende dosis van een dergelijk product gedurende enkele opeenvolgende dagen, worden zelfs kleine bloedingen niet meer gestopt, wat al snel tot de dood leidt. De symptomen die met deze gestoorde bloedstollingsactiviteit gepaard gaan, kunnen bij een accidentele opname al snel herkend worden. Door de beschikbaarheid van een afdoend antidotum in de vorm van vitamine K nam het gevaar voor dramatische ongevallen sterk af. Bovendien leggen de ratten, door deze uitgestelde werking, het verband niet tussen het eten van het lokaas en het optreden van de sterfte. Nagenoeg alle producten die in Vlaanderen op de markt worden gebracht als rodenticide behoren tot deze groep van de anticoagulantia.

Voor de bestrijding van de bruine rat zijn er tal van producten in de handel die een grondige be-



Bij chemische bestrijding van de muskusrat worden verse wortelstukjes met anticoagulans op de sporen gelegd. Foto: Jan Stuyck.

strijding mogelijk maken. Een slechte opname van het lokaas als gevolg van neofobie is echter veelal een probleem dat dient te worden opgelost (Quy et al. 1992). Talrijke preparaten in de vorm van granen, korrels, pasta's, poeders of paraffineblokken trachten hierin verbetering te brengen. In de loop der jaren verminderde de gevoeligheid van de bruine rat voor de producten (resistentie). Hierdoor bleek het noodzakelijk om steeds weer nieuwe en sterkere stoffen te ontwikkelen, de zogenaamde tweede-generatieproducten. Steeds kleinere hoeveelheden van deze stoffen zijn voldoende om de bloedstolling te blokkeren (Meehan 1984). Hierdoor wordt het ook steeds belangrijker de voorgeschreven voorzorgsmaatregelen om opname door andere dieren te voorkomen, strikt op te volgen. Huisdieren, maar ook roofdieren of aaseters, kunnen het slachtoffer worden van deze producten na het herhaaldelijk opeten van geïntoxiceerde dieren

(secundaire vergiftiging) (Kaukeinen 1982, Kaukeinen et al. 2000).

Vanaf de jaren '70 deden de rodenticiden hun intrede in de muskusrattenbestrijding. In een stukje wortel wordt een uitholling gemaakt, waarin een dosis chlorofacinon, een anticoagulans, wordt ingespoten. Deze lokazen worden langs de oevers van waterlopen op de sporen van de muskusrat gelegd (Moens & Colin 1971). Wanneer tijdens de controle van een waterloop de aanwezigheid van muskusratten wordt vastgesteld, kan de bestrijder onmiddellijk lokazen plaatsen. Door de hoge gevoeligheid van de muskusrat voor anticoagulantia, volstaat het om deze plaats een week later nogmaals te bezoeken, het effect te evalueren en zo nodig een tweede actie uit te voeren. Dit betekent een aanzienlijke tijdswinst voor de rattenvanger, die niet telkens hoeft terug te komen om de verschillende vangmaterialen te (ver)plaatsen en gedurende verschillende dagen te controleren (Tuytens & Stuyck 2002).

De logistieke eisen voor het gebruik van deze techniek zijn vrij beperkt: er is geen grote hoeveelheid duur vangmateriaal nodig of aangepaste voertuigen om het vele vangmateriaal op het terrein te vervoeren. Wortelen, een mesje, een aardappelboor, een doseerspuit, een emmer, handschoenen en het rodenticide volstaan. Het spreekt voor zich dat deze geringere logistieke ondersteuning, maar vooral de tijdswinst, zich vertaalt in veel lagere directe kosten van de bestrijding. Concreet betekent dit dat binnen een vast budget en met dezelfde beschikbare mankracht meer resultaat behaald kan worden door gebruik te maken van chemische bestrijding.

Bij een mechanische bestrijding kan het aantal geplaatste en gecontroleerde vallen en fuiken als een maat voor de bestrijdingsinspanning beschouwd worden en het aantal gerealiseerde vangsten als een maat voor het bestrijdingsresultaat. Dit geeft binnen een bestrijdingsorganisatie de mogelijkheid om het werk van een bestrijder enigszins te volgen en bij te sturen. Bovendien zijn eventuele nevenvangsten, die niet volledig kunnen worden vermeden, onmiddellijk zicht-

baar. Door technische aanpassingen aan het vangmateriaal of door beperkingen in de aanwending ervan in het terrein kan de selectiviteit van vangmiddelen worden verhoogd. Bij chemische bestrijding worden geen vangsten gerealiseerd en is het verdwijnen van de sporen op een bepaalde plaats veelal het enige teken van 'succes'. Om het effect van deze vorm van bestrijding op andere diersoorten (zoals de woelrat) precies te kunnen inschatten, ontbreken in de meeste bestrijdingsomstandigheden in open terrein de noodzakelijke gegevens (e.g. zekerheid over opname van de lokazen door de muskusrat, aanwezigheid van predatoren).

Dierenwelzijn

Naast een evaluatie van de technische mogelijkheden (effectiviteit) en een kosten-batenanalyse (efficiëntie en selectiviteit) speelt in de discussie ook het element dierenwelzijn. De manier waarop de dieren worden gedood, wordt meer en meer een doorslaggevend argument in de keuze van de bestrijdingstechniek (Broom 1999). Het gebruik van tal van acute chemische bestrijdingsmiddelen wordt in verschillende Europese landen verboden omdat deze onaanvaardbaar leed veroorzaken (Meehan 1984). Ook het gebruik van mechanische vangmiddelen wordt kritisch bekeken. Dit heeft, zoals reeds vermeld, geleid tot het verbod op het gebruik van de wildeklem (pootklem) door de Europese verordening van 4/11/1991. De internationale overeenkomst van 14/02/1998 '*on humane trapping standards*' beperkt het gebruik van vangmiddelen voor een aantal pelsdieren, waaronder de muskusrat. Hierdoor zullen tegen juni 2007 enkel nog vangmiddelen gebruikt mogen worden die aan een aantal eisen voldoen. De vangmiddelen moeten hiervoor door een erkende instantie worden getest en gecertificeerd. Een belangrijk criterium voor dodende vallen is de tijd tot het optreden van bewusteloosheid en gevoelloosheid. Deze moet onder 300 seconden blijven en zal mogelijk verder worden ingekort tot 180 seconden. Momenteel zijn de mogelijke gevolgen

van de implementatie van deze overeenkomst voor de muskusrattenbestrijding nog niet volledig duidelijk. Deze regelgeving is echter niet van toepassing op vangmiddelen voor de bruine rat, hoewel het vanuit ethisch standpunt moeilijk te onderbouwen is om onderscheid te maken tussen beide knaagdiersoorten.

Beleidskeuzes en internationale wetgeving

Ook los van aspecten van dierenwelzijn zijn er nog talrijke regionale, nationale of internationale regels en wetgevingen van toepassing, die de uiteindelijke keuze voor een bepaalde bestrijdingstechniek in een bepaalde situatie of op een specifieke plaats kunnen bepalen.

In het kader van een reductieprogramma voor het biocidengebruik, werd in een recent decreet van de Vlaamse Regering (Decreet 21/12/2001) het gebruik van bestrijdingsmiddelen (waaronder ook de rodenticiden) door alle openbare diensten principieel verboden op tal van openbare plaatsen, zoals langs waterlopen, vijvers en moerassen, in openbare parken en plantsoenen, alsook langs wegranden en berm, en in natuur- en bosgebieden of kwetsbare vallei- of brongebieden. Dit verbod gaat in vanaf 1 januari 2004. Slechts in welomschreven gevaarsituaties en indien geen alternatieve bestrijdingsmethode voorhanden is, kan tijdelijk van dit verbod afgeweken worden.

Zoals eerder beargumenteerd ontbreekt voor de bruine rat momenteel een haalbaar alternatief voor chemische bestrijding. Voor de muskusrat is mechanische bestrijding wel een alternatief. De ervaring leert immers dat met een goed gecoördineerde bestrijdingsorganisatie, die over voldoende middelen kan beschikken, de muskusrattenpopulatie door mechanische bestrijding tot een voldoende laag niveau kan worden teruggedrongen. Gezien het hoofddoel van de muskusrattenbestrijding bij de waterbeheerders ligt, spelen de overheden hierin een sleutelrol, te weten het Vlaamse Gewest, de Provincies, de Gemeenten en de Polders en Wateringen. De meer

dan 90 rattenbestrijders die werken in opdracht van het Vlaamse Gewest, maken sinds enkele jaren geen gebruik meer van chemische middelen voor de muskusrattenbestrijding langs waterlopen onder hun beheer en ook Provincies en Gemeenten zijn verplicht om hun chemische bestrijding af te bouwen (Van der Weeën & Thomas 2002).

Ook tal van andere regelgevingen die wilde inheemse fauna en flora en hun habitats beschermen (Vogelrichtlijn, Habitatrichtlijn, Bosdecreeet), houden gebiedsgebonden verbodsbepalingen in op het vangen van dieren of op het gebruik van vangmiddelen of bestrijdingsmiddelen. Om toch tot een uniforme aanpak van de muskusrattenbestrijding te kunnen komen, zijn samenwerkingsovereenkomsten afgesloten tussen de terreinbeherende instanties en Afdeling Water van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Hierin worden de specifieke beperkingen die aan de bestrijding worden opgelegd (materiaalgebruik en sperperiode met geen of minimale bestrijding) per gebied vastgelegd (Van der Weeën & Thomas 2002).

Conclusie

De keuze om bij de bestrijding van de bruine rat en de muskusrat gebruik te maken van mechanische vangmiddelen dan wel van chemische middelen, hangt af van tal van factoren. De biologie van de twee besproken diersoorten bepaalt reeds in grote mate waar en welke conflicten te verwachten zijn. In de beoordeling van een conflictsituatie, spelen naast economisch meetbare schade of een objectief vast te stellen gezondheidsrisico ook subjectieve elementen een rol. De middelen die men bereid is te investeren in de bestrijding van ratten, zijn dan ook zeer variabel. De eeuwenoude slechte reputatie van de bruine rat als gevreesde pestsoort en belangrijke schadepost leeft nog steeds in de publieke opinie en heeft het privé-initiatief in de bestrijding steeds ondersteund. De bestrijding van de muskusrat, die als waardevol pelsdier werd geïntroduceerd, werd lange tijd gehinderd door een onduidelijke

keuze tussen radicale bestrijding en duurzaam gebruik.

Indien het toch noodzakelijk blijkt de dieren te doden om tot een probleemoplossing te komen, bepalen de technische mogelijkheden en beperkingen van beide bestrijdingstechnieken, alsook de omstandigheden waarin zij moeten worden toegepast, de haalbaarheid van de gekozen methode. Deze elementen laten zich immers al snel in financiële en organisatorische vereisten vertalen. Terwijl een mechanische bestrijding van de bruine rat in de meeste gevallen onhaalbaar is, blijken zowel een mechanische als een chemische bestrijding van de muskusrat tot goede resultaten te kunnen leiden. Algemene beleidskeuzes en (inter)nationale regelgeving, specifiek betreffende de bestrijding van beide knaagdiersoorten maar ook in een veel ruimere context, blijken uiteindelijk echter meer en meer de doorslaggevende factor te worden bij het bepalen van de bestrijdingstechniek.

Dankwoord: Dank aan Eric Le Boulengé, Fred Barends en Goedele Verbeylen voor hun kritische en constructieve commentaren op een eerdere versie van deze tekst.

Referenties

- Akkermann, R. 1972. Fresh water mussels as additional animal food for the muskrat. *Bonner Zoologische Beiträge* 23 (1): 61-65.
- Akkermann, R. 1975. Untersuchungen zur Ökologie und Populationsdynamik des Bisams (*Ondatra zibethicus* L.) an einem nordwestdeutschen Verlandungssee. 2. Nahrung und Nahrungsaufnahme. *Zeitschrift Für Angewandte Zoologie* 62: 173-218.
- Andrews, R.V., R.W. Belknap, J. Southard, M. Lorincz & S. Hess 1972. Physiological, demographic and pathological changes in wild Norway rat populations over an annual cycle. *Comparative Biochemistry and Physiology* 41: 149-165.
- Andrews, R.V., R.W. Belknap & E.J. Keenan 1974. Demographic and endocrine response of Norway rats to antifertility control. *Journal of Wildlife Management* 38 (4): 868-874.
- Anonymus 1999. Inventarisatie vangmiddelen muskusrattenbestrijding. Technische commissie muskusrattenbestrijding, Interprovinciale werkgroep

- vangmiddelen. IPO-LCCM/TCM, Den Haag, Nederland.
- Anonymus 2002. The Weils Disease Information Center. Beschikbaar via het internet, opgevraagd op 1 september 2002. URL: <http://www.caving.org.uk/wdic>
- Anonymus 2003. Zonder is gezonder. Draaiboek voor de afbouw van bestrijdingsmiddelen door openbare diensten. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, Brussel, België. Beschikbaar via het internet, opgevraagd op 1 september 2002. URL: <http://www.zonderisgezonder.be>
- Barnett, S.A. (red.) 1975. The rat. A study in behavior. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Bentley, E.W. 1960. Control of rats in sewers. Technical Bulletin No. 10. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, UK.
- Bentley, E.W., A.H. Bathard & L.E. Hammond 1955. Some observations of a rat population in a sewer. *Annals of Applied Biology* 43: 485-494.
- Bishop, J.A. & D.J. Hartley 1976. The size and age structure of rural populations of *Rattus norvegicus* containing individuals resistant to the anticoagulant poison warfarin. *Journal of Animal Ecology* 45: 623-646.
- Brooks, J.E. 1973. A review of commensal rodents and their control. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 3 (4): 405-453.
- Broom, D.M. 1999. The welfare of vertebrate pests in relation to their management. In: P.D. Cowan & C.J. Feare (red.). *Advances in vertebrate pest management*: 309-329. Filander Verlag, Fürth, Duitsland.
- Buckle, A.P. 1994. Rodent control methods: chemical. In: A.P. Buckle & R.H. Smith (red.). *Rodent pests and their control*: 127-160. CAB International, Cambridge, UK.
- Butler, F.T. & J. Whelan 1994. Population structure and reproduction in brown rats (*Rattus norvegicus*) from pig farms, co Kildare, Ireland. *Journal of Zoology* 233 (2): 277-291.
- Calhoun, J.B. 1962. The ecology and sociology of the Norway rat. Public Health Service Publications 1008. U.S. Department of Health, Education and Welfare, U.S. Government Printing Office, Washington D.C., USA.
- Chambers, L.K., G.R. Singleton & G.M. Hood 1997. Immunoccontraception as a potential control method of wild rodent populations. *Belgian Journal of Zoology* 127 (1): 145-156.
- Colvin, B.A. & W.B. Jackson 1999. Urban rodent control programs for the 21st century. In: G.R. Singleton, L.A. Hinds, H. Leirs & Z. Zhang (red.). *Ecologically-based management of rodent pests*: 243-258. ACIAR Monograph 59. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.
- Davis, D.E. 1953. The characteristics of rat populations. *Quarterly Review of Biology* 28 (4): 373.
- Doude van Troostwijk, W.J. 1976. The muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) in the Netherlands, its ecological aspects and their consequences for man. Report 7. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, Nederland.
- Emlen, J.T., A.W. Stokes & C.P. Winsor 1948. The rate of recovery of decimated populations of brown rats in nature. *Ecology* 29 (2): 133-145.
- Ervynck, A., V. Meillander & R. Van de Walle 1991. Ratman - Een verhaal van mensen en ratten. Stad Gent, Dienst Culturele zaken, Museum voor Volkskunde, Gent, België.
- Errington, P.L. 1940. Natural restocking of muskrat-vacant habitats. *Journal of Wildlife Management* 4: 173-185.
- Fenn, M.G.P., T.E. Tew & D.W. Macdonald 1987. Rat movements and control on an Oxfordshire farm. *Journal of Zoology, London* 213: 745-749.
- Geraards, M. 1974. De strijd tegen de muskratten. Informatiedossier 3. Gemeentekrediet van België, Dienst Leefmilieu, Brussel, België.
- Hardy, A.R. & K.D. Taylor 1979. Radio tracking of *Rattus norvegicus* on farms. In: C. Amlaner & D.W. Macdonald (red.). *A handbook of radio tracking and biotelemetry*: 657-665. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Hart, M. 't (red.) 1977. Ratten: over het gedrag, de leefwijze en het leervermogen van de rat, over de rattenbestrijding en de rattenkoning. Wetenschappelijke Uitgeverij, Amsterdam, Nederland.
- Herden, C. 1992. Zur Bedeutung von Gewässerufnern für das Habitatnutzungsmuster freilebender Wanderratten (*Rattus norvegicus*). In: R. Schröpfer, M. Stubbe & D. Heidecke (red.). *Semiaquatische Säugetiere*: 61-69. Wissenschaftliche Beiträge. Martin Luther Universität Halle-Wittenberg, Halle/Saale, Duitsland.
- Hoffmann, M. 1958. Die Bisamratte - Ihre Lebensgewohnheiten, Verbreitung, Bekämpfung und Wirtschaftliche Bedeutung. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K.-G., Leipzig, Duitsland.
- Kaukeinen, D. 1982. A review of the secondary poisoning hazard potential to wildlife from the use of anticoagulant rodenticides. In: R.E. Marsh (red.). *Proceedings of the Tenth Vertebrate Pest Conference*, Monterey, California: 151-158. University of California, Davis, USA.
- Kaukeinen, D.E., C.W. Spragins & J.F. Hobson 2000.

- Risk-benefit considerations in evaluating commensal anticoagulant rodenticide impacts to wildlife. In: T.P. Salmon & A.C. Crabb (red.). Proceedings of the Nineteenth Vertebrate Pest Conference, San Diego, California: 245-256. University of California, Davis, USA.
- Langton, S.D., D.P. Cowan & A.N. Meyer 2001. The occurrence of commensal rodents in dwellings as revealed by the 1996 English House Condition Survey. *Journal of Applied Ecology* 38 (4): 699-709.
- Le Boulengé, E. 1974. Etude écologique d'une population d'ondratras (*Ondatra zibethicus*, L.). Proefschrift. Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, België.
- Le Boulengé, E. & P.Y. Le Boulengé-Nguyen 1981. Ecological study of a muskrat population. *Acta Theriologica* 26 (4): 47-82.
- Leslie, P.H., U.M. Venables & L.S. Venables 1952. The fertility and population structure of the brown rat (*Rattus norvegicus*) in corn ricks and some other habitats. *Proceedings of the Zoological Society of London* 122: 187-238.
- Lund, M. 1994. Commensal rodents. In: A.P. Buckle & R.H. Smith (red.). *Rodent pests and their control*: 23-44. CAB International, Cambridge, UK.
- Marinelli, L. & F. Messier 1993. Space use and the social system of muskrats. *Canadian Journal of Zoology* 71 (5): 869-875.
- Marinelli, L., F. Messier & Y. Plante 1997. Consequences of following a mixed reproductive strategy in muskrats. *Journal of Mammalogy* 78 (1): 163-172.
- McNeill, W.H. (red.) 1986. De pest in de geschiedenis. De Arbeiderspers, Amsterdam, Nederland.
- Meehan, A.P. (red.) 1984. Rats and mice. Their biology and control. The Rentokil Library. Rentokil Ltd, East Grinstead, W. Sussex, UK.
- Miller, L.A. & K.A. Fagerstone 2000. Induced infertility as a wildlife management tool. In: T.P. Salmon & A.C. Crabb (red.). Proceedings of the Nineteenth Vertebrate Pest Conference, San Diego, California: 160-168. University of California, Davis, USA.
- Moens, R. 1985. Bases d'évaluation des dégâts occasionnés par le Rat musqué dans une région de plateau. In: Proceedings of the XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Brussel, België: 527-534. Brussel, België.
- Moens, R. & G. Colin 1971. La lutte contre le rat musqué au moyen d'appâts empoisonnés à la chloraphacinone. Expériences effectuées dans le bassin de l'eau blanche. Mededelingen van de Fakulteit Landbouwwetenschappen - Rijksuniversiteit Gent 36 (3/4): 1088-1097.
- Nieder, L., M. Cagnin & V. Parisi 1982. Burrowing and feeding behaviour in the rat. *Animal Behaviour* 30: 837-844.
- Pisano, R.G. & T.J. Storer 1948. Burrows and feeding of the Norway rat. *Journal of Mammalogy* 29: 374-383.
- Prakash, I. 1988. Bait shyness and poison aversion. In: I. Prakash (red.). *Rodent pest management*: 321-329. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Quy, R.J., D.S. Shepard & L.R. Inglis 1992. Bait avoidance and effectiveness of anticoagulant rodenticides against warfarin-resistant and difenacoum-resistant populations of Norway rats (*Rattus norvegicus*). *Crop Protection* 11 (1): 14-20.
- Robitaille, J.A. & J. Bovet 1976. Field observations on the social behaviour of the Norway rat, *Rattus norvegicus* (Berkenhout). *Biology of Behaviour* 1: 289-308.
- Schein, M.W. & H.A. Orgain 1953. A preliminary analysis of garbage as food for the Norway rat. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 2 (6): 1117-1130.
- Singleton, G.R., L.A. Hinds, M.A. Lawson & R.P. Pech 2001. Strategies for management of rodents: prospects for fertility control using immunocontraceptive vaccines. In: H.-J. Pelz, D.P. Cowan & C.J. Feare (red.). *Advances in vertebrate pest management*: 301-318. Filander Verlag, Fürth, Duitsland.
- Steiniger, F. 1950. Beiträge zur Soziologie und sonstigen Biologie der Wanderratte. *Zeitschrift für Tierphysiologie* 7: 154-161.
- Stuyck, J. 1996. Eerste halfjaarlijks rapport over het jaar 1996. Intern rapport. Werkgroep voor Wetenschappelijk Onderzoek inzake Landinrichting, Merelbeke, België.
- Stuyck, J. 1997. Eerste halfjaarlijks rapport over het jaar 1997. Intern rapport. Werkgroep voor Wetenschappelijk Onderzoek inzake Landinrichting, Merelbeke, België.
- Stuyck, J. 2002. De Muskusrat, *Ondatra zibethicus*, in Vlaanderen: introductie, verspreiding en ... een jarenlange bestrijding. In: M. Peeters & J.L. Van Goethem (red.). Proceedings of the symposium *Status and trends of the Belgian fauna with a particular emphasis on alien species*, Brussel: 241-246. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Biologie, Volume 72 Supplement. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, België.

- Stuyck, J. & F. Tuytens 2000. Jaarlijks rapport over het jaar 2000. Intern rapport. Werkgroep voor Wetenschappelijk Onderzoek inzake Landinrichting, Merelbeke, België.
- Stuyck, J., K. Berwaerts & T. Van Gulck 1998. Eerste halfjaarlijks rapport over het jaar 1998. Intern rapport. Werkgroep voor Wetenschappelijk Onderzoek inzake Landinrichting, Merelbeke, België.
- Taylor, K.D. & R.J. Quay 1978. Long distance movements of a common rat (*Rattus norvegicus*) revealed by radio-tracking. *Mammalia* 42 (1): 63-71.
- Thompson, H.V. 1948. Studies of the behaviour of the common brown rat: 1. Watching marked rats taking plain and poisoned bait. *Bulletin of Animal Behaviour* 6: 2-40.
- Tuytens, F.A.M. & J. Stuyck 2002. Effectiveness and efficiency of chlorophacinone poisoning for the control of muskrat (*Ondatra zibethicus*) populations. *New Zealand Journal of Zoology* 29: 33-40.
- Van der Weeën, M. & P. Thomas 2002. Ratten in de val. Efficiënte rattenbestrijding door de afdeling Water van AMINAL. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, Brussel, België.
- Van Melckebeke, J. 1983. Populatiebiologie en bestrijding van de muskrat, *Ondatra zibethicus* (L.) in een agro- en weidecoenose. Proefschrift. Rijksuniversiteit Gent, Gent, België.
- Van Melckebeke, J. 1985. Huttenbouw door *Ondatra zibethicus* (L.) in het natuurreservaat Molsbroek. *Landbouwtijdschrift* 38 (4): 679-693.
- Van Mol, L. 1969. 15 jaar muskratscampagne in Oost-Vlaanderen. Verslag Inspecteur Dienst Plantenbescherming. Ministerie van Landbouw, Gent, België.
- Vincent, J.P. 1972. Etude d'une population de rats musqués (*Ondatra zibethica*) par marquage et recapture. *Mammalia* 36 (1): 8-21.

Appendix

Wetteksten en besluiten

- KB 10/2/1938. Arrêté Royal relatif à la destruction du rat musqué. (Belgisch Staatsblad 24/2/1938)
- KB 25/8/1971. Koninklijk Besluit betreffende de bestrijding van voor planten en plantaardige producten schadelijke organismen. (Belgisch Staatsblad 18/9/1971)

MB 18/10/1984. Ministerieel Besluit houdende toekenning van een toelage aan de muskrattenvangers van de Dienst voor Plantenbescherming, voor het villen van muskratten buiten de normale diensturen.

Verordening 4/11/91. EEG-Verordening NR 3254/91 van de Raad houdende een verbod op het gebruik van de wildklem in de Gemeenschap en op het binnenbrengen in de Gemeenschap van pelzen en producten die vervaardigd zijn van bepaalde in het wild levende diersoorten uit landen waar gebruik wordt gemaakt van de wildklem of andere vangmethoden die niet stroken met de internationale normen voor humane vangst met behulp van vallen. Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen L 308/1-4.

KB 28/2/1994. Koninklijk Besluit betreffende het bewaren, het op de markt brengen en het gebruiken van bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik. (Belgisch Staatsblad 11/5/1994)

KB 4/7/1996. Koninklijk Besluit betreffende de algemene en bijzondere exploitatievoorwaarden van de slachthuizen en andere inrichtingen. (Belgisch Staatsblad 3/9/1996)

Overeenkomst 14/02/1998. Agreement on international humane trapping standards between the European Community, Canada and the Russian Federation. Official Journal of the European Community L 42/43-57.

KB 5/9/2001. Koninklijk Besluit betreffende het op de markt brengen en het gebruiken van biociden.

Decreet 21/12/2001. Decreet houdende vermindering van het gebruik van bestrijdingsmiddelen door openbare diensten in het Vlaamse Gewest. (Belgisch Staatsblad 31/1/2002)

Summary

The muskrat (*Ondatra zibethicus*) and the brown rat (*Rattus norvegicus*) in Flanders: mechanical versus chemical control techniques

In Flanders, different techniques are used to control the muskrat (*Ondatra zibethicus*) and

the brown rat (*Rattus norvegicus*). Increasingly, mechanical techniques such as fikes (drowning cages) and traps are used to control muskrats, whereas chemical control using anticoagulants is commonly preferred for brown rats. Besides differences in the biology of both species, the historical context surrounding the

origin of rat control, technical and organisational arguments, policy-making, but also national and international legislation were the basis for this development.

Ontvangen 14 oktober 2002

Geaccepteerd 7 mei 2003



Haalbaarheidsonderzoek naar de terugkeer van de bever (*Castor fiber*) in Vlaanderen

Freek Niewold¹ & Geert Rossaert²

¹ Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen, Nederland, e-mail: freek.niewold@wur.nl

² Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuur Vlaams-Brabant, Waaistraat 1, B-3000 Leuven, België

Samenvatting: De Europese bever (*Castor fiber*) was ooit een algemene soort in Europa. Door de jachtdruk en de toegenomen intolerantie verdween de soort in de meeste landen. In België werd de laatste bever gedood in 1848. De laatste decennia zijn er in verschillende Europese landen herintroducties uitgevoerd en beschermingsmaatregelen genomen. Niettegenstaande de vele initiatieven is de bever nog steeds bedreigd. In opdracht van de Afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap werd in 2002 een onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden voor een herkolonisatie door de bever van het bekken van de Schelde en de Dijle. Hierbij zijn geschikte leefgebieden in kaart gebracht, is de onderlinge samenhang onderzocht, knelpunten die een terugkeer van de bever bemoeilijken of verhinderen zijn geïnventariseerd en de noodzaak en haalbaarheid van een herintroductie is nader geëvalueerd. In dit artikel worden de werkwijze en de resultaten van deze studie besproken. Er is vastgesteld dat er binnen het onderzoeksgebied ruim voldoende leefgebieden voor de bever aanwezig zijn voor een levensvatbare, samenhangende populatie van minstens 40 families. Het is de verwachting dat binnen de aangrenzende, maar niet onderzochte kleinere valleien, eveneens nog vele geschikte leefgebieden aanwezig zijn. Binnen het studiegebied bevinden er zich geen grote knelpunten die de ontwikkeling van een populatie in de weg staan. De stad Leuven vormt het grootste knelpunt als hindernis voor dispersie. De risico's van schade door graven, vraat en bouw van dammen worden klein geacht. Het is de verwachting dat de bevers op bepaalde locaties hoge belastingen van onder andere cadmium in de organen zullen oplopen. De kans op een autonoom herstel van een Vlaamse populatie door migratie vanuit naburige populaties in het Maasbekken en door voortplanting van de aanwezige bevers in de Laan en de Dijle is volgens onze analyse gering. De conclusie is dat een vitale beverpopulatie in het studiegebied zich enkel kan ontwikkelen door middel van een herintroductie van minstens 20-30 individuen. De keuze voor een mengpopulatie met een zo groot mogelijke genetische variatie lijkt de beste optie.

Key words: bever, *Castor fiber*, herintroductie, herkolonisatie.

Inleiding

De Europese bever (*Castor fiber*) was ooit een algemene soort in de stromen van de beboste valleigebieden, meren en andere wateren van Europa en Azië (Vernon 1992). Volgens Van Wijngaarden (1966) kende de bever ook in Vlaanderen een algemeen voorkomen. De laatste bever werd er in 1848 gedood. In het begin van de 20e eeuw was de Euraziatische populatie teruggedrukt tot ongeveer 1.300 dieren verdeeld over acht deelpopulaties, waarvan vijf met een

totale omvang van circa 700 dieren in Europa (Nolet & Rosell 1998; figuur 1).

De belangrijkste oorzaken voor het verdwijnen van de bever zijn overexploitatie door jacht en in West-Europa de toegenomen intolerantie. Naarmate het aantal bevers in Europa afnam, groeide ook het besef dat de soort op de rand van totale uitroeiing stond. In 1920 werd het eerste herintroductieproject in Zweden uitgevoerd. Recent zijn of worden herintroducties ondernomen in Denemarken, Engeland, Hongarije, Kroatië, Nederland, Slovenië, Slowakije, Spanje en Wallonië (Halley & Rosell 2002; figuur 1). Deze en andere maatregelen hebben geleid tot een gestage toename van de Euraziatische beverpopulatie tot momenteel

© 2002 Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. Lutra abstracts on the internet: <http://www.vzz.nl>



Figuur 1. Verspreiding van de bever (*Castor fiber*) in Europa, uitgezonderd Rusland. Zwarte vlekken: autochtone restpopulatie anno 1900 (1 - Noorwegen, 2 - Elbe, 3 - Rhone, 4 - Wit-Rusland). Donker geschaduwd: de huidige verspreiding. Licht geschaduwd: voorkomen van de Canadese bever (*Castor canadensis*). Vierkanten: locaties met recente herintroducties. Kruisjes (eventueel met jaartal): geplande of pas uitgevoerde herintroducties. P: herintroductie in voorbereiding (naar: Halley & Rosell 2002).

zo'n 600.000 dieren (Halley & Rosell 2002; figuur 1).

Er zijn drie belangrijke redenen om de soort-specifieke beschermende inspanningen voort te zetten (Nolet & Rosell 1998): 1. In West- en Midden-Europa zijn de populaties nog steeds klein en sterk geïsoleerd en de soort komt in slechts een fractie van haar historisch verspreidingsgebied voor. 2. Bevers zijn zeer gevoelig voor een te hoge jachtdruk. 3. Een groot deel van het vroegere verspreidingsgebied is in cultuur gebracht, wat op termijn tot conflicten met ondermeer land- en bosbouw kan leiden. Daarnaast vervullen bevers een belangrijke functie in de dynamiek van natuurlijke processen in moerasge-

bieden. Door hun vraat- en bouwactiviteiten creëren ze condities en mogelijkheden voor tal van andere, waaronder zeldzame en bedreigde soorten (Macdonald et al. 1995, Nolet & Rosell 1998) en vormen dus een onmisbaar onderdeel van natuurontwikkelingsprojecten in valleigebieden die momenteel in Vlaanderen worden voorbereid.

Belangrijk zijn een aantal internationale conventies waar, naast de bescherming van de bever, ook in mogelijkheden voor de actieve ontwikkeling van een beverpopulatie wordt voorzien. De soort is opgenomen in bijlage 3 van het verdrag inzake het behoud van wilde diersoorten en hun natuurlijk milieu in Europa (Conventie van Bern). Recenter werd de bever opge-

nomen in de bijlagen II en IV van de EU-Habitatrichtlijn (1992). Dit impliceert dat de individuen strikt beschermd moeten worden en dat er beschermingszones voor de bever moeten worden aangeduid. Bovendien dient volgens artikel 22 nagegaan te worden of een herintroductie van de bijlage IV-soorten wenselijk is. De bever is bij besluit van de Vlaamse regering van 13 juli 2001 toegevoegd aan de lijst van de volledig beschermde inheemse diersoorten in het Vlaamse gewest. Dit impliceert dat het in Vlaanderen te allen tijde verboden is bevers te doden, te bejagen, te vangen of in gevangenschap te houden, de woon- of schuilplaats te vernietigen of te verstoren en ze onder welke vorm ook te vervoeren of te verhandelen.

In Vlaanderen is bij de opmaak van diverse natuurontwikkelingsplannen over de bever gesproken (Overmars & Helmer 1999). Sinds begin 2000 zijn bevers waargenomen op een aantal locaties in de Dijlevallei, als gevolg van een herintroductie in het najaar van 1999 in de L'Argentine, een beekje in Waals-Brabant net over de taalgrens in het bekken van de Dijle (Rossaert 2001). Nu komt stilaan de discussie over soortbeschermende maatregelen, waaronder herintroductie, op gang. Alvorens tot een herintroductie over te gaan dient in eerste instantie de opportuniteit ervan te worden onderzocht. Nu bijna alle Europese landen er reeds toe zijn overgegaan om

bevers weer in hun landschappen een plaats te geven, is vooronderzoek naar de aanwezigheid van geschikte leefgebieden één van de belangrijkste hoekstenen van een haalbaarheidsstudie voor herintroductie (IUCN 1998).

In opdracht van de Afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap werd in 2002 een onderzoek uitgevoerd naar de herkolonisatie door de bever van het bekken van de Schelde en de Dijle (Niewold 2003). Hierbij zijn geschikte leefgebieden in kaart gebracht, is de onderlinge samenhang onderzocht, knelpunten die een terugkeer van de bever bemoeilijken of verhinderen zijn geïnventariseerd en de noodzaak en haalbaarheid van een herintroductie is nader geëvalueerd. In dit artikel worden de werkwijze en de resultaten van deze studie in het kort besproken.

Werkwijze

Studiegebied

Het studiegebied strekt zich uit over een aantal hoofdwaterlopen in het Dijle- en Scheldebekken (Dijle, Laan, Rupel, Zeeschelde van Gent tot Antwerpen en de Durme; figuur 2). Binnen dit onderzoeksgebied zijn naast enkele bevers veel natuur(ontwikkelings)gebieden en natuurreserva-



Figuur 2. Situering van het studiegebied (dikke lijn) binnen Vlaanderen.

ten aanwezig. Tevens zijn er vergesvorderde plannen voor de aankoop van grote oppervlakten natuurgebied en worden tal van natuurontwikkelingsprojecten voorbereid.

Inventarisatie potentieel habitat

Het studiegebied en een aantal aangrenzende gebieden zijn bezocht om de potentie als leefgebied voor bevers te beoordelen. De gebieden zijn te voet, per fiets, in een kajak en per auto bezocht. Tijdens de veldbezoeken is gebruik gemaakt van topografische kaarten (1:20.000), orthofotokaarten (1:25.000) en verzamelde beverwaarnemingen. De veldbezoeken vonden plaats in de maanden februari, maart, juni, juli en augustus van 2002. De gebieden zijn getoetst aan de hand van een aantal criteria, gebaseerd op de voorwaarden die bevers aan hun leefgebied stellen (Macdonald et al. 1995, Niewold & Müskens 2000). Per gebied is op basis van deze criteria bepaald of het gebied geschikt is voor minimaal één beverfamilie.

Criteria

1. Waterdiepte en -breedte

Watergangen zijn als geschikt leefgebied voor bevers aangemerkt wanneer er gedurende het gehele jaar water aanwezig is met een minimale diepte van 1 meter. De waterbreedte is minimaal 2 meter. Voor bevers is het van belang dat het water in de winter niet tot de bodem bevroest. In de zomer mag het niet droogvallen. In ondiepere en smallere, stromende wateren zullen de dieren door het bouwen van dammen of het blokkeren van uitlaatconstructies van vijvers de waterstand en waterdiepte trachten te verhogen c.q. vergroten. De kans op overlast neemt hierdoor toe. Dergelijke ondiepe, kleinere wateren zijn dan ook niet aangewezen als geschikt leefgebied.

2. Onderkomens

Een bevergebied moet goede mogelijkheden hebben voor het bouwen van oeverhutten of voor het graven van hollen. Steile oevers met lemig of

kleinig substraat zijn daarbij als optimaal te beschouwen voor het graven van hollen. Vooral op rustige plekken, die via land moeilijk bereikbaar zijn, bouwen de nachttactieve bevers oeverhutten, zoals op (schier)eilanden, in moerassen en in ruig struikgewas. De aanwezigheid van dichte rietkragen en overhangend struikgewas geeft daarnaast de gelegenheid voor de bouw van open legers. In een optimaal bevergebied zijn geschikte plekken voor dagverblijfplaatsen dichtbij favoriet wintervoedsel gelegen, zoals jonge struikwilgen en lirieachtigen. Oevers verstevigd met breuksteen, schanskorven of hout zijn veelal ongeschikt. Hetzelfde geldt voor oevers die gemakkelijk toegankelijk zijn voor mensen en/of de aanwezigheid van honden.

3. Voedselsituatie

Een beverleefgebied kan ontstaan met circa 1 km goed ontwikkelde natuurlijke oevervegetatie tot circa 20 m vanaf de waterkant, bestaand uit vooral jonge struikwilgen en andere zachthoutsoorten (els, berk, lijsterbes, populier en hazelaar). In de praktijk bestaat een leefgebied van een beverfamilie dikwijls uit een 2-3 km met struiken en bomen begroeide oeverlengte. Deze oeverlengte is als criterium in dit onderzoek aangehouden. De aanwezigheid van rijke oever- en watervegetaties bestaande uit rietkragen en waterplanten zoals gele plomp en waterlilie, kan daarbij als compensatie van minder geschikte oeverzones fungeren.

4. Omvang leefgebied

Een leefgebied moet bescherming bieden aan en voedsel leveren voor een beverfamilie bestaande uit 4-10 dieren. Onder zeer gunstige omstandigheden komt een familie toe met 1,5-2 km oeverlengte. Dikwijls zijn grote delen van oevers minder geschikt en bevatten weinig hout of hebben een smalle houtzone, waardoor de territoria groter van omvang zijn en gemiddeld circa 3-4 km oeverlengte bedragen. Van elkaar gescheiden plassencomplexen herbergen dikwijls maar één zeer uitgebreide familie, ondanks de aanwezigheid van voldoende geschikt leefgebied voor meerdere families.

5. Connectiviteit

Het leefgebied dient bij voorkeur via water verbonden te zijn met andere potentiële leefgebieden, maar bevers kunnen korte landscheidingen tot een lengte van circa 100 m geregeld oversteken. Bevers maken ook gebruik van allerlei typen duikers om andere wateren te bereiken. Kleine obstakels, zoals gemaaltjes, kleppen en dammen vormen meestal geen probleem. Deze worden eenvoudig via het land gepasseerd.

Knelpuntenanalyse

Tijdens de veldbezoeken zijn mogelijke knelpunten vastgesteld, die een optimale ontwikkeling van een beverpopulatie in een gebied bemoeilijken. Waterwegen die als verbindingzones kunnen fungeren en die (gedeeltelijk) worden geblokkeerd door bijvoorbeeld rasters, drukke wegen en onneembare oeverstructuren worden als barrières beschouwd en vormen knelpunten. Wegen die moeten worden overgestoken bij het passeren van kleine obstakels zijn eveneens knelpunten. Hoewel voor bevers bereikbare cultuurgronden met bijvoorbeeld fruitbomen, plantages met jonge boomaanplant en akkers met maïs, suikerbieten en granen zeer goede voedselbronnen vormen, zijn deze gebieden bij de toetsing, vanwege de schadegevoeligheid, als knelpunten aangeduid. Bij een ruime toegankelijkheid van de oevers voor recreatief gebruik, bijvoorbeeld door vissers en honden, is eveneens sprake van een knelpunt.

Potentiële leefgebieden

In het onderzoeksgebied van het bekken van de Dijle en de Schelde zijn 28 geschikte leefgebieden voor bevers aangeduid. In deze gebieden is plaats voor minstens 40 beverfamilies (tabel 1; zie ook figuur 3).

Het gebied langs de Dijle en Laan stroomopwaarts van Leuven tot Wavre en Rixensart (leefgebied 1-8) biedt ruimte voor minstens acht beverfamilies. Beide beken hebben een intacte structuur en bieden in combinatie met de aan-

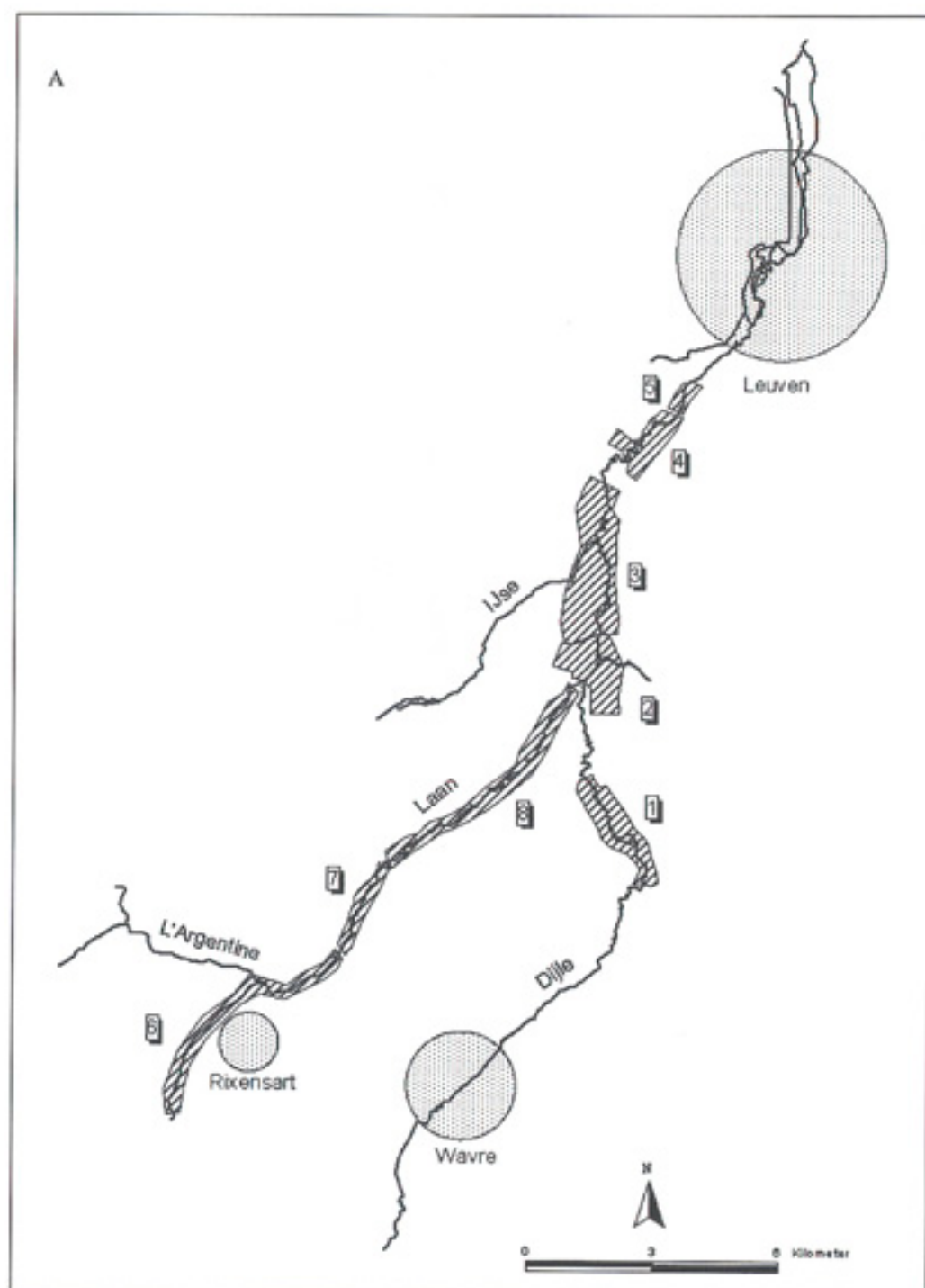


Goed ontwikkelde natuurlijke oevervegetaties, bestaand uit vooral jonge struikwilgen en andere zachthoutsoorten, zijn essentieel voor de vestiging van bevers. Foto: Edgar van der Grift.

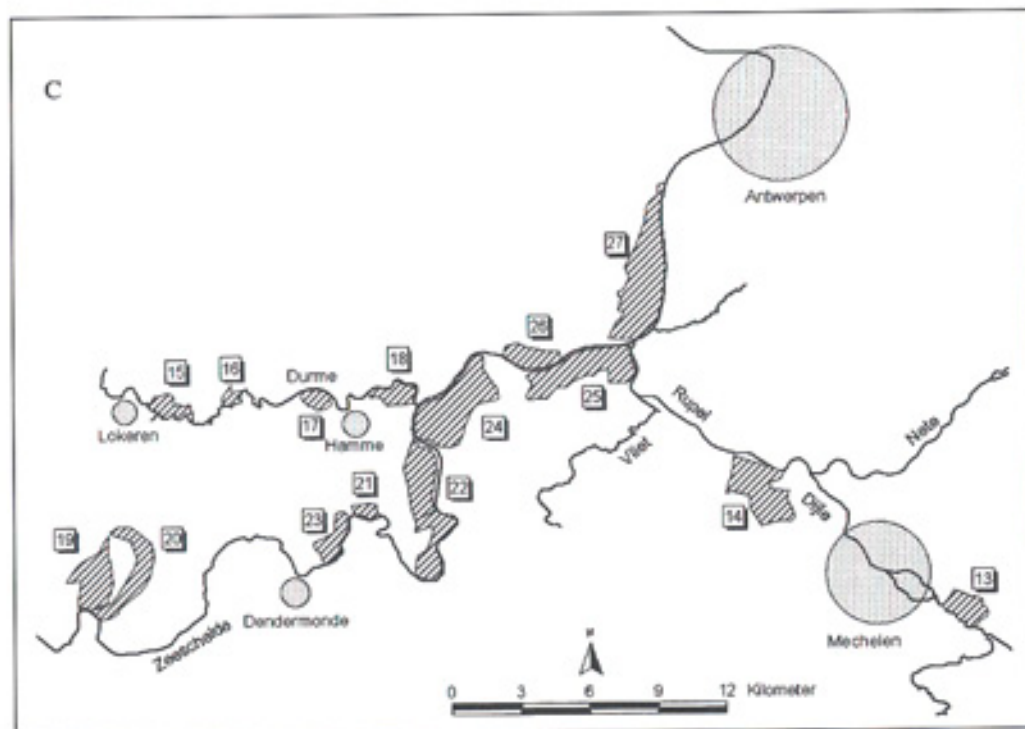
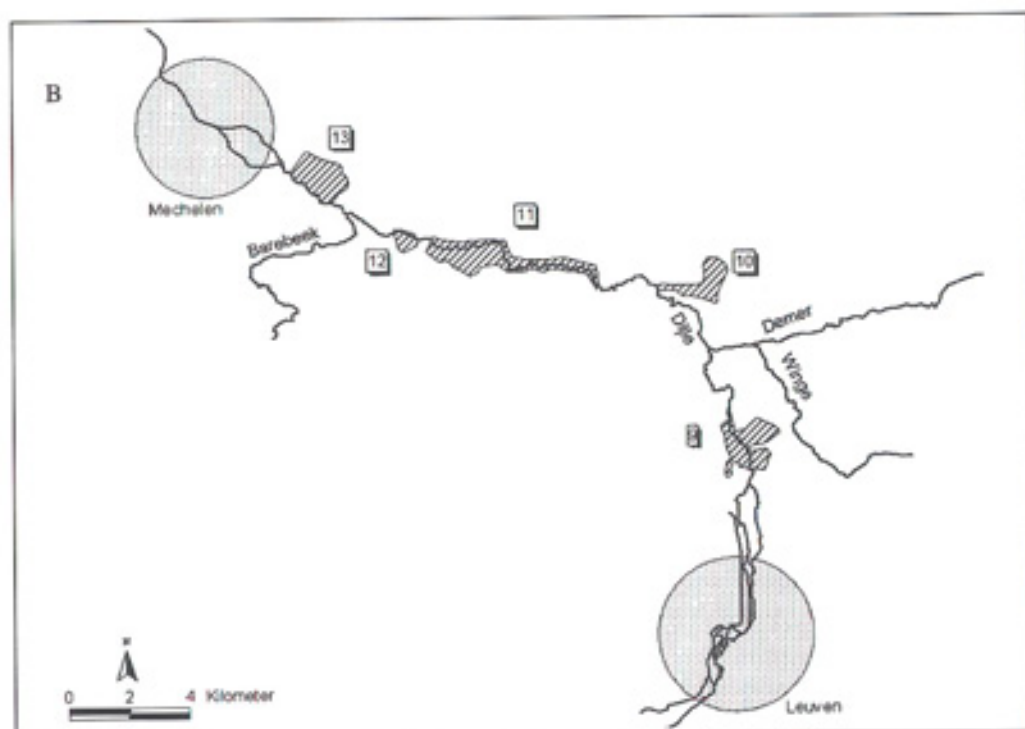
grenzende vijvercomplexen en leigrachten in de komgronden goede mogelijkheden voor de bevers.

Het traject Wijgmaal-Rotselaar (leefgebied 9) is sterk bebost met heel wat oeverhout en een goed ontwikkelde ruigtekruidenvegetatie. Langs de Dijle liggen een aantal fossiele meanders die doorsneden zijn door een netwerk van grachten. Er is momenteel voldoende draagkracht voor minstens 1 familie.

De riviertrajecten (vanaf leefgebied 10) na de samenvloeiing van de Dijle met de Demer zijn alle ingedijkt. Deze dijken zijn op veel locaties voorzien van een verharde weg die in gebruik is als fietspad en wandelweg. De meeste bevergebieden bevinden zich achter deze dijken in de vorm van oude meanders, zijbeken, klei- en zandwinputten en vijvercomplexen. De ingedijkte Dijle zal er meer als een verbindingstraject funge-



Figuur 3 a, b, c. Potentiële leefgebieden van de bever in het Schelde- en Dijlebekken (Dijle, Laan, Rupel, Zeeschelde, Durme). De nummers verwijzen naar de nummers in tabel 1.



Tabel 1. Samenvatting van enkele kenmerken van geschikt bevonden beverleefgebieden in het onderzoekgebied. Connectiviteit *intern* is binnen een leefgebied en *extern* is tussen leefgebieden. + = geen probleem/veel reservaatgebied; ± = licht problematisch/deels reservaatgebied; - = problematisch/geen reservaatgebied.

Leefgebied	Toegankelijkheid	Connectiviteit (intern/extern)	Knelpunten	Reservaat	Uitzetgebied	Aantal beverfamilies
Dijle tussen Wavre en Leuven						5
1. Florival/Le Bouli	+	+ / +	±	-	±	1
2. Grootbroek	+	+ / +	+	-	+	1
3. Doode Bemden	±	+ / +	+	+	+	1
4. Vijvers Oud-Heverlee	±	+ / +	±	±	+	1
5. Dijle bij snelweg E40	+	+ / +	+	-	+	1
Laan vanaf Rixensart						3
6. Rixensart t/m Rosières	+	+ / +	±	-	+	1
7. Traject Rosières-Tombeek	+	+ / ±	+	-	+	1
8. Tombeek-Sint-Agatha-Rode	+	± / ±	+	-	±	1
Dijle Leuven tot Mechelen						5
9. Traject Wijgmaal-Rotselaar	+	+ / +	±	-	+	1
10. Putten van Fonteyn	+	+ / +	+	-	±	1
11. Traject Haacht-Rijmenam	+	± / +	±	-	±	1
12. Oude Dijle	±	+ / +	+	-	±	1
13. Het Mechels Broek	±	+ / +	+	+	+	1
De Rupel						5
14. Complex Hazewinkel	+	+ / +	+	+	+	5
De Durme						5
15. Molsbroek en Hamputen	±	+ / +	+	+	+	2
16. Plassen Durmemeersen	+	+ / +	+	-	+	1
17. Reservaat de Oude Durme	±	+ / +	±	+	+	1
18. Polder ten oosten Hamme	+	+ / +	+	-	±	1
De Schelde						13
19. Donkmeer	±	+ / ±	+	+	+	2
20. Berlare Broek	+	+ / ±	+	+	+	3
21. De Roggeman	+	+ / +	+	+	+	1
22. Polder en vijvers Moerzeke	+	+ / +	+	-	±	1
23. Vijvercomplex Armenputten	+	+ / +	+	-	±	1
24. Oude Schelde-arm Weert	-	+ / ±	±	-	+	1
25. Polders Bornem	+	+ / +	+	-	±	1
26. Polder Schousselbroek	±	+ / +	+	±	±	1
27. Polder Kruikeke	±	+ / +	+	-	±	2
Schelde en Durme buitendijks						4
28. Schorren	+	+ / +	+	+	-	4
Som						40

ren. Dit geldt in mindere mate voor de zoetwatergetijdenrivieren de Rupel, de Schelde en de Durme. Hier zijn brede stroken ingedijkt, die alleen bij zeer hoog water onderlopen: de schorren (leefgebied 28). De schorren bestaan uit lager gelegen delen langs het water en uit hoger gelegen delen tegen de dijk aan, die nauwelijks bij vloed

onder water lopen. Ze zijn begroeid met een ruigtekruidenvegetatie van voornamelijk riet en reuzenbalsemien in wisselende verhouding gemengd met struikwilgen. In de bredere schorren zijn ook kreekjes aanwezig die bij eb droogvallen.

Het getijdenverschil bedraagt 3-5 m en de watergeul met slikken is in de Schelde ter hoog-

te van Hoboken circa 375 m breed en landinwaarts bij Donkmeer (leefgebied 19) circa 85 m. De zijrivier de Durme is bij de monding in de Schelde circa 75 m breed, maar deze rivier wordt snel smaller en in het traject direct voor de afdamming ter hoogte van Molsbroek (leefgebied 15) bestaat de rivier nog uit een enkele meters brede geul met 5-10 m brede schorren.

In principe zijn de schorren en wilgenvloedbossen potentieel geschikt beverleefgebied qua dekking en voedsel. Het is echter de vraag hoe de dieren zullen omgaan met het getijdenverschil. In Nederland leeft in de Rhoonse Grienden (Klein Profijt), een zoetwatergetijdengebied met een getijdenverschil van meer dan 1 meter, al jaren een bever afkomstig van het herintroductieproject Biesbosch (Niewold & Lammertsma 2000). Deze eenling heeft er een grote hut gebouwd en is verder zeer actief. Naast dit gebied zijn geen andere referenties van bevers in dergelijke gebieden bekend. In de Biesbosch is slechts sprake van een gering (20-30 cm) getijdenverschil. In faunares-ten uit Neolithische nederzettingen in West- en Midden-Nederland zijn veel botfragmenten van bevers gevonden (Zeiler 1997). Deze nederzettingen lagen langs zoetwaterkreken. Het is echter onduidelijk of de bevers ook langs deze kreken zijn gevangen of in de achterliggende moerasgebieden zonder getij. Maar zelfs in een open kwel-dergebied met brakwater zijn nog enkele restan-ten van bevers aangetroffen. Daarnaast lijken de bevers in Nederland langs de grote rivieren een voorkeur te hebben voor binnendijkse wateren, die minder sterke fluctuaties vertonen (Niewold 2002). Er wordt daarom verondersteld, dat de schorren niet de eerste keuze zijn van de bevers, maar dat de dieren dit biotoop uiteindelijk wel zullen accepteren en zich zullen aanpassen aan de omstandigheden.

Zowel in het Dijle- als in het Scheldebekken zijn tal van natuurbehoudsinitiatieven gaande, waaronder aankoop tot reservaat en natuuront-wikkelingsproject. Bovendien wordt er veel aan-dacht geschonken aan verbetering van de water-kwaliteit, zoals door sanering van direct aan het water gekoppelde rioolssystemen. Dit kan alleen maar voordelig zijn voor de mogelijkheden van

de bever. Hetzelfde geldt voor het nu ingezette beheer van de oeverzones langs de Dijle en Laan, waardoor deze een meer natuurlijk aanzien zullen krijgen.

Buiten de in tabel 1 aangegeven potentiële be-verleefgebieden zijn tevens minder geschikte ge-bieden aanwezig, die in combinatie met aangren-zende gebieden door bevers zijn te koloniseren. Daarnaast zijn er nog geschikte locaties, die geen rechtstreekse waterverbinding met andere poten-tiële leefgebieden hebben. In de niet-onderzoch-te aangekoppelde valleien zijn zonder twijfel nog goede beverbiotopen te vinden. Het gaat bij-voorbeeld om de kleine zijbeken van het Dijle-bekken: de Wingevallei, de vallei van de Motte, de vallei van de Zwarte beek in het Demerbek-ken en het bekken van de Nete. Ook in het Schel-debekken zijn stroomopwaarts van Gent nog vele geschikte bevergebieden aanwezig.

Knelpunten

Barrières

Langs de Dijle en de Laan stroomopwaarts van Leuven zijn er weinig echte hindernissen, die het bewegingspatroon van de bevers kunnen belem-meren (tabel 1). Dit wordt bevestigd door de aanwezigheid van bevers die in de L'Argentine zijn uitgezet. De meest lastige passage vormt een oude watermolen in de Laan bij Terlanen. In de stad Wavre heeft de Dijle niet erg bevervriende-lijke trajecten. Vooral een oude watermolen aan de zuidzijde vormt er een barrière, die door be-vers niet eenvoudig passeerbaar is. Bij Rixensart stroomt de Laan door een ruim 1 m brede duiker over een lengte van 300 m onder een voormalig fabriekscomplex door, welke vooral stroomop-waarts moeilijk passeerbaar is voor bevers. In het ruim 3 km lange opgesplitste Dijletraject door de stad Leuven zijn op de oevers weinig ge-schikte rustplaatsen voor bevers aanwezig. Bij het verlaten van de stad stroomt de Dijle onder een fabriekscomplex door een lange overwel-ving van circa 340 m. In het stroomafwaartse tra-ject na Leuven van de Dijle en de Rupel, maar

ook in de Durme en Schelde bevinden zich geen hindernissen voor bevers. Alleen de stuw voor Mechelen is bij laagwater moeilijk passeerbaar, wat in belangrijke mate wordt veroorzaakt door een raster. De dijken langs de trajecten stroomafwaarts van Leuven zullen de mobiliteit van bevers slechts in geringe mate belemmeren. Slechts bij enkele passages van gemalen zullen de dieren drukkeren wegen moeten oversteken (o.a. leefgebieden 19, 20 en 24).

Recreatie

Veel voor bevers geschikte leefgebieden zijn ontoegankelijk voor het publiek, vanwege particulier eigendom. Daarnaast zijn er een aantal gebieden waar uitgebreide voorzieningen voor de visrecreatie zijn aangebracht (zeer veel in leefgebied 24). Een probleem bij deze vorm van recreatie is niet zozeer het gebruik van de oevers, dan wel het risico voor de dieren om verstrikt te geraken in de achtergebleven vissnoeren (Niewold & Müskens 2000).

Landbouwschade

Slechts hier en daar grenzen akkers direct aan wateren met potenties voor bevers. Vraat aan bijvoorbeeld maïs, suikerbieten en granen is dan niet uitgesloten, maar voor grote schadeposten heeft in eerste instantie niet te worden gevreesd, mede naar aanleiding van de ontwikkelingen bij herintroducties in andere West-Europese landen (zie Niewold & Müskens 2000). Het is verder afwachten of de bevers de nog weinig aanwezige, commercieel geëxploiteerde populierenbossen zullen benutten. Een enkele niet omrasterde jonge aanplant loopt zeker een risico op vraat.

Waterhuishouding

Het is mogelijk dat de bevers in de kleine zijbeekjes en leigrachten in het Dijlebekken zullen overgaan tot de bouw van dammen. Omdat de meest optimale habitats zich langs de grotere waterlopen situeren, is dit binnen het studiegebied op korte termijn niet te verwachten.

Waterkering

Bevers graven holen in steile oevers. Voor schade hoeft in het studiegebied niet te worden gevreesd. De meeste beken meanderen vrij en graverij berokkent geen overlast. Er grenzen maar op een enkele plek dijken en kaden rechtstreeks aan het water. In Nederland is in het rivierengebied slechts twee keer een ondiepe beverpijp tijdens langdurig hoogwater in een grote rivierdijk gegraven. Dit soort graverij is evenwel eenvoudig op te sporen en eventueel te herstellen.

Waterkwaliteit

De waterkwaliteit zowel van het Dijle- als het Scheldebekken is de laatste jaren aanzienlijk verbeterd, voornamelijk door de aanleg van rioleeringen en waterzuiveringsinstallaties. Toch is het de verwachting dat de bevers op een aantal plaatsen te maken krijgen met belasting van zware metalen, vooral van cadmium (Anonymus 2002). Mogelijk zal daarbij een vergelijkbaar belastingsniveau ontstaan als in het Nederlandse rivierengebied en langs de Elbe (Nolet 1994, Niewold & Müskens 2000). Relatief hoge concentraties van cadmium, vooral in de lever en nieren, veroorzaakten bij proefdieren (ratten) negatieve effecten op de voortplanting. Het effect van dit soort belastingen is echter zeer soortspecifiek. Het is daarom voorlopig niet aan te geven of en in welke mate bevers onder een relatief hoog belastingsniveau van dit metaal te lijden hebben.

Rattenbestrijding

In veel wateren zijn vangmiddelen aangetroffen voor de bestrijding van muskusratten (*Ondatra zibethicus*) en bruine ratten (*Rattus norvegicus*). De vele met wortelen geaasde klemmen geplaatst op vlotjes en langs de oevers zijn vooral voor jonge bevers een risicofactor (Niewold & Müskens 2000). Het verdient aanbeveling om deze vorm van rattenbestrijding vooral gedurende de zomer en het najaar in bevergebieden te herzien.

Conclusie

Het is afwachten of bevers de stad Leuven ook gaan passeren, vooral stroomopwaarts. In de Gelderse Poort echter zwemmen bevers bijna dagelijks over een lengte van 100 m door een onder water staande buis met een doorsnee van circa 75 cm (Niewold & Müskens 2000). Geconcludeerd kan worden dat er in het studiegebied geen grote knelpunten aanwezig zijn, die een terugkeer van bevers ernstig zouden hinderen (tabel 1). Signalering van genoemde knelpunten heeft hier dan ook tot doel de potentiële leefomstandigheden voor de bever te optimaliseren. Dit laatste kan tevens bereikt worden door een meer natuurlijk beheer van het gebied.

Kansen voor autonome vestiging

Binnen het overwegingskader van een herintroductie is een bespreking van de mogelijke kansen van een autonome vestiging van de soort fundamenteel. Zeer nadrukkelijk moet daarbij worden gesteld dat er in feite geen sprake is van een werkelijk autonome ontwikkeling, eenvoudig omdat alle in de aangrenzende landen aanwezige beverpopulaties ook afkomstig zijn van recente herintroductieprojecten.

Bevers in het studiegebied

In het najaar van 1999 zijn tien bevers uitgezet in de vijvers langs de beek L'Argentine, een zijbeek van de Laan. Vrij snel na de uitzetting zijn twee dieren dood aangetroffen (als verkeersslachtoffer en verzwakt). In het voorjaar van 2000 zijn bevers en vraatsporen op diverse plaatsen in de Laan en Dijle signaleerd, met grote waarschijnlijkheid afkomstig van de L'Argentine. Op grond van onze en andere waarnemingen is hier eind 2002 sprake van minimaal drie bevervestigingen met mogelijk 3-5 dieren. Er zijn tot nu toe geen sporen van jongen gevonden en ook geen vaste dagverblijfplaatsen, met uitzondering van een kleine beverhut in een vijver. Tijdens dit onderzoek zijn er geen beversporen meer waarge-

nomen in het oorspronkelijke uitzetgebied, maar volgens Waalse bronnen zouden er nog steeds bevers aanwezig zijn. Deze leefgebieden zijn echter door allerlei barrières sterk geïsoleerd van het stroomafwaarts gelegen Dijlebekken.

Bevers in Wallonië

In 1990 is de eerste bever in Wallonië aangetroffen in een zijbeek van de Roer langs de grens met Duitsland (Huijser & Nolet 1991). Dit dier was een nakomeling van geherintroduceerde dieren in het stroomgebied van de Roer in de Eifel in Duitsland. De populatie leeft er in bergbeekjes en nabij stuwmuren en is ontstaan na translocatie van 12 bevers uit Polen in de jaren '80 van de vorige eeuw. De populatie wordt thans geschat op 40-60 bevers, maar daarover bestaat grote onduidelijkheid (Kurstjens & Jansen 2002).

Van 1998 tot en met 2000 zijn circa 100 bevers, afkomstig uit Beieren, op verschillende locaties in Wallonië vrijgelaten (Rubbers et al. 1998, Rossaert 2001). Een vrij extensieve inventarisatie in de winter van 2000-2001 bevestigde het voorkomen van bevers in 35 van de 390 districten met in totaal 47 plaatsen met één of meer bevers. Het aantal dieren werd geschat op 120-130 individuen. De populatie zou in 2002 uit circa 150 bevers bestaan, maar deze schatting lijkt erg optimistisch (Manet & de Crombrughe 2002, Niewold 2003).

Genoemde bevervestigingen liggen alle in het stroomgebied van de Maas in het zuidoostelijke deel van Wallonië op vrij grote afstand (circa 70 km in vogelvlucht) van het studiegebied langs de Dijle. Bij een dichte bezettingsgraad zijn bevers in staat om van het ene stroomgebied in het andere te geraken, maar dit kan dikwijls verscheidene jaren duren (Hartman 1995). Bovendien bevinden zich tussen het bekken van de Maas en Schelde geen geschikte corridors, die een oversteek eenvoudig maken. Het is de verwachting dat, indien de bevers in Wallonië zich geleidelijk zullen uitbreiden, het nog tientallen jaren kan duren voordat ze in het stroomgebied van de Dijle zullen geraken. Bovendien is het nog maar de vraag of deze enke-

lingen een levensvatbare populatie kunnen opbouwen.

Bevers in Nederland

In Nederland zijn via herintroductieprojecten momenteel drie ruimtelijk van elkaar gescheiden beverpopulaties aanwezig (Niewold 2002): in de Biesbosch (circa 100 individuen), in de Gelderse Poort (circa 50 individuen) en in de Flevopolder (circa 20 individuen). De populaties vertonen nog steeds een trage groei. Hoewel getracht wordt om met enkele bijplaatsingen van bevers langs de grote rivieren te komen tot een aaneengesloten populatie, blijft realisatie van deze onderlinge aansluiting voorlopig nog een wens (Niewold & Müskens 2000). Bij uitbreiding van deze populaties op termijn zullen de bevers Vlaanderen desondanks niet via het zoute water van de Westerschelde kunnen bereiken. Bovendien zijn de geschikte delen van de Noord-Brabantse beken voor bevers door barrières niet of nauwelijks bereikbaar.

In Nederland zijn langs de Limburgse Maas verspreid een zevental bevers aanwezig, afkomstig van het herintroductieproject in het stroomgebied van de Roer in de Eifel (Kurstjens & Jansen 2002, Niewold 2002). Ter ondersteuning van de aanwezige eenlingen zijn in de herfst van 2002 tien bevers afkomstig uit de Elbe in dit gebied bijgeplaatst en in de komende jaren zullen er nog meer dieren aan worden toegevoegd (Kurstjens & Jansen 2002). Wanneer deze groep bevers zich uitbreidt, zullen op den duur de populaties in Wallonië en Limburg met elkaar kunnen worden verenigd. De Maas nabij Luik lijkt daarbij echter wel een barrière. De kans bestaat dat bevers dan ook de Grensmaas koloniseren en via de zijrivieren en kanalen van de Maas in Vlaanderen geraken. Het is op dit moment echter onduidelijk of deze dieren op den duur verder Vlaanderen in kunnen migreren. Herkolonisatie van het Scheldebekken via deze route lijkt een stap te ver.

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat op de korte en middellange termijn (10-25 jaar), de kansen voor

een autonome vestiging van een vitale beverpopulatie in het bekken van de Schelde gering zijn. Ook indien de aanwezige bevers in de Dijle zich zullen gaan voortplanten, moet worden vastgesteld dat de genetische basis voor zo'n populatie dan wel erg gering is. Bovendien zijn de populaties van waaruit het onderzoeksgebied zou kunnen worden bevolkt, pas recent ontstaan na herintroducties. Deze populaties zijn nog in opbouw en er moet worden afgewacht of zij zich in voldoende mate kunnen uitbreiden, terwijl de verbindingen met het onderzoeksgebied lang en bever-onvriendelijk zijn. Het aantal gevestigde bevers is daarbij dikwijls (met uitzondering van Wallonië) erg gering, met navenant een geringe genetische variatie. Dit laatste kan tevens gevolgen hebben voor de vitaliteit van de populaties. Ook op de langere termijn zullen daarom de kansen voor vestiging van bevers in het bekken van de Dijle en Schelde vanuit de nu aanwezige populaties als onzeker moeten worden aangeduid.

Overwegingskader herintroductie

Doelstellingen herintroductie

Het belangrijkste doel van een herintroductie is de vestiging van een vrije populatie in het wild van een soort, ondersoort of ras, die regionaal of plaatselijk is uitgestorven. Daarnaast gelden nog een aantal afgeleide doelstellingen, zoals het vergroten van de overlevingskansen van de soort, hervestiging van een sleutelsoort in ecologische en culturele betekenis, herstel en behoud van de natuurlijke biodiversiteit, duurzame economische voordelen, bevordering van de bewustwording van natuurbewoud, of een combinatie van deze doelen (IUCN 1998).

Voorwaarden herintroductie

Binnen dit overwegingskader kan worden vastgesteld dat in het bekken van de Dijle en de Schelde wordt voldaan aan een aantal principiële

le voorwaarden voor herintroductie (IUCN 1998), zoals: (a) Vlaanderen behoort tot het historische areaal van de bever, (b) een spontane herkolonisatie vanuit naburige populaties is op de korte en middellange termijn (10-25 jaar) niet te verwachten, (c) er zijn voldoende goede en in de toekomst veilig gestelde leefgebieden aanwezig, (d) de oorzaken van verdwijning zijn bekend en opgeheven, en (e) het niet aanwezig zijn van de soort wordt als een ernstig gemis gezien bij natuurontwikkelingsprojecten. Daarnaast is er reeds een aantal bevers aanwezig, die het zonder actieve ondersteuning niet lijken te redden.

Richtlijnen herintroductie

In de praktijk van een herintroductie zijn een aantal min of meer voor de hand liggende richtlijnen van toepassing (IUCN 1998): (a) de bronpopulaties zullen zo dicht mogelijk staan bij de oorspronkelijke populatie wat betreft ecologische leefomstandigheid en genetische verwantschap, (b) de bronpopulaties mogen door het onttrekken van individuen geen gevaar lopen, (c) de plaatselijke mogelijkheden voor het vestigen van een vitale populatie dienen te worden onderzocht, (d) er zal voldoende inzicht moeten zijn over de samenstelling en het aantal vrij te laten dieren voor vestiging van een duurzame populatie (modelstudies strekken tot aanbeveling), (e) er zal voldoende draagvlak en voorlichting moeten zijn onder de plaatselijke bevolking over de komst van de soort, (f) er zal een adequate monitoring moeten worden opgezet, (g) er zal gebruik moeten worden gemaakt van ervaringen elders. Bij recente herintroducties vormen vooral de keuze van de bronpopulaties, het aantal uit te zetten dieren, en intensieve monitoring een bron van discussie.

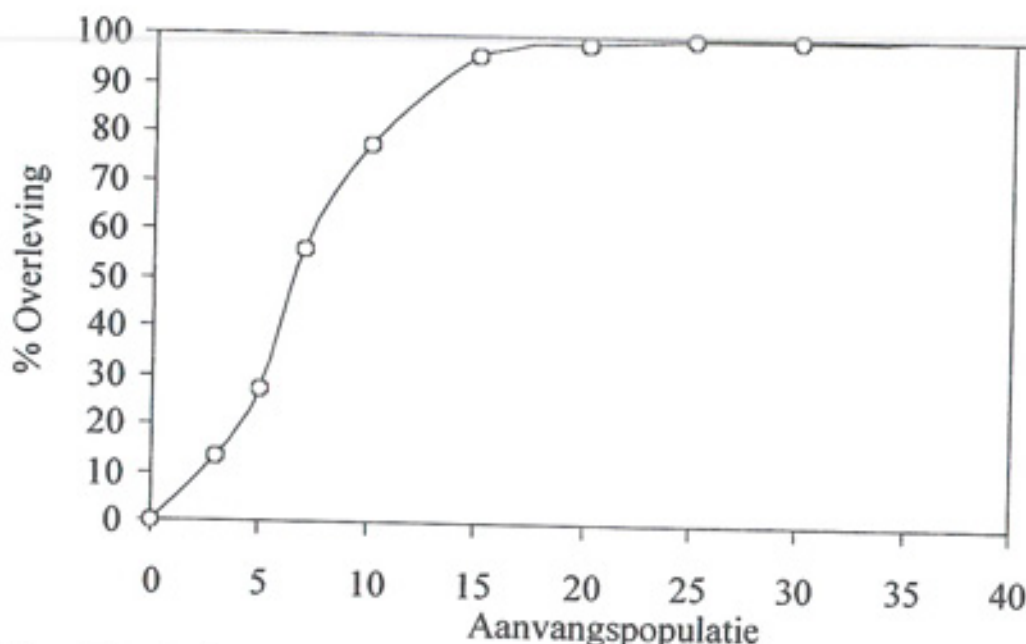
Keuze bronpopulaties

Momenteel is er voldoende aanbod van bevers uit onbedreigde, zowel autochtone als gemengde populaties in Duitsland en Frankrijk. Het gaat daarbij in veel gevallen om dieren die "overlast"

veroorzaken, bij voorbeeld door vraat aan landbouwgewassen en de bouw van dammen (Niewold & Müskens 2000, Schwab 2002). In het verleden bekommerde men zich, zowel in Noord-Amerika als Europa, niet over het bestaan van ondersoorten of regionale typen bevers. De beschikbaarheid, praktische overwegingen en financiële mogelijkheden bepaalden de keuze van de bronpopulaties. Dikwijls werd voor dieren van verschillende komaf gekozen om nadelige aspecten van inteelt te voorkomen en heterosis-effecten te ontlokken. In Europa zijn daarbij zelfs Canadese bevers (*Castor canadensis*) ingezet (figuur 1). Nu wordt bij herintroducties nadrukkelijk in overweging meegegeven om ter ondersteuning van ondersoorten of rassen te kiezen voor autochtone populaties als bronpopulatie (IUCN 1998). In Nederland is indertijd besloten om als bronpopulatie de autochtone bever uit het Elbe-gebied te kiezen, die onder min of meer vergelijkbare ecologisch omstandigheden leeft als de oorspronkelijke bever van de Lage Landen (Nolet 1994).

Er is nu meer informatie over ecologische en genetische aspecten van geherintroduceerde beverpopulaties. Beverpopulaties van gemengde oorsprong vertonen een grotere genetische variatie dan beverpopulaties opgebouwd uit autochtone populaties, terwijl de gemengde populaties tevens een aanzienlijk hogere reproductie hebben. Op grond van deze bevindingen pleit Saveljev (2001) in eerste instantie voor handhaving en bescherming van de autochtone beverpopulaties in hun natuurlijke leefgebieden. Omdat in vele gebieden sprake is van door mensen gevormde landschappen, zouden in die gebieden ook mengpopulaties in aanmerking komen.

Bij de overweging over de keuze van bronpopulaties kan nog worden vermeld dat ook de geherintroduceerde Nederlandse Elbe-populaties en mogelijk ook de Poolse populatie in de Eifel een trage voortplanting vertonen. Daarnaast zijn de autochtone populaties in Duitsland en Frankrijk, die in aanmerking komen als bronpopulatie, niet meer bedreigd, terwijl de oorspronkelijke West-Europese laaglandbever (Rijn, Maas en Schelde) geheel is verdwenen. Resultaten van re-



Figuur 4. Het verband tussen de omvang van een aanvangspopulatie en het percentage dat na 100 jaar overleeft (uit: Niewold & Lammertsma 2000).

cent genetisch en morfometrisch onderzoek geven nog geen doorbraak over het onderscheid tussen geografische typen (Heidecke & Neumann 2000). Verder stamt het kleine aantal in de Dijlevallei aanwezige bevers uit een mengpopulatie.

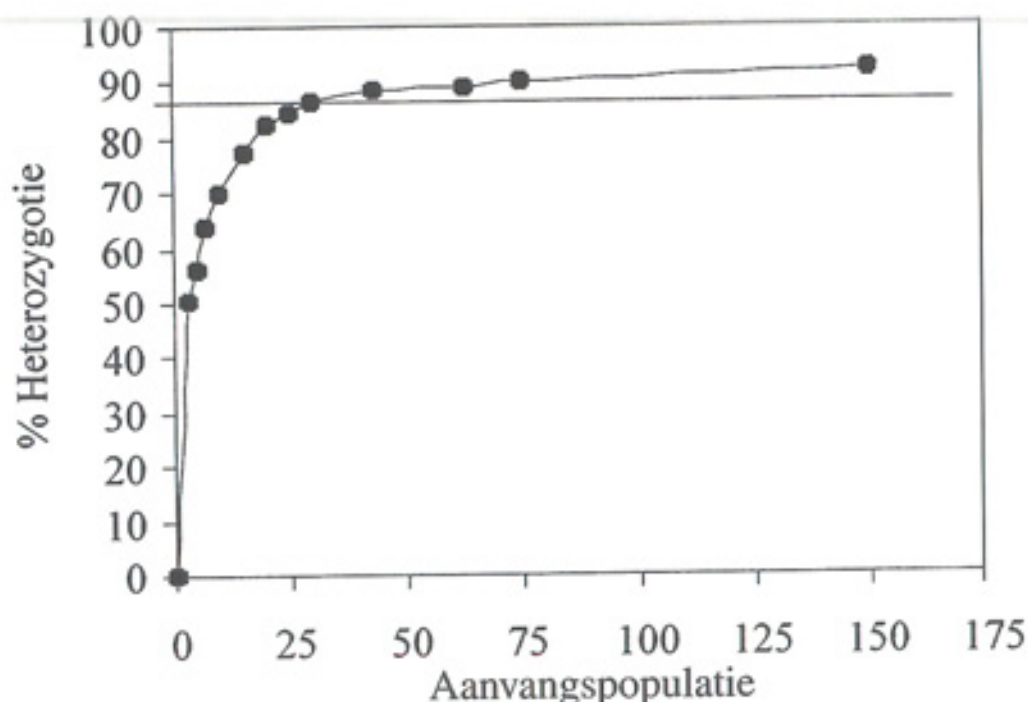
Geconcludeerd kan worden dat bij een herintroductie van bevers in Vlaanderen, voor een groot deel bestaand uit antropogeen beïnvloede landschappen, de keuze voor een mengpopulatie met een zo groot mogelijke genetische variatie, een goede optie is.

Aantal uit te zetten bevers en duurzaamheid van de te vestigen populatie

In een aantal studies met populatiedynamische rekenmodellen is getracht om een beeld te vormen van de gewenste samenstelling en aantallen van uit te zetten bevers in relatie tot de slaagkans van herintroducties (Macdonald et al. 1995, Nolet & Baveco 1996, Niewold & Lammertsma 2000, South et al. 2000, South et al. 2001, Born et al. 2002). De uitkomsten van de verschillende scenario's zijn sterk afhankelijk van de gehan-

teerde groeisnelheid, die in belangrijke mate wordt bepaald door voortplantings- en sterfteparameters. Bij een niet al te optimistisch scenario komt een eensluidend beeld naar voren over te hanteren aantallen dieren bij een herintroductie. Uitgangspunt is steeds dat er voldoende mogelijkheden voor groei van de populatie zijn. Wanneer geen rekening wordt gehouden met genetische effecten en alleen met demografische stochasticiteit, dan zullen 15-20 bevers met circa 95% kans een duurzame populatie kunnen opbouwen. Het gaat daarbij om een aaneengesloten populatie (figuur 4). Het gaat hier om het effectieve aantal dieren dat ook werkelijk aan de voortplanting kan deelnemen. Bij de goed gemonitorde Nederlandse herintroducties bedroeg de sterfte als gevolg van de translocatie het eerste half jaar circa 30% (Niewold & Müskens 2000). Geconcludeerd kan worden dat bij een herintroductie met een goede kans op vestiging van een duurzame populatie het aantal uit te zetten bevers 20-30 individuen zal moeten bedragen.

Bij deze modelberekeningen is geen rekening



Figuur 5. Het verlies van het percentage heterozygoten bij oplopende aanvangspopulaties bevers, gesimuleerd volgens het model VORTEX. De lijn op 86% is de berekende norm voor de overlevingskans (uit: Nieuwold & Lammertsma 2000).

gehouden met negatieve effecten van inteeltdepressie en verlies van genetische variatie (heterozygotiegraad). Wanneer een verlies van 1% van het aantal heterozygoten per generatie acceptabel is (Nolet & Baveco 1996), dan zal een aanvangspopulatie volgens bovengenoemde scenario's uit 30-40 bevers moeten bestaan (figuur 5). Zonder verlies van heterozygoten komen berekeningen uit op een omvang van honderden tot wel enkele duizenden bevers (Nolet & Rosell 1998, Nieuwold & Müskens 2000). Maar de betekenis van dit soort grote aantallen wordt wel in twijfel getrokken (South et al. 2000).

Een aaneengesloten populatie van 40 beverfamilies met een gemiddelde van vier dieren per territorium zou circa 160 dieren kunnen bevatten. Dit aantal is volgens de modelberekeningen ruimschoots voldoende voor handhaving van een duurzame populatie met een acceptabel verlies van heterozygoten (figuur 5). Wanneer rekening

wordt gehouden met een mogelijke barrière in de stad Leuven, dan zal er sprake zijn van twee metapopulaties. De grootste populatie zal dan uit circa 32 beverfamilies bestaan, wat een duurzaam levensvatbare populatie is. De afgescheiden populatie stroomopwaarts van Leuven zal minimaal uit een achttal families met circa 32 dieren bestaan. Dit aantal is groter dan de, weer volgens bovengenoemd model, berekende minimum levensvatbare populatie van circa 25 bevers. Voor handhaving van een acceptabele genetische variatie bij 1% verlies aan heterozygotie per generatie (voor bevers door Nolet & Baveco (1996; zie figuur 5) berekend op 14%), is hierbij de uitwisseling van nu en dan een individu met de aangrenzende populatie noodzakelijk.

Monitoring

De intensiteit van monitoring is mede afhankelijk van de wijze van uitvoering van de herintro-

ductie en de hoedanigheid van de toekomstige leefgebieden. Bij grote aaneengesloten potentiële leefgebieden en grote aantallen uitgezette dieren, kan worden volstaan met een minder intensieve monitoring. Bij uitzetting van weinig dieren strekt een intensieve monitoring met toepassing van goed zichtbare merken en radiotelemetrie tot aanbeveling (IUCN 1998). Een goed gecontroleerde monitoring bij herintroductie van bevers is vooralsnog alleen bij de Nederlandse herintroducties toegepast en recent bij een herintroductie in Rusland (Nolet 1994, Gorshkov et al. 1999, Niewold & Müskens 2000). Alleen op deze manier zijn tijdige, functionele bijstellingen tijdens het herintroductieproject mogelijk, zoals blijkt uit de waarschijnlijk mislukte uitzetting in de L'Argentine. Een intensieve monitoring met gebruikmaking van radiotelemetrie (implantzenderdjes) heeft slechts geringe risico's en een niet-meetbaar negatief effect op de populatie. De monitoring met behulp van telemetrie is tevens kostenbesparend, omdat tijdrovende observaties, in dit geval van nachttactieve dieren, gedeeltelijk overbodig zullen zijn.

Een nog niet nader verkende mogelijkheid voor monitoring is de toepassing van moleculaire technieken. Door onderzoek van in het veld achtergelaten haren, faeces, urine of geurafzettingen is met behulp van DNA-fingerprinting en hormonale analyses een beeld van het aantal aanwezige dieren en de conditie en voortplanting te verkrijgen (zie Jansman 2000). De genetische variatie onder de bevers moet daarbij voldoende zijn en het kunnen aantreffen van voldoende sporen in het veld is een andere belangrijke voorwaarde.

Literatuur

- Anonymus 2002. Ook vis is verontreinigd. De verrekijker 3: 25.
- Berge, K. van den & S. Vanacker 1997. Natuurontwikkelingen en zoogdieren. Natuurhistorisch maandblad 86 (6): 151-155.
- Born, C.H., E. Le Boulengé & M. Baguette 2002. Viability analysis of a beaver population in the upper and mid-Semois watershed. In: Proceedings 8th International Conference Rodents & Spatium, Louvain-la-Neuve. Ministry of the Walloon Region, Research Centre for Nature, Forests and Wood, Gembloux, België.
- Gorshkov, Y.A., A.L. Easter-Pilcher, B.K. Pilcher & D. Gorshkov 1999. Ecological restoration by harnessing the work of beavers. In: P.E. Busher & R.M. Dzieciolowski (red.). Beaver protection, management and utilization in Europe and North America: 67-77. Kluwer Academic Publishers, New York, VS.
- Halley, D.J. & F. Rosell 2002. The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. Mammal Review 32: 153-178.
- Hartman, G. 1995. Patterns of spread of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. Wildlife Biology 1: 97-103.
- Heidecke, D. 1989. Ökologische Bewertung von Biberhabitaten. Säugetierkundliche Mitteilungen 3: 13-28.
- Heidecke, D. & K. Neumann 2000. Zur Taxonomie Eurasischer Biber. Lutra 43: 20.
- Huijser, M.P. & B.A. Nolet 1991. De eerste waarneming van een bever in België na 1848. Lutra 34: 43-44.
- IUCN 1998. Guidelines for reintroduction. IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group, IUCN, Gland, Zwitserland.
- Jansman, H. 2000. Moleculaire faecologie: een nieuwe onderzoeksmethode. Zoogdier 11: 12-16.
- Kurstjens, G. & W. Bosman 2000. Toekomst voor de bever in Limburg. Ecologisch adviesbureau Wissel, Beek-Ubbergen, Nederland.
- Kurstjens, G. & W. Jansen 2002. Tien jaar bevers in Limburg. Zoogdier 13 (3): 11-16.
- Macdonald, D.W., F.H. Tattersall, E.D. Brown & D. Balharry 1995. Reintroducing the European beaver to Britain: nostalgic meddling or restoring biodiversity? Mammal Review 25: 161-200.
- Manet, B. & S. de Crombrughe 2002. The comeback of the European beaver in Wallonia: context, monitoring and perspectives. In: Proceedings 8th Conference Rodents and Spatium, Louvain-la-Neuve. Ministry of the Walloon Region, Research Centre for Nature, Forests and Wood, Gembloux, België.
- Niewold, F. 2002. De beverpopulaties in Nederland in 2001. Rapportage periode maart 2001-2002. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Nederland.
- Niewold, F.J.J. 2003. Haalbaarheidsonderzoek naar de herkolonisatie van de bever in het bekken van de Schelde en Dijle. Alterra-rapport 705. Alterra, Re-

- search Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Nederland.
- Niewold, F.J.J. & D.R. Lammertsma 2000. Ruim tien jaar bevers in de Biesbosch. Een evaluatie van de populatie-ontwikkeling tot 2000. Alterra-rapport 015. Alterra, Research Instituut voor de Groene ruimte, Wageningen, Nederland.
- Niewold, F.J.J. & G.J.D.M. Müskens 2000. Perspectief van de bever in Nederland. Herintroductie in de Gelderse Poort en ontwikkelingen elders van 1994-2000. Alterra-rapport 159. Alterra, Research Instituut voor de Groene ruimte, Wageningen, Nederland.
- Nolet, B.A. 1994. Return of the beaver to the Netherlands. Viability and prospects of a re-introduced population. Proefschrift. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen, Nederland.
- Nolet, B.A. & J.M. Baveco 1996. Development and viability of a translocated beaver *Castor fiber* population in the Netherlands. *Biological Conservation* 75: 125-137.
- Nolet, B.A. & F. Rosell 1998. Comeback of the beaver: an overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation* 83: 165-173.
- Overmars, W. & W. Helmer 1999. Gecontroleerd overstromingsgebied Kruikeke-Bazel-Rupelmonde; naar een vrij toegankelijk natuurgebied en een vergroting van de veiligheid. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (AMINAL), Brussel, België.
- Rossaert, G. 2001. De bever in het Dijleland: terug van lang weggeweest. In: F. Van Lerberghe (red.). *Jaarboek 2000 Brakona*: 12-17.
- Rubbers, O., A. Verschoren & G. Blondiau 1998. Dossier de réintroduction du castor dans les vallées du Viroin, de l'Eau Noire et de l'Eau Blanche en Wallonie.
- Saveljev, A.P. 2001. Rettung des Bibers in Russland: offensichtlicher jagdwirtschaftlicher Erfolg mit zoologischen Problemen nach 70 Jahren. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Bd 26: 309-315.
- Schwab, G. 2002. Die Biberburg. Die website rund um den Biber. Beschikbaar via het internet, opgevraagd op 26 mei 2003. URL: <http://www.Europe-an-Beaver-Network.org>
- South, A., S. Rushton & D. Macdonald 2000. Simulating the proposed reintroduction of the European beaver to Scotland. *Biological Conservation* 93: 103-116.
- South, A.B., S.P. Rushton, D.W. Macdonald & R. Fuller 2001. Reintroduction of the European beaver to Norfolk, UK; a preliminary modelling analysis. *Journal of Zoology* (Londen) 254: 473-479.
- Stocker, G. 1985. The beaver (*Castor fiber* L.) in Switzerland – Biological and ecological problems of re-establishment. Swiss Federal Institute of Forestry, Zwitserland.
- Vernon, G. 1992. Histoire biogéographique du Castor d'Europe, *Castor fiber* (Rodentia, Mammalia). *Mammalia* 56: 87-108.
- Wijngaarden, A. van 1966. De Bever, *Castor fiber* L., in Nederland. *Lutra* 8: 33-52.
- Zeiler, J.T. 1997. Hunting, fowling and stock-breeding at neolithic sites in the western and central Netherlands. Proefschrift. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen, Nederland.

Summary

Researching the feasibility of the return of the beaver (*Castor fiber*) in Flanders, Belgium

The European beaver (*Castor fiber*) once was a common species in Europe. Due to hunting and increased intolerance, the species disappeared from most countries of its former range. In Belgium, the last beaver was killed in 1848. During the last decade many countries have carried out reintroduction and translocation programmes to restore the range of the beaver in Europe. In spite of these and many other initiatives, the beaver is still threatened: it only inhabits a limited part of its former range and its populations are small and scattered. As an assignment of the department Nature of the Ministry of the Flemish Community research has been started to assess the chances and risks for a successful reintroduction of beavers in the basin of the Schelde and the Dijle. Suitable habitat was mapped, the coherence of these areas were investigated, bottlenecks for the return of the beaver were assessed and the need and feasibility of a reintroduction were evaluated. In this article, the methods and results of this study are discussed.

Within the research area are enough suitable areas for a viable, coherent population of at least 40 beaver families. It is to be expected that there are also many suitable habitats in the adjacent basins outside the study area. There are no large bottlenecks for the development of a population: the largest problem is the city of Leuven, as an

obstacle for dispersal. The risks of nuisance due to digging, gnawed trees and the building of dams are considered small. It is expected that at certain locations, beavers will build up a high load of cadmium and other heavy metals.

The chances of a natural recolonization of Flanders by dispersal from adjacent populations in the basin of the Maas and reproduction of resident

beavers in the Laan and the Dijle are estimated to be small. It is concluded that a viable beaver population can only develop when at least 20-30 individuals are reintroduced. The choice of a genetically mixed group is possibly the best option.

Ontvangen 6 september 2002

Geaccepteerd 1 juni 2003



To hamster or not to hamster?

Saskia Mercelis

Natuurpunt Studie, Kardinaal Mercierplein 1, B-2800 Mechelen, Belgium
e-mail: saskia.mercelis@natuurpunt.be

Abstract: The hamster (*Cricetus cricetus* L.) was considered and treated as a pest species, but nowadays it is an endangered and protected species in the western part of its distribution area. This includes Flanders, where the status of the hamster gives cause for concern. Protection of this rodent is important as: the hamster is an 'umbrella species', representing the agro-ecosystem; hamsters from Flanders and neighbouring countries have a distinct genetic composition, possibly representing a separate subspecies, and the hamster population is in decline throughout the whole western part of its distribution area. A Flemish hamster protection plan was established in 2001, focusing on *in situ* management. The proposed conservation measures are spatially differentiated and targeted towards different responsible interest groups. The realisation of the action plan, and the long-term survival of the species, depends on continuous support of the Flemish government, the provincial and local administrations, and the interest groups (conservationists, farmers, hunters, and the broad public).

Keywords: hamster, management, conservation plan, Flanders, agro-ecosystem.

The hamster in Flanders' fields

The common hamster (*Cricetus cricetus* L.) is a rodent with a palearctic distribution ranging from western Europe across Russia and Kazakhstan (Mitchell-Jones et al. 1999). Once a notorious agricultural pest, the hamster is nowadays threatened in western Europe. The main reasons for its decline are large-scale agricultural changes combined with the increasing pressure on the open countryside (Backbier et al. 1998).

The first appearance of the hamster in Belgium can be traced back to the Late Glacial (15,000 to 10,000 B.C.), although it later disappeared (Dupond 1932, Yalden 1985). The first record of the hamster in Flanders in modern times dates back to 1840 (Dupond 1932, Libois & Rosoux 1982). The species rapidly expanded in suitable agricultural areas, i.e. extensively managed with high crop diversity and varied landscape. Until the early 1900s, the hamster caused serious crop losses and was considered, and treated as, a pest species. Gradually, hamster

numbers declined across much of their range in western Europe (Backbier et al. 1998). This was partly due to specific controls, but more to large-scale agricultural changes (intensification and mechanisation) and urbanisation (*ibid.*). Special conservation measures were implemented in the 1990s, in most neighbouring countries; in Germany in 1995, in France in 1998, and in the Netherlands in 1999 (Weidling & Stubbe 1998, Krekels 1999, Wencel 1999, Wencel 2000). This, together with the growing concern of Flemish conservationists, led to the instigation, in 1998, of an intensive 5-year survey. This was carried out by Natuurpunt, the largest Flemish nature conservation organisation, in co-operation with governmental agencies, including Likona, Brakona (the Provinces of Limburg and Vlaams-Brabant) and Aminal (the Nature department of the Ministry of the Flemish Community).

All the available (historical) distribution data indicates that the species only occupies a part of its potential distribution area in Flanders and has never reached the suitable potential habitats west of Brussels (Onkelinx 2001, Mercelis 2002). Its spread has probably been impeded by Brussels and its surrounding suburbs and forests (figure 1).

To date only four small population clusters have been detected in Flanders (figure 2). Recent surveys suggest that the Flemish hamster population is small, genetically impoverished and spatially fragmented (Merckelx 2002). Though reliable population estimates are lacking, it is accepted that the situation of the hamster in Flanders is serious, as it is in the neighbouring countries. This article discusses the importance of hamster conservation in Flanders and highlights the essential aspects of the species conservation plan.

To protect or not to protect?

There are very convincing arguments why the remaining Flemish hamster populations should be protected. First, the hamster can be considered as an 'umbrella species', representing the agro-ecosystem. Several studies have demonstrated the positive effect of hamster management measures on other farmland species, such as the sky-

lark (*Alauda arvensis*), the hare (*Lepus europaeus*) and the partridge (*Perdix perdix*) (Wencel 2000). Moreover, the hamster is of considerable importance for this ecosystem. As an omnivorous, fossorial rodent the species modifies its biotic (e.g. arthropods and herbs) and abiotic (e.g. soil structure) environment. Equally, hamsters are an important source of prey for predators such as the red kite (*Milvus milvus*), the buzzard (*Buteo buteo*) and the red fox (*Vulpes vulpes*). Thus, the hamster plays a key role within the ecology of varied and diverse farmland, which is a widely valued habitat and landscape. Secondly, the hamster populations in Flanders and neighbouring countries have a distinct genetic composition (Neumann & Jansman, in press), possibly constituting a separate subspecies, *Cricetus cricetus canescens* (Wencel 1999). The preservation of this genetic diversity is important because of the long-term evolutionary potential it provides (Begon et al. 1986). Thirdly, the hamster population is in decline

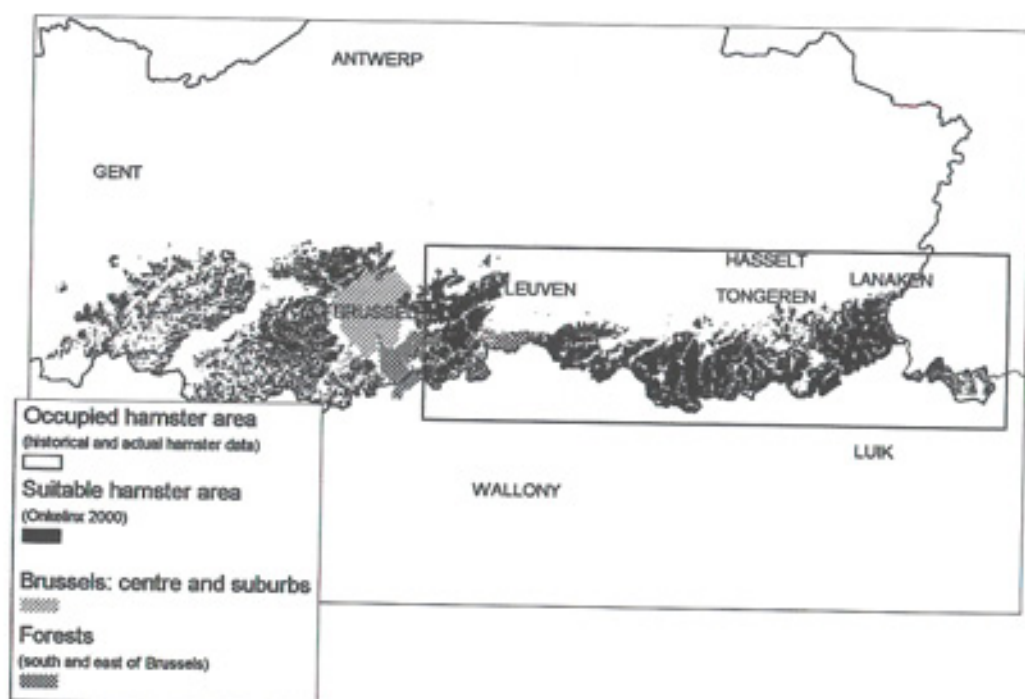


Figure 1. Overview of the theoretically suitable hamster area in Flanders and some important barriers (cities and forests) in the central area around Brussels. The rectangle surrounds the area occupied by hamsters.



Hamsters are considered appropriate 'umbrella' or indicator species, representing the agro-ecosystem. Photograph: Natuurpunt.

throughout the whole of the western part of its distribution and hamster protection is therefore an international duty (Backbier et al. 1998). International and national legislation also places obligations upon the Flemish government to protect this species (Valck et al. 2001). Finally any further delays over the implementation of the necessary *in situ* protection measures will decrease the chance that such measures will be sufficient to solve the problem. Though *ex situ* measures can play an important role within an integrated conservation strategy, *in situ* conservation measures are to be preferred as they are usually cheaper, more effective, and allow a multi-species approach (Primack 2002).

There are also several arguments against the protection of the hamster, which need to be considered. First of all, the hamster is a former agricultural pest and conservation could, theoretically, give rise to agricultural problems. However, research from abroad indicates that population explosions did not occur even in regions where

(usually small-scale) management measures have been implemented (Losingier 2001). To safeguard against problems, a damage compensation system should be developed, as in France (Losingier 2001). As the Flemish hamster population occurs on the edge of the natural distribution area of the species, it is subject to natural population fluctuations (Begon et al. 1986). The current low levels of population are, however, mainly due to the large-scale agricultural changes that have occurred across most of the distribution area (Backbier et al. 1998). Because of the role that human intervention has played in reducing hamster numbers and distribution, Flanders has a moral, as well as a legal, duty to take steps to save its hamster population. Finally, it might be claimed that the Flemish hamster is a relatively recent 'immigrant', is not an indigenous species and thus is not worth protecting. However, as noted earlier, the hamster was already present in Belgium during prehistorical times. In addition all species that (through natur-

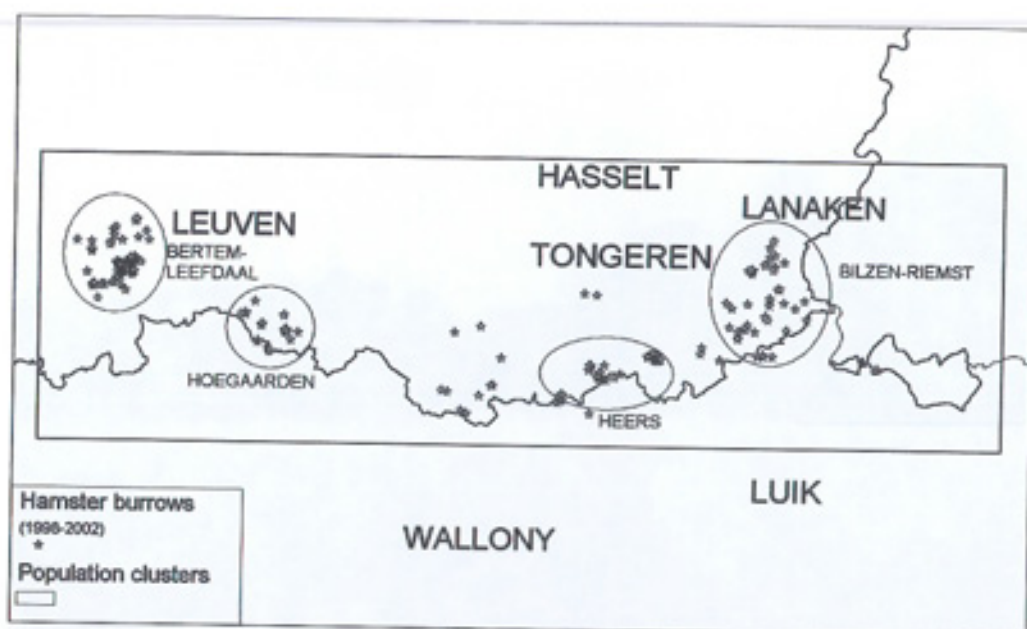


Figure 2. The four population clusters in Flanders (Berchem-Leefdaal, Hoegaarden, Heers and Bilzen-Riemst).

al expansion) colonised Belgium before 1943 are considered as indigenous species (Vlaamse Regering 1993).

How to protect?

In 2001, a species conservation plan was developed in order to safeguard the remaining Flemish hamster populations (Valck et al. 2001). The plan promotes *in situ* management of the hamster in its original habitat, i.e. diverse and ecologically rich agricultural landscapes. The proposed conservation measures are adapted to the different interest groups involved: farmers, hunters, nature conservationists, 'the broad public', local administrations and institutions. Furthermore, the measures are spatially differentiated. Strong management measures, such as the establishment of hamster reserves with special management regimes, are promoted in the valuable core areas and in those areas with a high potential for colonisation. More general habitat improvement measures, such as the development of favourable

management agreements and good agricultural practices, are to be implemented across the whole potential habitat of the hamster.

The first small-scale management measures are now being applied in the field, but it is clear that a coherent and co-ordinated (i.e. government guided) approach is necessary in order to safeguard both the hamster and its biotope in Flanders (Gysels 2003). The government needs to provide the financial, logistic and political means to support this multidisciplinary project.

Conclusion

In this article, several arguments in favour of hamster conservation are discussed. It is clear that protection of the hamster and its biotope is important. Therefore, the Flemish hamster conservation plan, dating from 2001, should be implemented. This can not be realised without the continuous support of the Flemish government, the provincial and local administrations, and the interest groups.

Acknowledgements: The hamster project was financed by Likona and Brakona and by the Nature Department of Aminor. Many thanks are due to the volunteers who walked for days to record the presence of the remnant hamster populations. Finally, thanks are also due to the many Belgian and foreign colleagues (both 'professionals' and 'amateurs') who have shared their knowledge and experiences with me.

References

- Backbier L.A.M., E.J. Gubbels, K. Seluga, A. Weidling, U. Weinhold & W. Zimmermann 1998. Der Feldhamster. Eine stark gefährdete Tierart. Stichting Hamsterwerkgroep Limburg, Magraten, The Netherlands.
- Begon M., J.L. Harper & C.R. Townsend (eds.) 1986. Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Dupond, H. 1932. La propagation du hamster en Belgique. Bulletin du Musée Royal d'Histoire Naturelle en Belgique 7 (26): 1-43.
- Gysels, J. 2003. The Hamster in Flanders: policymaking and species protection. In: S. Mercelis, A. Kayser & G. Verbeylen (eds.). Proceedings of the 10th meeting of the International Hamster Workgroup, 12-14 October 2002, Tongeren, Belgium: 73-74. Natuurpunt, Mechelen, Belgium.
- Krekels, R. 1999. Beschermingsplan hamster 2000-2004. Rapport 41. Expertisecentrum LNV, Wageningen, The Netherlands.
- Libois, M. & R. Rosoux 1982. Le hamster commun (*Cricetus cricetus* L.) en Belgique: statut actuel et anciens des populations. Annales de la Société Royale de Zoologie Belge 112: 227-236.
- Losinger, I. 2001. First results of the conservation plan for the Common Hamster (*Cricetus cricetus* L.) in the Alsace. Jahrbüchern des Nassauischen Vereins für Naturkunde 122: 191-201.
- Mercelis, S. 2002. De hamster (*Cricetus cricetus*) in Vlaams-Brabant: zwart verleden, donkere toekomst? Brakona jaarboek 2001. Brakona - Natuurstudiekoepel van de provincie Vlaams-Brabant, Leuven, Belgium.
- Mitchell-Jones, A.J., G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P.J.H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J.B.M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima (eds.) 1999. The atlas of European Mammals. Academic Press & AD Poyser Ltd., London, UK.
- Neumann K. & H. Jansman 2003. Genetical status of the common hamster in The Netherlands and other European countries. Consequences for conservation in The Netherlands and Belgium. In: S. Mercelis, A. Kayser & G. Verbeylen (eds.). Proceedings of the 10th meeting of the International Hamster Workgroup, 12-14 October 2002, Tongeren, Belgium: 90. Natuurpunt, Mechelen, Belgium.
- Onkelinx, T. 2001. Habitatkaart voor de hamster (*Cricetus cricetus*). Studentenrapport. Universiteit Gent, Landbouwfaculteit, Gent, Belgium.
- Primack, R.B. (ed.) 2002. Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Vlaamse Regering 1993. Besluit van de Vlaamse Regering betreffende de introductie in de natuur van niet-inheemse diersoorten, 21/04/1993. Belgisch Staatsblad, 31/07/1993: 17585.
- Valck, F., J. Gysels & S. Mercelis 2001. Soortbeschermingsplan hamster. Natuurpunt, Mechelen, Belgium.
- Weidling A. & M. Stubbe 1998. Zur aktuellen Verbreitung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) in Deutschland. In: M. Stubbe & A. Stubbe (eds.). Ökologie und Schutz des Feldhamsters (Materialien des 5. internationalen Workshops "Grundlagen zur Ökologie und zum Schutz des Feldhamster" von 08.11 bis 09.11.1997): 183-186. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Eds., Halle/Saale, Germany.
- Wencel, M.-C. 1999. Plan de conservation du grand hamster (*Cricetus cricetus* L.) en Alsace. Période 2000-2004. Document préparé dans le cadre du Comité de pilotage pour la mise en œuvre d'un plan de conservation du grand hamster en Alsace, à la demande du Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Gerstheim, France.
- Wencel, M.-C. 2000. Programme expérimental de préservation de l'habitat du grand hamster en Alsace. Bilan technique 1998-1999-2000. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Gerstheim, France.
- Yalden, D. 1985. The history of British mammals. Poyser Natural History, London, UK.

Samenvatting

Hamsteren of niet?

De hamster (*Cricetus cricetus* L.) werd ooit beschouwd als een pestsoort in de landbouw, maar is intussen bedreigd en beschermd in het westelijke deel van zijn verspreidingsgebied. Ook in

Vlaanderen is de status van de hamster veront-
rustend. Bescherming van de hamster is belang-
rijk aangezien: 1. De hamster een indicatorsoort
is voor het natuurrijke akkergebied. 2. De ham-
sters van Vlaanderen en de naburige regio's een
specifieke genetische structuur hebben en moge-
lijkerwijze behoren tot een aparte ondersoort. 3.
De aantallen hamsters afnemen in het volledige
westelijke deel van hun verspreidingsgebied.
Het Vlaamse soortbeschermingsplan hamster is
opgesteld in 2001. Het legt de nadruk op *in situ*
management. De voorgestelde maatregelen zijn

ruimtelijk gedifferentieerd en zijn verdeeld on-
der de verantwoordelijke belangengroepen. Om
de actieplannen te realiseren en de soort op lange
termijn te beschermen, is een blijvende onder-
steuning door de Vlaamse, provinciale en ge-
meentelijke overheden essentieel. Bovendien
moeten ook de andere belangengroepen (natuur-
beschermers, landbouwers en jagers) hun verant-
woordelijkheden dragen.

Received 6 September 2002

Accepted 21 January 2003



Biology, status and conservation of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Netherlands

Ruud Foppen¹, Ludy Verheggen² & Martijn Boonman³

¹ Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Oude Kraan 8, NL-6811 LJ Arnhem, The Netherlands, e-mail: r.foppen@inter.nl.net

² Stichting IKL, P.O. Box 154, NL-6040 AD Roermond, The Netherlands

³ Adviesbureau Natuurbalans-Limes Divergens bv, P.O. Box 31070, NL-6503 CB Nijmegen, The Netherlands

Abstract: The hazel dormouse is a rare and endangered mammal in the Netherlands, and is now only found in the south of the country. From 1990 onwards, annual surveys have been conducted in the remaining core areas. Autumnal searches for nests in the vegetation have proved to be a reliable method to show the presence, and indicate the (relative) numbers, of the species. Every year searches between August and November have found a few hundred nests, mainly in edge situations, such as forest edges and clearings. Irrespective of some search bias this demonstrates an important feature of the habitat preference of the species in the Netherlands. The nests usually were found in densely structured shrubs with a convex profile, most typically amongst bramble. In 2001 an almost complete survey of suitable potential sites was conducted in most of the (former) distribution range of the hazel dormouse. It showed that, over the past ten years the distribution range has retracted and that numbers have decreased at the edge of the range. An important cue for conservation activities is the condition of forest edges. In 1999 management schemes for forest edges within the distribution range of the species were implemented, in order to redevelop gradual transition zones. The first results indicate that population numbers are positively influenced by these measures. Monitoring the results of these management activities is an important way of evaluating the efficacy of the measures and should be made an integral part of the management programmes.

Keywords: hazel dormouse, monitoring, summer nests, forest edge management, conservation.

Introduction

The distribution of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Netherlands is restricted to the southernmost tip of the country, the Province of Limburg. The precise status of the species has been subject to question for many years (van Laar 1984) and only in the 1990s surveys were conducted to map its exact distribution and to monitor population size (Foppen et al. 1995). It soon became clear that the species is highly endangered and that conservation measures were required to prevent potential extinction. In this paper we will briefly describe the ecology of the species in the Netherlands, summarising results of published reports and papers. The past and present status of the species will be

described, the latter based on a large-scale survey carried out in 2001 (Verheggen 2001). Finally, we will describe the conservation measures that have been taken and briefly outline some preliminary results.

Studies of the hazel dormouse in the Netherlands

Until 1984 no special attention was paid to the occurrence of the species in the Netherlands. That year a paper was published summarising all the records of the hazel dormouse in the Netherlands (van Laar 1984). The paper describes around 80 records and shows a distribution ranging throughout the southern part of the Province of Limburg (figure 1). Its occurrence in the Netherlands and surrounding countries is probably determined by climatic conditions and also seems to be linked with soil type (van Laar 1984,

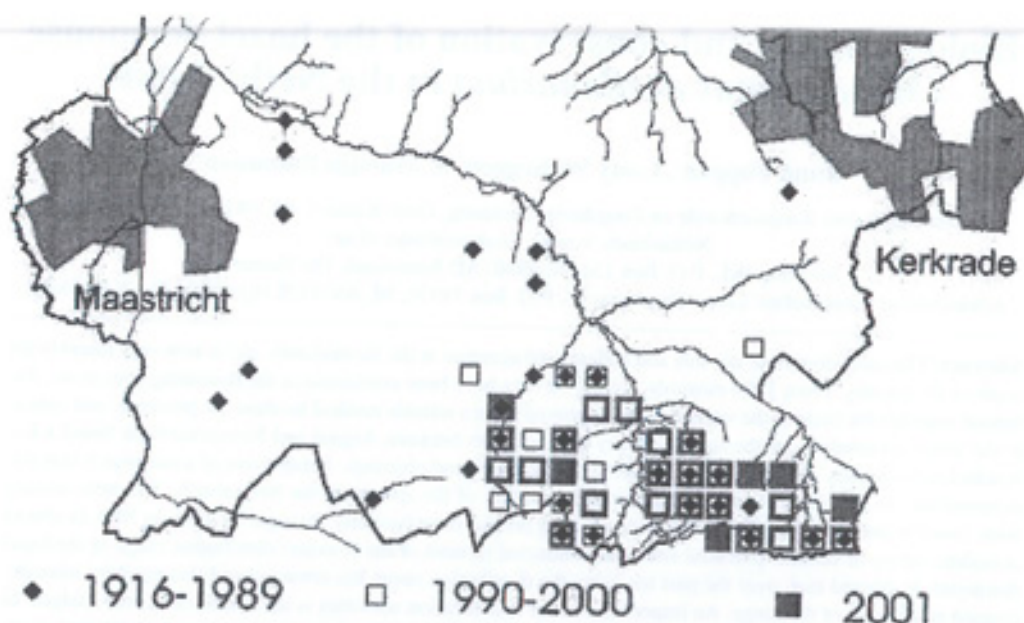


Figure 1. Distribution of the hazel dormouse in 1 x 1 km squares for the periods 1916-1989, 1990-2000 and 2001.

Foppen & Nieuwenhuizen 1997). From 1990 onwards the authors and a few others collected data by surveying vegetation and searching for summer nests in occupied forest (Erkenbosch 1991, Foppen et al. 1995). This proved to be a successful method and up to 2002 almost 1,200 nests were found and described (table 1). In the early years the focus was on mapping the distribution by checking all the formerly known areas of distribution identified by Van Laar (1984). During this period the surveys were not standardised. From 1992 onwards a number of sites in stretches of forest edge was annually monitored in a standardised way. Average search time was between 30-90 minutes per kilometre, depending mainly on number of nests found. In 2001 a survey was conducted over a large part of the former distribution area, with an average search time of 10-20 minutes per ha (Verheggen 2001).

The data were used for various studies, describing the biology and ecology of the species in the Netherlands (Foppen et al. 1995, Foppen et al. 1999), analysing the viability of the population (Foppen & Nieuwenhuizen 1997) and proposing management measures in a species ac-

tion plan (Stichting IKL 1997). A species conservation plan is currently in preparation.

Data collection

Various ways of surveying hazel dormice have been proposed and applied (e.g. Foppen & Berg-

Table 1. Number of nests observed per year for the period 1990-2002. Note that research intensity and area differs between the years.

Year	Number of nests
1990	38
1991	26
1992	161
1993	77
1994	37
1995	57
1996	84
1997	30
1998	30
1999	65
2000	81
2001	237
2002	247

ers 1985, Bright et al. 1994, Berg & Berg 1999). In the Netherlands searching for nests in the vegetation has proved to be the most successful one (Foppen et al. 1995). Between August and November, dense shrub vegetation, mostly along forest edges and in clearings, was visually checked for the bird-like nests hanging in the vegetation. Suitable vegetation consisted of shrubs with bramble (*Rubus* sp.), clematis (*Clematis vitalba*) and other dense shrubs with a minimum height of 1 m. Usually these nests are quite visible; by looking through the vegetation from below, the nests can be seen against the sky. Along forest edges the suitable vegetation is only a few metres wide and can be checked on both sides.

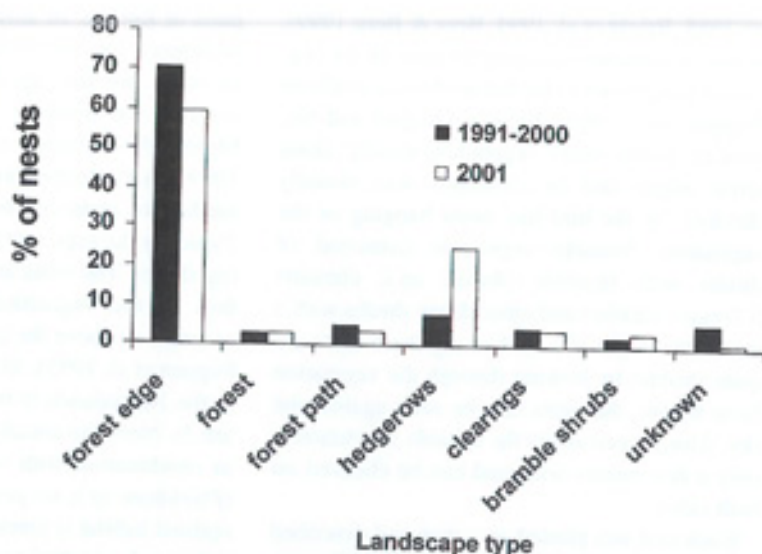
Each nest was plotted on a map and described on a standard form. Various features of the nest were noted, e.g. height, size, composition, status, and vegetation profile. Two types of nests can be distinguished: 'sleep' nests and 'reproduction' nests, the latter being recognised by their larger diameter (>10 cm) and different composition. Usually they are quite firm and consist of two layers, an outside shell of leaves and inside fine grass-straws and blades (Kahmann & Von Frisch 1950, Foppen et al. 1995).

Biology of the species in the Netherlands

The hazel dormouse is a demanding species; for feeding it needs a heterogeneous habitat with diverse but reliable food sources (Bright & Morris 1993). Furthermore, throughout the year, it needs different habitat types. Hibernation requires a high humidity, e.g. humus soils in stream valleys or on hills with a northern or western exposure (van Laar 1984). In spring the species depends on food sources high in the forest (Bright & Morris 1993). In summer and autumn reproduction takes place in areas where ample food supplies are available. In the Netherlands the reproductive season starts relatively late, in August, probably because blackberries and hazelnuts are available later than in other

parts of Europe. In autumn the species shows a preference for low shrubs with a high diversity of plant and tree species and plenty of food sources, for instance blackberries (Bright & Morris 1993, Foppen et al. 1995, Berg & Berg 1999). In the Netherlands both sleeping and reproductive nests can be found in these shrubs. Typically the exposure is open and on south-facing slopes. The nests are found close to the surface of the vegetation. The average nest is around 1 m above the ground (range 30–350 cm; Foppen et al. 1995). More than 60% of the nests in the Netherlands is found in forest edges (figure 2). Nests are usually found in bramble, often in combination with other plants like bracken (*Pteridium* sp.), or young trees (figure 3). The optimal habitat is forest edge with diverse vegetation and a gradual transition zone between forest and open field. These results are partly biased by the search methods employed, which focused on finding nests in shrubs. In the United Kingdom the species occupies tree hollows in the forest interior at heights of more than 10 m (Bright & Morris 1992). However, most of the studies in the United Kingdom were conducted in coppice woodland with a dense understorey of hazel trees (*Corylus avellana*) and a bramble layer. This type of forest is almost absent in the Netherlands, so this might largely explain the difference in habitat preference between the United Kingdom and the Netherlands. Radio-tracking studies in the United Kingdom show that foraging in autumn is concentrated in the understorey (e.g. hazel trees) and in the bramble layer, probably because of food availability (Bright & Morris 1992, Bright & Morris 1993). The preference for edge situations in the Netherlands is also closely linked to this feature: favourable nest sites in shrubs inside the forest are scarce because of the open vegetation structure. Bramble shrubs in sunlight situations are much denser than in a forest, have more flowers and berries and have a different bramble species composition (Foppen et al. 1999). Circumstantial evidence comes from additional observations. Individuals were occasionally found in nest boxes hanging in the forest edge in one of our study ar-

Figure 2. Distribution of the observed nests (as % of the total) over landscape types, for the periods 1991-2000 and 2001. Note that, with the exception of 2001, the search intensity is biased towards forest edges.



edges, but none were found in nest boxes more than 10 m inside the forest. In the 2001 survey both suitable edge vegetations and the interior of forests, for instance shrub vegetation along forest roads, were visited (Verheggen 2001). This confirmed the preference of the hazel dormouse for bramble shrubs in forest edges. Contrary to our earlier findings, holly (*Ilex europaeae*), also appeared to be an important tree species as nest carrier. Since it also occurs in the interior of forests with the same favourable structures, it offers a good test of the edge preference theory. Almost without exception, nests were found in holly trees along edges.

The density of hazel dormice is usually low; a literature review revealed that maximum numbers vary from one to three individuals per ha (Foppen et al. 1999). Although it is difficult to relate the number of nests to the number of individuals, the density of summer nests found along the forest edge in the core areas (1-2 per 100 m) suggests a comparable density. This also indicates that a major part of the population along these edges builds nests in the lower vegetation layer. Still, it may be assumed that some hazel dormice along the forest edge also use natural nests in tree hollows. Therefore we regard the number of nests found along forest edges as a reliable, though minimum estimate of the true

number of existing nests. In conclusion, we believe that a 'summer' nest survey is a reliable method, providing a representative indicator of hazel dormouse occupancy in Dutch forests.

Change in distribution range and numbers

Every year a few hundred nests were found during the surveys, of which one in four was a reproduction nest. Litters were found from the first half of August until the last weeks of October. Some individuals only leave the nest after the first week of November. The total population size is difficult to estimate, but is probably less than 1,000 individuals.

Compared to the situation described by Van Laar (1984), the distribution of the hazel dormouse in the Netherlands is at the moment limited and restricted to the southeastern tip of the Province of Limburg (figure 1). The 2001 survey shows a distinct retraction of the distribution range, compared to the period 1991-2000. Total numbers also appeared to be much lower than in the early 1990s (Verheggen 2001, figure 1). However, this can partly be explained by the fact that 2001 was a 'poor' year for the species. Results from 2002 show that the species recovered

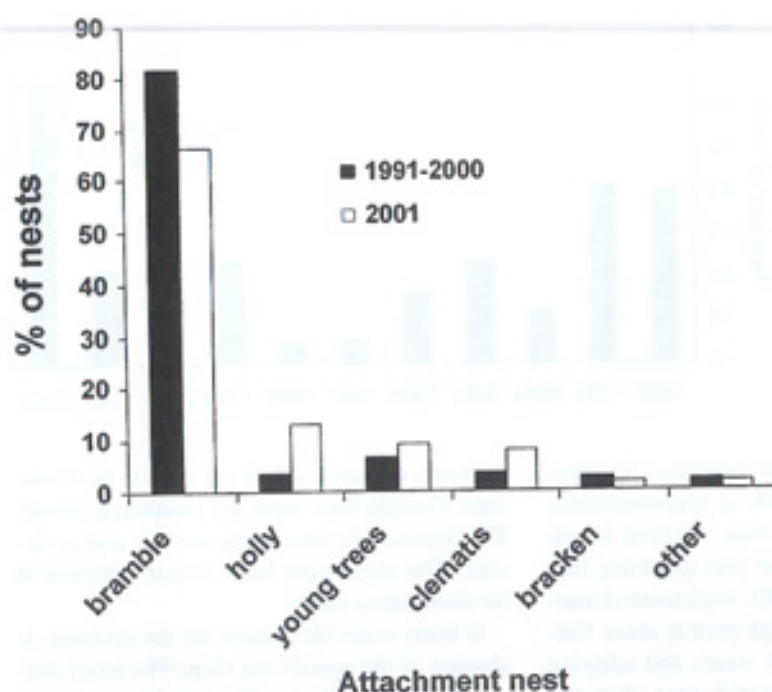


Figure 3. Distribution of the observed nests (as % of the total) over plant species as nest carrier, for the periods 1991-2000 and 2001.

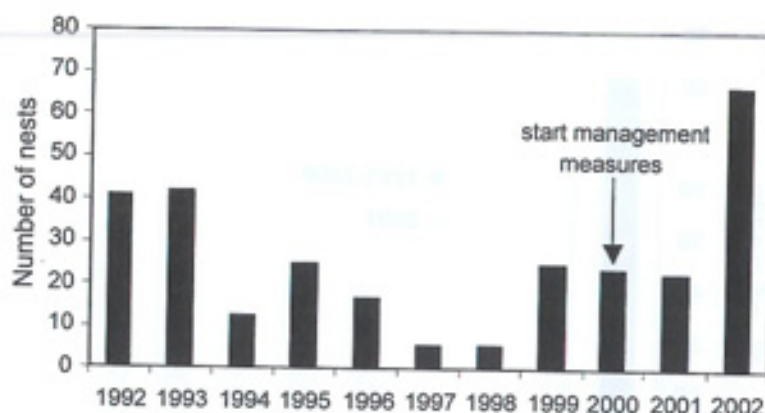
in most areas, although compared to Van Laar (1984), the species had disappeared from a number of sites. There appear to be a few core areas with high nest densities, mainly in the forest areas around Vijlen and Slenaken. The monitoring of nest numbers in these core areas reveals that large annual fluctuations occur. Figure 4 provides an example of the annual yearly number of observed nests along a single monitoring transect. The reasons behind these fluctuations are still unclear, but probably reflect weather conditions and abundance of fruits and nuts in autumn. The analysis of monitoring results still needs further study and results will be published elsewhere. The distribution pattern is quite fragmented. A statistical analysis, taking the occurrence in forest patches as the dependent variable and distance to occupied forest as one of the explanatory variables, revealed distinct effects of isolation. We see this as one of the major threats to population survival (Foppen & Nieuwenhuizen 1997, see also Bright et al. 1994). Furthermore, the forests close to the edge of the distribution range seem to show lower densities and a stronger decline in

population than the core areas. We are uncertain about the reasons for this, but it suggests a kind of biogeographical effect. Further analysis is needed to unravel this.

Conservation activities

Already by the early 1990s it was apparent that the hazel dormouse had become quite rare and that well-developed forest edges were the key to conserve the species in the short-term. Many of the potentially suitable edges (edges with a southern exposure) do not show a gradual transition zone with a high density of shrubs, either because of adverse cutting activity, or overgrazing by cattle. Based on an analysis of potentially and current viable populations, priorities were set for management schemes aimed at improving the vegetation structure in forest edges (Foppen & Nieuwenhuizen 1997, Stichting IKL 1997). A study describing the vegetation and botanical features of optimal habitat developed guidelines for forest edge management options (Foppen et

Figure 4. Number of observed nests along a yearly monitored transect (length about 2.5 km) in the period 1992-2002.



al. 1999). Landowners with large areas of potentially suitable habitat, such as Staatsbosbeheer and Natuurmonumenten, were involved in setting up a forest edge action plan (Stichting IKL 1997). In 1999 Stichting IKL implemented management schemes in the high priority areas. Cutting of trees, setting back fences and adapting cattle grazing intensity created more open and non-shaded circumstances that favour the development of dense bramble bushes and other sun-loving shrub species (Stichting IKL 2001, Stichting IKL 2002). After just two years, there are clear improvements in many areas, and a suitable vegetation structure has developed. Preliminary survey results show that the hazel dormouse populations have responded positively to these management changes. Numbers have increased in areas that have been managed (Foppen & Verheggen, unpublished data; see also figure 4). The administration of the Province of Limburg has declared the hazel dormouse as a priority species for conservation activities and this will lead to a species conservation plan that will promote projects concerning management, research and monitoring activities.

Conclusion

The hazel dormouse is a threatened species in the Netherlands, and its distribution has decreased in the last decade. The species still occurs in a number of core areas. Here, although the numbers

fluctuate, the species does not seem to be threatened. Outside these areas the situation is worse. The densities in these areas are low and in decline. This already has led to a clear reduction of the distribution range.

In many cases the reasons for the decrease or absence of the species are clear. The hazel dormouse prefers forests with well-developed understorey and with a high and dense bramble vegetation. A gradual transition zone along forest edges in the study area appeared to be quite rare. Most forest edges do not show a suitable vegetation structure. For instance, grazing causes concave instead of convex edge vegetation profiles (van Laar 1984). Furthermore, coppice management has ceased and natural forest clearings are rare within the uniform, homogeneously aged forests. A suitable management plan for forest edges can quickly restore the preferred habitat and preliminary results show that the species quickly responds to these measures. This, however, is a first step, intended to maintain existing populations. What is also needed are sufficient means to carry out proper conservation measures in the long run. This includes plans to 'defragmentate' the landscape, for instance by using hedgerows to connect woodlands and thereby create an ecological network. Finally, a change in forest management needs to be discussed, including re-commencing coppice management and diversifying the vegetation structure in forests. These actions should be accompanied by a proper monitoring scheme for

various (biodiversity) features in these areas. This is necessary in order to evaluate these measures and to ensure that the species conservation actions will be effective. In conclusion it should be stressed that it is not only the hazel dormouse that will benefit from these actions, but that this species can be considered an 'ambassador' for a sound forest ecosystem.

Acknowledgements: We want to thank two anonymous referees for their useful comments. The survey of 2001 was supported by the Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries.

References

- Berg, L. 1996. Small-scale changes in the distribution of the dormouse *Muscardinus avellanarius* (Rodentia, Myoxidae) in relation to vegetation changes. *Mammalia* 60: 211-216.
- Berg, L. & Å. Berg 1999. Abundance and survival of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in a temporary shrub habitat: a trapping study. *Annales Zoologici Fennici* 36: 159-165.
- Bright, P.W. & P.A. Morris 1992. Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius* in coppice-with-standards woodland. *Journal of Zoology* 226: 589-600.
- Bright, P.W. & P.A. Morris 1993. Foraging behaviour of dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. *Journal of Zoology* 230: 69-85.
- Bright, P.W., P. Mitchell & P.A. Morris 1994. Dormouse distribution: survey techniques, insular ecology and selection of sites for reservation. *Journal of Applied Ecology* 31: 329-339.
- Erkenbosch, H. 1991. Nieuwe waarnemingen van de hazelmuis *Muscardinus avellanarius* in Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 80: 10-11.
- Foppen, R. & P. Bergers 1985. Inventarisatiemethoden voor de hazelmuis *Muscardinus avellanarius*. Student report. Zoologisch Laboratorium, Afdeling Dieroecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, The Netherlands.
- Foppen, R., L. Verheggen & H. Erkenbosch 1995. Zomernesten van de hazelmuis in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 84: 200-212.
- Foppen, R.P.B. & W. Nieuwenhuizen 1997. Probleemanalyse ten behoeve van het soortbeschermingsplan hazelmuis *Muscardinus avellanarius*. Report 323. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Foppen, R., R. Haveman, J. Schaminée & N. Smits 1999. Achter de bramen, een vegetatiekundige beschrijving van het leefgebied van de hazelmuis *Muscardinus avellanarius* met aanbevelingen voor het beheer. Report 467. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Kahmann, H. & O. Von Frisch 1950. Zur Ökologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) in den Alpen. *Zoologische Jahrbuch Ökologie* 78: 531-546.
- Laar, V. van 1984. Verspreiding en habitatkeuze van de hazelmuis *Muscardinus avellanarius* (L., 1758) in Nederland. *Lutra* 27: 229-261.
- Stichting IKL 1997. Actieplan Hazelmuis, ROM Mergelland, plateau van Epenerheide. Stichting IKL, Roermond, The Netherlands.
- Stichting IKL 2001. Actieprogramma Hazelmuis. Evaluatie jaarprogramma 2000 en jaarprogramma 2001. Stichting IKL, Roermond, The Netherlands.
- Stichting IKL 2002. Actieprogramma Hazelmuis. Evaluatie jaarprogramma 2001 en jaarprogramma 2002. Stichting IKL, Roermond, The Netherlands.
- Verheggen, L.S.J.M. 2001. Hazelmuisinventarisatie 2001. Een onderzoek naar de verspreiding van nesten in actuele en potentiële leefgebieden in Zuid-Limburg. Report 2001.031. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Arnhem / Adviesbureau Natuurbalans-Limes Divergens, Nijmegen, The Netherlands.

Samenvatting

Biologie, status en bescherming van de hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) in Nederland

Ondanks zijn onmiskenbare charme en uitstraling was van de hazelmuis in Nederland lange tijd weinig bekend. Tot 1990 zijn geen jaarlijkse waarnemingen gedaan. Vanaf dat jaar zijn pogingen ondernomen om de verspreiding en de aantallen jaarlijks in kaart te brengen. De gevolgde methode is het zoeken naar nesten die in het najaar in de vegetatie kunnen worden aangetroffen. Deze vaak fragiele bouwsels geven een goede indruk van de aanwezigheid en abundantie van de hazelmuis. De zoekactiviteiten concentreerden zich in dichte vegetaties, veelal braam, langs bosranden of open plekken in het

bos. Daarmee ontstaat wel een soort 'bias' in de resultaten. Toch denken we dat bosranden in het najaar wel degelijk de voorkeurs habitat van de soort vormen. Meerdere aanwijzingen, ondermeer betreffende de voedsel ecologie, maken het aannemelijk dat de soort in het najaar deze vegetaties opzoekt om daar te profiteren van de gunstige voedselomstandigheden. Een vrij complete telling in 2001, waarbij ook in bossen zelf is gezocht, leverde ook een hoog aandeel nesten aan bosranden op.

Jaarlijks zijn meer dan 100 nesten gevonden en in totaal zijn sinds 1990 zo'n 1.200 nesten beschreven en opgenomen in een database. Als draagplant gaat de voorkeur naar braam. De nesten bevinden zich gemiddeld op een hoogte van 1 m. Eén op vier nesten is een voortplantingsnest. In de kerngebieden wordt in goede voortplantingsjaren een dichtheid van 1 nest per 50-100 m geschikte bosrand gevonden. Vergelijken met de situatie tot de zeventiger jaren blijkt de verspreiding van de soort in 2001 ernstig te zijn ingeperkt. Slechts in een aantal kerngebieden, randen van grotere bossen, komt de hazelmuis nog redelijk algemeen voor. Verder blijkt dat veel vegeta-

ties van bosranden in een deplorabele staat verkeren en dat de voorkeurs habitat (goed ontwikkelde en structuurrijke bosrandvegetatie) in grote delen van het voormalige leefgebied nauwelijks meer voorkomt. Eerdere analyses lieten ook een negatief effect zien van versnippering. De kleine en meest geïsoleerde plekken staan zwaar onder druk en op een aantal van deze plekken is de soort de laatste decennia al verdwenen. Een schatting van de totale populatie is moeilijk te maken, maar het gaat eerder om enkele honderden dan om enkele duizenden exemplaren. Reden genoeg om een beschermingsprogramma op te starten, met als eerste stap een actieplan, opgesteld door Stichting IKL in Limburg. Hierin zijn maatregelen voorgesteld om de vegetatiestructuur van bosranden te herstellen. Tevens zijn de voorbereidingen begonnen voor het opstellen van een soortbeschermingsplan. De eerste resultaten van de genomen beheersmaatregelen laten een positief effect zien op de aantallen aanwezige nesten en dat geeft hoop voor de toekomst.

Received 3 December 2002

Accepted 9 April 2003



The root vole (*Microtus oeconomus arenicola*) in the Netherlands: threatened and (un)adapted?

Rob C. van Apeldoorn

Alterra, P.O. Box 47, NL-6700 AA Wageningen, The Netherlands,
e-mail: rob.vanapeldoorn@wur.nl

Abstract: The decline of the root vole (*Microtus oeconomus arenicola*), the only endemic mammal subspecies in the Netherlands, resulted in its inclusion in the Annexes II and IV of the Habitat Directive. Neither a species protection plan nor a sufficient selection of Special Areas of Conservation in accordance with the Habitat Directive have yet been completed. Both actions need information about the distribution, ecology, threats and genetics of the species. The aim of this article is to provide this basic information. The root vole is threatened by deterioration of habitat quality and size combined with possible negative effects of interspecific competition resulting in a high risk of extinction of local populations. Habitat fragmentation also has negative effects on the species, e.g. resulting in isolated regional populations consisting of smaller and more or less separated local populations. This isolation of populations can be illustrated by genetic differentiation between and within the regional populations. Several processes (e.g. inbreeding) are described that can occur, especially in small and isolated populations, and result in reduced genetic variation and fitness of individuals and populations. Inbreeding effects are described for the root vole using an inbreeding experiment and field enclosures, illustrating a higher extinction risk for the species in the field.

Keywords: root vole, *Microtus oeconomus arenicola*, habitat preference, threats, competition, fragmentation, genetic differentiation, inbreeding depression, microsatellites, conservation.

Introduction

In 1841 Sélys Longchamps described the Dutch root vole (*Arvicola arenicola*) as a separate species which was recognised later as belonging to *Microtus oeconomus*. Based on morphological characteristics it was distinguished as *Microtus oeconomus arenicola*, the only endemic mammal subspecies living in the Netherlands (van Wijngaarden & Zimmermann 1965). Man-made changes in the habitat of the species were already reported in 1969 by Van Wijngaarden, who studied the species over a long period. The decline of the species was described by Ligotvoet (1992) and resulted in the classification of the root vole as *vulnerable* on the Red List of Threatened and Vulnerable Mammals in The Netherlands (Lina & van Ommering 1994). A more quantitative description of the decline results from recent inventories by the Dutch Soci-

ety for the Study and Conservation of Mammals (VZZ) and Alterra between 1990 and 2001 (for an overview see Bergers & La Haye 1997). The root vole is also distinguished as threatened for large parts of the European distribution area (Smit & van Wijngaarden 1981).

The Dutch subspecies is mentioned in the Annexes II (priority species) and IV of the European Habitat Directive. Based on Annex II, Special Areas of Conservation (SACs) have to be selected for the root vole in the Netherlands. This has been done only partly and a recent overview of the most important areas for the species by the VZZ indicates a large number of new SACs that should be added to the existing list (Drees, in prep.). Nevertheless, many of them are not on the list of selected new SACs published by the Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries in February 2003. Based on Annex IV of the Habitat Directive the species receives additional protection, which in the Netherlands is formulated in the new Dutch Flora and Fauna Law.

A draft Species Protection Plan for the root

© 2002 Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. Lutra abstracts on the internet: <http://www.vzz.nl>

vole was written by the VZZ in 2002. It is hoped that the final plan will soon be published. It includes a list of measures that have to be taken to protect the species. Knowledge about the ecology of the root vole and the main causes of its decline is needed both to be able to implement the measures, as mentioned in the Species Protection Plan and for the compulsory management plans that have to be written for the SACs. This paper reviews publications that deal with one or both items. It also includes the results of recent genetic research in the Netherlands and other countries, which reveals important knowledge that can help to protect the species in a more effective way.

Habitat preference

In general the species occurs in the low peat areas in the Netherlands where it inhabits mainly wetland areas with high plant coverage, e.g. reed vegetation, flooded shores of lakes and creeks, former mud flats and salt-marshes, wet meadows, ditch verges and dune valleys (Ligtvoet & van Wijngaarden 1994). These types of habitat can be compared with those in other parts of its distribution area, where the species also inhabits flooded shores of lakes, banks of rivers and brooks, open bogs, eutrophic peatlands and wet meadows and where the species is known to migrate in winter to drier parts and even into human settlements (Tast 1968, Raczynski 1994). Seasonal migration has seldom been reported for the Netherlands but seems logical (see Hollander 1991), the more so as the species in the Netherlands is known to inhabit drier areas (dykes and road verges). These drier areas are only inhabited on islands where other vole species are absent.

It is not clear which habitat types are optimal or sub-optimal for root voles since data on demographic performance of the different types are lacking. In general reed vegetations are believed to offer optimal conditions. A recent study in the province of Noord-Holland reports important indications about preferences, especially of different types of reed vegetation (Nijhof & van Apel-

doorn 2002). The authors show that all types of vegetation where trapping was carried out were inhabited by the species. However, dense reed vegetation (>50 % reed) was inhabited more frequently and the number of captures and individuals in this vegetation type were higher than in the other vegetation types. A lower presence together with fewer captures and fewer individuals in wet hay meadows, shrubby reed vegetation, and reed with a dense moss layer, seem to indicate a less strong preference for these types of vegetation. Grassy hay meadows, reed vegetation with many helophyte species, and wet ruderal vegetations are also used but seem to be the least preferred types. The described habitat preference can be explained by the occurrence of plant species of which different parts (sprouts, roots, leaves) are eaten. Reed (*Phragmites australis*) is an especially important food species in some seasons. In summer *Carex* sp., *Eriophorum* sp., *Polygonum* sp., grasses (*Puccinella* sp., *Festuca* sp., *Dactylus* sp., *Elytrigia* sp., *Juncus* sp., *Molinia caerulea*), *Caltha palustris* and *Atriplex* sp. are also important. In winter the bark of several *Salix* species is eaten as are mosses and lichens (Tast 1966, Bergman & Krebs 1993).

The apparent preference of the species for wet and therefore relatively cold vegetation types may result from its capacity to endure lower soil temperatures than other *Microtus* species. Herter (1962) studied temperature preferences under laboratory conditions using artificial nests. He found a preference temperature of 25 °C for the root vole, 29 °C for the snow vole (*Microtus nivialis*) and water vole (*Arvicola terrestris*), 31 °C for the field vole (*Microtus agrestis*), 32 °C for the bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and 35 °C for the common vole (*Microtus arvalis*).

A common characteristic of many of the vegetation types inhabited by root voles is their dynamics resulting from seasonal flooding or fluctuating ground water levels. The disappearance of these dynamics because of human interference is mentioned by several authors as one of the main reasons for the decline of the root vole (van Wijngaarden 1969, van Apeldoorn et al. 1992, van Laar 1999, van Laar 2002, La Haye et

Table 1. Habitat use of root vole and field vole.

Occurrence	Habitat use
root vole only	- low population density: mainly wet habitat - high population density: wet and dry habitat
root vole and field vole	- when density of root vole increases the field vole disappears - when density of root vole decreases the field vole appears in low densities - at high density the field vole also inhabits wet habitats in the absence of root voles

al. 2001). The change in dynamics of the ground water level for the (peaty) central part of the province of Friesland is described by Anonymous (1999). The water level at the end of the 19th century and later was high during autumn, winter and spring and low in summer. Due to strong water regulation on behalf of agricultural needs the water level became more or less constant after the 1950s. A shorter inundation time resulted in a change in plant species composition and even the loss of some wetland vegetation types. The natural vegetation succession in wetlands was disrupted and resulted in a reduction in area and quality of optimal root vole habitat. Enhancing the survival chances of the species will be the main reason for restoring this succession in combination with the water dynamics. This can only be successful if the vegetation is managed properly with regard to the habitat requirements of root voles. As Bergers et al. (1998b) have shown, the species seems to be sensitive to high intensities of grazing and mowing. Unfortunately we do not know the exact intensity of both management measures that the species can endure. However, bad vegetation management and loss of vegetation types (incomplete vegetation succession) in combination with loss of water dynamics do not seem to be the only threats facing the species.

Another cause of decline

As mentioned in the previous section the decline of the root vole in the Netherlands can be explained by a decrease in the amount and quality of good and optimal habitat caused by changes in water dynamics and vegetation management.

The loss of important wetland vegetation types and changes in plant species composition, resulted in better living conditions for other vole species that prefer drier and warmer types of vegetation, such as the field vole and common vole.

The interaction between these two vole species and the root vole and its effect on population behaviour and performance has not been studied in the Netherlands. The consequences of species interactions can therefore only be deduced from studies in other countries and compared with the few Dutch field observations.

Table 1 shows the main conclusions of field research in Finland and Norway where root vole and field vole have been studied over a long period at locations with constant conditions (Tast 1968, Henttonen et al. 1977). This research indicates that the root vole is a stronger competitor (because of its heavier body characteristics, according to Henttonen et al. 1977), that can expel the field vole from its preferred wetland habitat. This effect of competition in terms of habitat selection was observed during the peak and increase years of vole cycles (when densities were increasing) and within separate years during the reproductive season (Henttonen et al. 1977). Within one month an increase from 6.7 to 7.1 voles per 100 trap nights was recorded for the root vole and a decrease from 1.4 to 0.0 for the field vole.

These observations can be compared with the anecdotal information we have from the Netherlands. A well-studied case is the nearly total disappearance of the root vole from the island of Noord-Beveland during its colonisation by the common vole (Ligtvoet & van Wijngaarden 1994). As was pointed out earlier, within the

same period the habitat area of the root vole diminished and habitat quality of many remaining habitat patches decreased (van Apeldoorn et al. 1992). Both species still occur on the island. The colonisation of the island of Texel by the field vole presumably at the end of the 1980s has not resulted in the disappearance of the root vole either. Furthermore, we know that in the Biesbosch, a large area with weak tidal dynamics, both species still occur.

Nevertheless, the root vole has disappeared totally from large areas in the province of Friesland and the north-west of the province of Overijssel. In general many locations that were inhabited by the root vole are now occupied by the field vole. These facts can only be explained, assuming the root vole can be out-competed from its preferred habitat by other vole species, when habitat quality diminishes or an area becomes too small. Under these conditions where

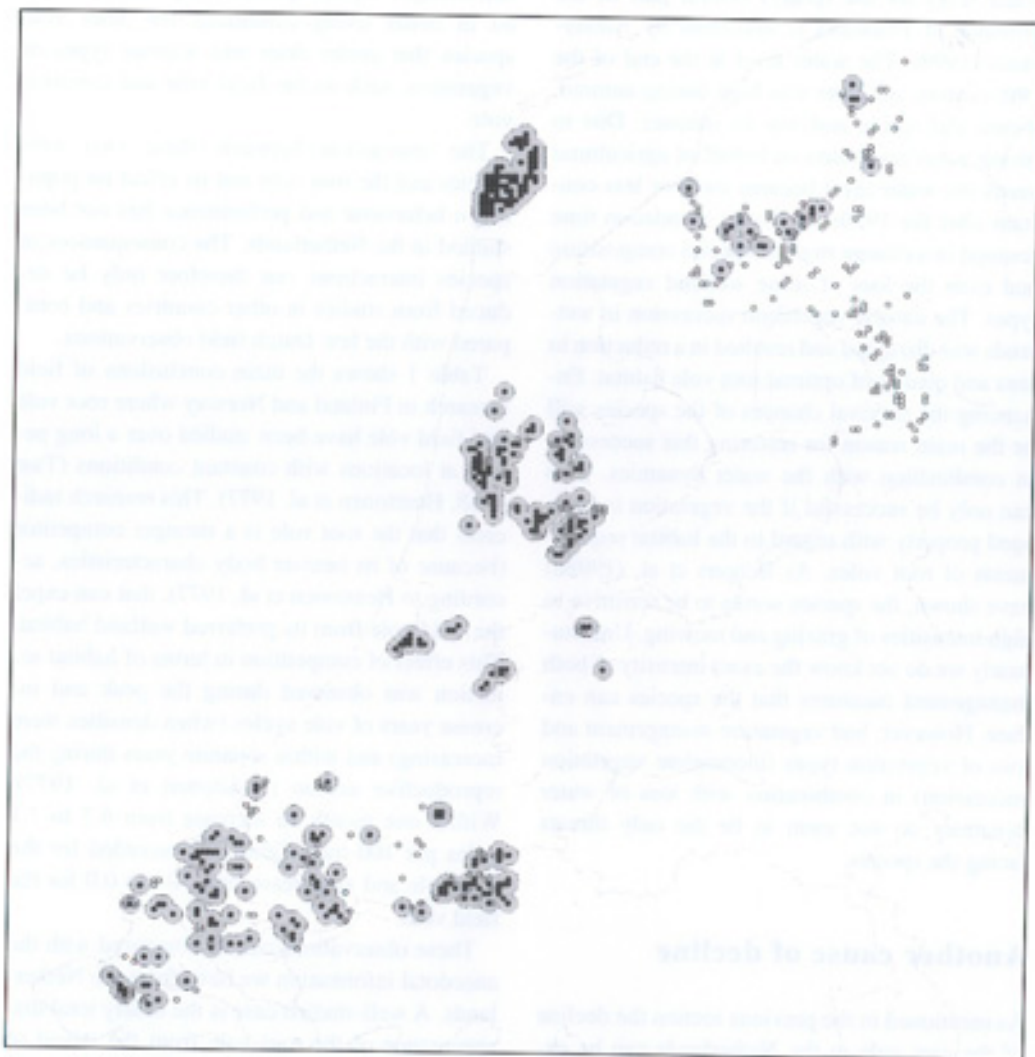


Figure 1. The distribution of *Microtus oeconomus* in the Netherlands and population isolation. Open circles = potential and previously inhabited locations; black dots = inhabited locations; grey circles = reachable locations within a distance of 3.2 km.

the optimal habitat of the dominant competing species (root vole) is exceeded by that of the less dominant species (field vole), the first one can disappear not only from a single habitat patch but also from the landscape level (Leigh 1990, Bowers & Dooley 1991). This seems to be the case for the root vole in the Netherlands, especially because for this species the process of habitat deterioration is accompanied by habitat fragmentation (van Apeldoorn et al. 1992). Of course another explanation of a decline may be subdominance of the root vole compared to the field vole. It is clear that research is urgently needed to address this question of competition and to assess whether and under which conditions more or less stable situations of competing species can be reached.

Effects of habitat fragmentation

The negative effects of habitat fragmentation on the survival chance of species have been described by many authors. In general they can be summarised as: (1) a high extinction probability of local populations due to low numbers and strong fluctuations in numbers (as is the case for many small rodent species) and due to negative effects of genetic processes such as inbreeding, and (2) a low recolonisation rate of "empty" (extinct) habitat patches because of restricted dispersal (long distances to travel and many barriers to cross by individuals).

Especially for the root vole, fragmentation effects have been observed in several regions of its distribution area: the provinces of Zeeland, Friesland and Noord-Holland and the Delta area (Hollander 1991, Bierhuizen & Bergers 1995, Bergers et al. 1998a, Nieuwenhuizen et al. 2000, Nijhof & van Apeldoorn 2002). An obvious fragmentation effect is a lower number of inhabited patches when patch area decreases and between-patch distance increases. For the root vole in Zeeland this effect is shown by the probability of trapping the species in a habitat patch, which decreases from 3% to 0.4% (mean 1%) if the distance of this patch to the three closest inhabited

patches increases from 1.0 to 7.2 km (mean 3.2 km) (Bergers et al. 1998a).

Distances of up to several kilometres are not too far for voles and mice to travel if landscape resistance (e.g. barriers, inhospitable habitat) is not too high. But patches at distances of 2-5 km become increasingly isolated (van Apeldoorn 1994). The mean travel distance of 3.2 km in Zeeland gives an indication of reachable but relatively isolated habitat patches, therefore this distance can be used to illustrate the degree of isolation of all (local) populations in the Netherlands, as is shown in figure 1.

This figure shows a number of totally isolated regions and a high number of isolated (local) populations within these regions. Because some of the regions and local populations are known to have been isolated for many decades, genetic processes with detrimental effects on the survival of the species can be expected. This was the reason that research was started on the possible negative genetic effects of habitat fragmentation. This research was done by the Genetics Department of the University of Groningen in cooperation with Alterra.

Fragmentation and genetic variation of root voles

In all populations, important but rare genetic information (alleles) can be lost by chance from one generation to the next (genetic drift), leading to lower levels of genetic variability. Especially when vole numbers are low (e.g. in small and isolated populations) genetic drift becomes important. This situation occurs during: 1. Recolonisation, where a small number of animals representing a small part of the genetic variation of the original population colonise or recolonise a habitat patch (founder effect). 2. Population (demographic) bottlenecks: when populations regularly show strong fluctuations in individual numbers, the genetic variation over time depends mainly on the small numbers surviving during years of low densities. "A bottleneck" is normal for many small rodent species showing strong

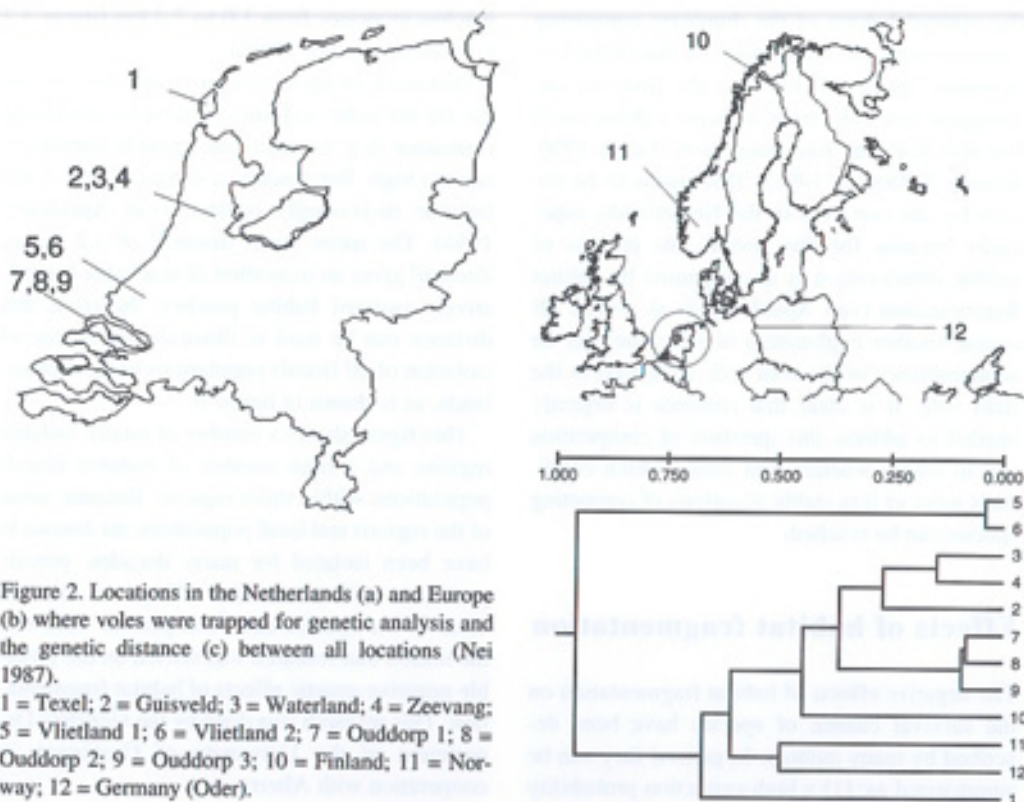


Figure 2. Locations in the Netherlands (a) and Europe (b) where voles were trapped for genetic analysis and the genetic distance (c) between all locations (Nei 1987).

1 = Texel; 2 = Guisveld; 3 = Waterland; 4 = Zeevang; 5 = Vlietland 1; 6 = Vlietland 2; 7 = Ouddorp 1; 8 = Ouddorp 2; 9 = Ouddorp 3; 10 = Finland; 11 = Norway; 12 = Germany (Oder).

fluctuations in their numbers within and between years. 3. Inbreeding in small populations: mating of related individuals results in more individuals with similar genetic characteristics and a predictable increase in homozygosity (Meffe & Carroll 1997). Less heterozygosity within a population may be manifested as inbreeding effects such as reduction in fecundity, offspring size, growth, survivorship or changes in age at maturity and physical deformities (inbreeding depression).

All these processes diminish the genetic variation within a population or even the average individual fitness (inbreeding depression) and so the adaptive potential of populations to environmental changes, increasing the risk of population extinction. To alleviate the negative effects of genetic erosion gene flow (exchange of genes by exchange of individuals between populations) becomes important. The extent to which the processes of genetic erosion and gene flow occur

can be shown by investigating the genetic variation within and genetic differentiation between populations using genetic markers (Meffe & Carroll 1997) and by looking for an inbreeding depression.

The genetic variation of nine Dutch root vole populations from four different regions was measured using eight microsatellite markers (van de Zande et al. 2000). Material from Finland, Norway and Germany was also collected for comparison (see figures 2a and 2b for locations where voles were trapped). The analyses in this study show that the number of alleles per locus is highly variable, ranging from 4 to 22 combined for all populations. A high microsatellite variability was reflected in the levels of expected and observed heterozygosity, which ranged from 0.54 (Norway) to 0.82 (Ouddorp 2). Observed heterozygosities for the Dutch populations did not differ from values for Finland or the Oder Valley, except for the populations De Vliet-

landen 1 and 2. This indicates that most of the isolated Dutch populations are not particularly depauperated of genetic variation at the microsatellite level. Further calculations to determine whether populations have fewer or more heterozygous individuals than expected indicated that there is no significant difference from random mating within populations. Heterozygosity could not be related to population size because this was not measured in the study.

Nevertheless, the populations have diverged considerably. Figure 2c shows the distance tree (based on Nei's unbiased genetic distance, Nei 1987) indicating the degree of genetic similarity between the samples. This shows that samples within a region are very close to each other (compare samples 5 and 6 of the region Zuid-Holland, samples 7, 8 and 9 of the Delta area and samples 2, 3 and 4 of Noord-Holland Midden). Also the samples from Germany and (southern) Norway are quite similar. When samples of regions are compared the figure shows remarkable differences between some regions; especially De Vlietlanden (Zuid-Holland) differs remarkably from all other regions and countries (figure 2c). The isolation of this population may explain the large genetic distances between this population and the other populations. But the island of Texel is also isolated from all other populations (and has been so for longer as far as we know) and seems to have been able to save the original genetic variation at the microsatellite level: it is as close to populations in Norway and Germany as

to some Dutch populations (compare 2 to 4 and 7 to 9).

Texel and De Vlietlanden belong to the same genetic lineage, as is shown by the results from a recent study on the phylogeography of the species (Brunhoff et al. in prep.). In this study genetic variation is analysed using mitochondrial DNA (cytochrome b). This part of the mitochondrial DNA is less variable than microsatellites. Because this genetic structure does not change as easily and frequently as microsatellites it is a better marker for studying genetic variation over long time periods. The study describes four phylogeographic groups (lineages) based on different paths of origin during glacial periods. Apart from an Asian and Beringian lineage two European lineages are described. Animals in Finland and western Russia belong to the North European group that seems to have a different history from that of the Central European group, that consists of animals from southern Norway and eastern Sweden, the Netherlands (samples from Texel, De Vlietlanden), Poland, Lithuania, Hungary and Slovakia.

So the Texel and De Vlietlanden populations appear to belong to the same genetic historic lineage, with Texel presumably having the longest period of isolation of all Dutch regional populations. Nevertheless the Texel population shows the original (microsatellite) genetic variation. This can be explained by the fact that the Texel population is a large enough panmictic population, in contrast to the De Vlietlanden population

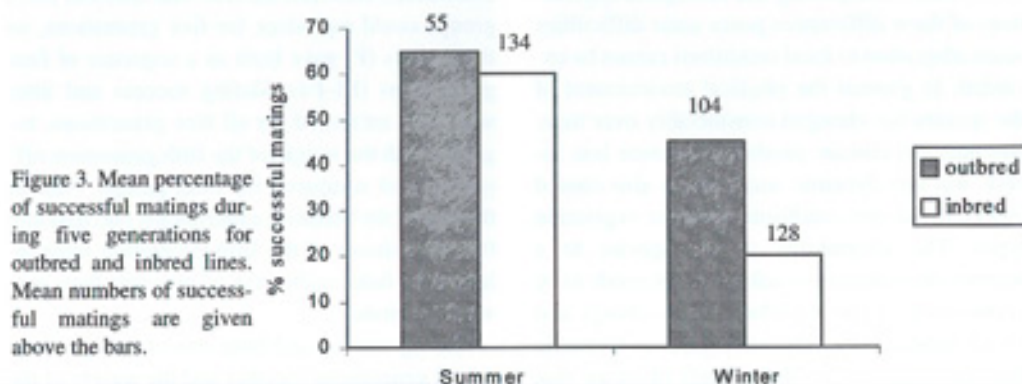
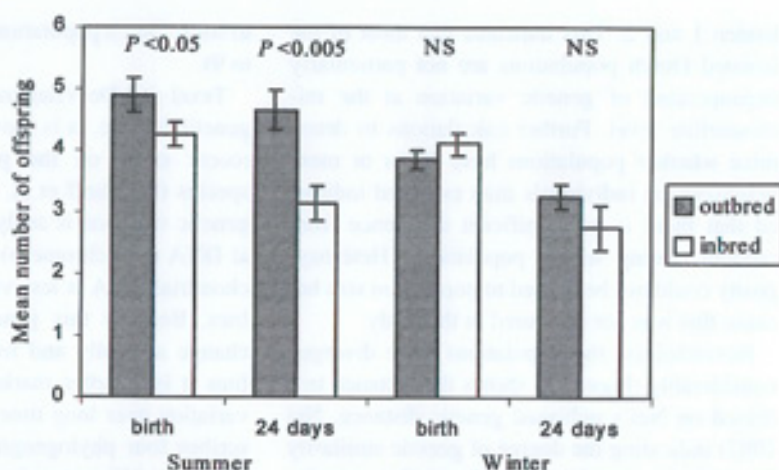


Figure 3. Mean percentage of successful matings during five generations for outbred and inbred lines. Mean numbers of successful matings are given above the bars.

Figure 4. Number of young ($\bar{x} \pm \text{s.d.}$) in the first litter of five generations for outbred and inbred lines.



which is considerably smaller. This small size in combination with its isolation may have caused its differentiation, as is illustrated by the large genetic distance to the other populations.

The genetic differentiation between local populations within Dutch regions is generally lower than the differentiation between Dutch regions. But the level of differentiation between all the regions compared to that of samples from other countries is not significantly different. The most important conclusion from the heterozygosity values is that the genetic variation found in other countries can still be found in the Netherlands, but that the Dutch regional populations are both isolated from each other and from populations in other countries. In addition, low but significant genetic differentiation between local populations can indicate an ongoing process of isolation between them. Interpreting the ecological implications of these differences poses some difficulties since adaptation to local conditions cannot be excluded. In general the physical environment of the species has changed considerably over time. Not only did climate conditions become less severe, but less dynamic water levels also caused less cold and wet conditions for drier vegetation types. The adaptability of the species to a warmer environment is unknown but needs to be known in the light of global climate change and Dutch biodiversity. The ecological and genetic data collected in the Netherlands illustrate that

the process of fragmentation has led to isolated regional populations and maybe also isolated local populations. Now the relevant question is whether or not isolated populations run an increased risk of inbreeding effects.

Risk of inbreeding depression in Dutch vole populations

To answer the question about inbreeding effects, more than 80 root voles from De Vlietlanden were used to establish 20 lines of full sib pairs (inbred groups of brothers and sisters) and 17 maternal lines with random pairing between unrelated offspring of all those lines (outbred groups) (detailed information on methods and results of these experiments will be published elsewhere). Both full sib (FS) and outcross (OC) groups could reproduce for five generations, so the parents (P) gave birth to a sequence of four generations (F1-F4). Mating success and litter size were measured for all five generations, together with the weight of the fifth generation offspring, and compared for both groups. Also at the end of the breeding experiments outcross and full sib animals of the fifth generation were released in field enclosures to measure their survival (mortality).

Mating success and litter size of the first litter for all generations together and the weight of the

fifth generation for both the OC and FS groups are given in figures 3, 4 and 5. Figure 3 shows the percentage of successful matings (number of pairs that produced young) during a period of 80 days within the inbred and outbred lines. Especially in winter (September-February, with shorter light periods in the laboratory) the inbred pairs (25%) were less successful in producing young (Chi-square test, $P < 0.001$). Also litter size at birth and after 24 days (juvenile mortality) differed between both groups as is shown in figure 4. Juvenile mortality of inbred groups was always higher compared to outcross groups (in summer 26% compared to 5% and in winter 32% compared to 16%; $P < 0.001$). But only in summer did the full sib groups produce significantly fewer young (mean difference of 1.5 young after 24 days).

Figure 5 shows the mean (juvenile) weight of the fifth generation at several days (both for males and females). The results show a statistically significant lower growth rate and a lower juvenile weight in the full sib groups compared to the outcross groups ($P < 0.001$). A lower weight of females can affect their reproduction because these females normally do not reproduce or come into oestrus later (Facemire & Batzli 1983).

At the end individuals of the fifth generation of both groups were released in two outdoor pens

(enclosure 1 with 30 full sib and 28 outcross individuals, enclosure 2 with 24 animals of each group). Full sib animals died earlier and in higher numbers than the outcross animals ($P < 0.05$), indicating a higher mortality and lower survival. This lower survival probability may be related to a lower fitness. Although these results describe the effects of a forced inbreeding experiment in the laboratory, they indicate that a higher risk of inbreeding depression for isolated root vole populations in field situations cannot be excluded. It is interesting to note that comparable results were derived from inbreeding experiments (for three generations only) with root voles that originated from populations in southern Norway (Dos Santos et al. 1995). Other comparable results have been recorded for *Peromyscus* species (Brewer et al. 1990, Jiménez et al. 1994).

Concluding remarks

Although the real causes of the decline of the root vole in the Netherlands have not been studied explicitly, some can be deduced from descriptive field studies and inventories. One cause seems to be a decrease in habitat quantity and quality as expressed by the disappearance of preferred wetland vegetations. Inadequate vegetation management has also in-

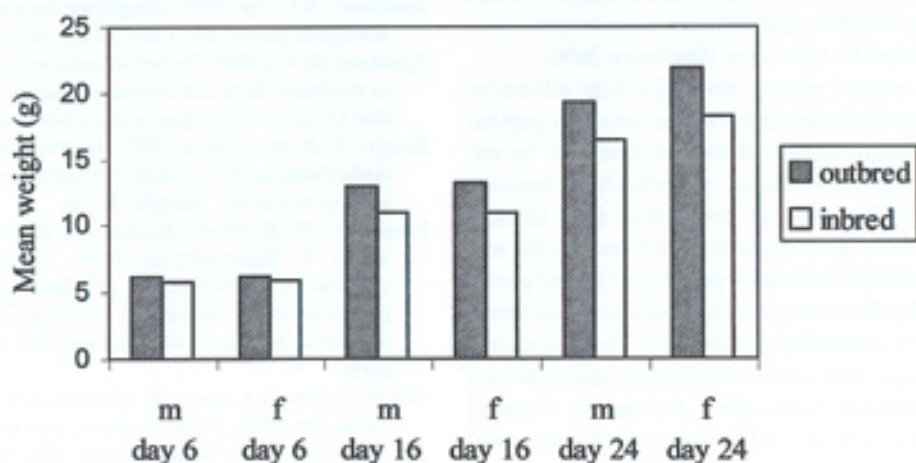


Figure 5. Mean weight of young of the fifth generation at three dates for outbred and inbred lines.

fluenced the species in a negative way. Restoration of vegetation succession with all succession stages in wetland and marshland areas will probably reinforce the present populations. It is clear that in many situations a more dynamic water level can play an important role in restoring this succession. In highly dynamic situations large enough areas with the right vegetation should be provided so that the species is able to show spatial dynamics (seasonal migration).

Management options usually focus on an increase in density and/or in the numbers of large populations. It is more important however to enforce the growth rate of local populations by increasing their productivity (life time reproductive output of individuals). This has a larger effect on the population survival probability (even for small populations) than an increase in numbers (density) (Klok & de Roos 1998). So management should focus on the creation of optimal habitat quality in combination with areas that are large enough to enable root voles to react to the spatial and temporal dynamics of factors they depend on. In an optimal habitat we can expect the species to out-compete other vole species that show niche overlap, such as the field vole. So far only the qualitative relations between population performance, vegetation and competition have been studied. It is therefore important to gain more quantitative insights so that more effective and efficient conservation measures can be taken (van Apeldoorn 2000).

A second process that negatively influences the survival probability of the species is population fragmentation. Restoring gene flow by enhancing the exchange of individuals between populations through connecting their habitats will delay the process of genetic erosion and will increase recolonisation of "empty" habitat patches. But the strong interregional genetic differentiation, indicating possible specific adaptations, warns us that connecting regions may lead to a detrimental outbreeding depression. Creating habitat networks will only be a part of the solution and connecting local populations within regions seems to be preferable.

In this respect we do not know to what extent the subspecies is already adapted to its changed physical environment and how to interpret the genetic differentiation between and within regions. Without insight into the ecological significance of genetic differentiation in this species, connecting regions may be risky. More knowledge of the species' adaptability to physical conditions and possible competitors is a prerequisite if the species protection plan is to be more than a trial and error programme and SACs are to be managed in a proper way.

Acknowledgements: The inbreeding experiment was partly financed by the Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries and the Dutch Foundation for Scientific Research (NWO) and was carried out at the Department of Genetics of the University of Groningen under Dr. R. Bijlsma. Remarks of two anonymous referees improved the manuscript.

References

- Anonymous 1999. Duurzaam waterbeheer: vergroting van de veerkracht van de Friese boezem door een natuurlijk peilbeheer. Witteveen & Bos, Deventer, The Netherlands.
- Apeldoorn, R. van, H. Hollander, W. Nieuwenhuizen & F. van der Vliet 1992. De Noordse woelmuis in het Deltagebied. Is er een relatie tussen habitatfragmentatie en concurrentie op de schaal van het landschap? *Landschap* 9: 189-202.
- Apeldoorn, R.C. van 1994. Zoogdieren en wetlands: wat zijn de problemen? *Lutra* 37 (2): 63-80.
- Apeldoorn, R. van 2000. Om het behoud van de noordse woelmuis? Feiten en veronderstellingen. *Zoogdier* 11 (2): 24-28 + figure in *Zoogdier* 11 (3): 24.
- Bergers, P. & M. La Haye 1997. Noordse woelmuis sterker bedreigd dan gedacht. Soortbeschermingsplan op maat nodig. *Zoogdier* 8: 3-6.
- Bergers, P.J.M., B. van den Boogaard, D.P.E.M. Frissen & W. Nieuwenhuizen 1998a. De noordse woelmuis in het Deltagebied: richtlijnen voor beheer en inrichting. Report 365. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Bergers, P.J.M., M. La Haye, M. Moerdijk & W. Nieuwenhuizen 1998b. Habitatkwaliteit voor de noordse woelmuis in Nederland. Report 364. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands.

- Bergman, C.M. & C.J. Krebs 1993. Diet overlap of collared lemmings and tundra voles at Pearce Point, Northwest Territories. *Canadian Journal of Zoology* 71: 1703-1709.
- Bierhuizen, B.R. & P.J.M. Bergers 1995. De noordse woelmuis in het herinrichtingsgebied polder Zeevang, Noord-Holland. Report 196. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Bowers, M.A. & J.L. Dooley jr. 1991. Landscape composition and the intensity and outcome of two-species competition. *Oikos* 60: 180-186.
- Brewer, B.A., R.C. Lacy, M.L. Foster & G. Alaks 1990. Inbreeding depression in insular and central populations of *Peromyscus* mice. *Journal of Heredity* 81: 257-266.
- Brunhoff, C., K.E. Galbreath, V.B. Fedorov, J.A. Cook & M. Jaarola, in prep. Holarctic phylogeography of the root vole (*Microtus oeconomus*): implications for the historical biogeography of high latitudes.
- Dos Santos, E.M., H.P. Andreassen & R.A. Ims 1995. Differential inbreeding tolerance in two geographically distinct strains of root voles *Microtus oeconomus*. *Ecography* 18: 238-247.
- Drees, J.M. in prep. Speciale beschermingszones voor de noordse woelmuis (3e Tranche).
- Facemire, C.F. & G.O. Batzli 1983. Suppression of growth and reproduction by social factors in microtine rodents: tests of two hypotheses. *Journal of Mammalogy* 64: 152-156.
- Herter, K. (ed.) 1962. *Der Temperatursinn der Tiere*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, Germany.
- Henttonen, H., A. Kaikusalo, J. Tass & J. Viitala 1977. Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. *Oikos* 29: 581-590.
- Hollander, H. 1991. De noordse woelmuis *Microtus oeconomus arenicola* in het Deltagebied: een onderzoek naar verspreiding, habitat en de rol van isolatie. Report 91/2. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, The Netherlands.
- Jiménez, J.A., K.A. Hughes, G. Alaks, L. Graham & R.C. Lacy 1994. An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. *Science* 266: 271-273.
- Klok, C. & A.M. de Roos 1998. Effects of habitat size and quality on equilibrium density and extinction time of *Sorex araneus* populations. *Journal of Animal Ecology* 67: 195-209.
- Laar, V. van 1999. Om het behoud van de Noordse woelmuis in Nederland. *Zoogdier* 10: 19-22.
- Laar, V. van 2002. De Noordse woelmuis en het ruime sop. *Natura* 3: 82-83.
- La Haye, M., P. Bergers & W. Nieuwenhuizen 2001. Beschermingsplan Noordse woelmuis: maatwerk vereist! *Zoogdier* 12: 3-8.
- Leigh, E.G. jr. 1990. Community diversity and environmental stability: a re-examination. *TREE* 5: 340-344.
- Ligtvoet, W. 1992. Noordse woelmuis *Microtus oeconomus* (Palas, 1776). In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (eds.). *Atlas van de Nederlandse zoogdieren*: 273-280. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, The Netherlands.
- Ligtvoet, W. & A. van Wijngaarden 1994. The colonization of the island of Noord-Beveland (The Netherlands) by the common vole *Microtus arvalis*, and its consequences for the root vole *M. oeconomus*. *Lutra* 37: 1-28.
- Lina, P.H.C. & G. van Ommering 1994. Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. Report 12. IKC Natuurbeheer, Wageningen, The Netherlands.
- Meffe, G.K. & C.R. Carroll 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer, USA.
- Nei, M. 1987. *Molecular Evolutionary Genetics*. Columbia University Press, New York, USA.
- Nieuwenhuizen, W., M.J.J. La Haye & F. Mertens 2000. De noordse woelmuis in Fryslân. Naar een duurzame instandhouding. Report 149. Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- Nijhof, B.S.J. & R.C. van Apeldoorn 2002. De Noordse woelmuis in Noord-Holland Midden: heden en toekomst. Report 576. Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- Raczyński, J. 1994. The fauna, bird and animal communities in the Biebrza valley. In: H. Okruszko & M.J. Wassen (eds.). *Towards protection and sustainable use of the Biebrza Wetlands: Exchange and integration of research results for the benefit of a Polish-Dutch Joint Research Plan*: 423-458. Biebrza Wetland Research project, Report 3 (volume A). IMUZ, Falenty, Poland.
- Smit, C.J. & A. van Wijngaarden (eds.) 1981. *Threatened mammals in Europe*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Germany.
- Tast, J. 1966. The root vole, *Microtus oeconomus* (Palas), as an inhabitant of seasonally flooded land. *Annales Zoologici Fennici* 3: 127-171.
- Tast, J. 1968. The root vole, *Microtus oeconomus* (Palas), in man-made habitats in Finland. *Annales Zoologici Fennici* 5: 230-240.

- Wijngaarden, A. van & K. Zimmermann 1965. Zur Kenntnis von *Microtus oeconomus arenicola* (de Selys Longchamps, 1841). Zeitschrift für Säugetierkunde 30: 129-136.
- Wijngaarden, A. van 1969. De Noordse woelmuis, *Microtus oeconomus* (Pall.) in Nederland. Report RI-VON. Rijksinstituut voor Veldbiologisch Onderzoek ten behoeve van het Natuurbehoed, Zeist, The Netherlands.
- Zande, L. van de, R.C. van Apeldoorn, A.F. Blijdenstein, D. de Jong, W. van Velden & R. Bijlsma 2000. Microsatellite analysis of population structure and genetic differentiation within and between populations of the root vole, *Microtus oeconomus* in The Netherlands. Molecular Ecology 9: 1651-1656.

Samenvatting

De Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus arenicola*) in Nederland: bedreigd en (on)aangepast?

De achteruitgang van de Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus arenicola*), de enige endemische zoogdierondersoort in Nederland, heeft geleid tot zijn plaatsing op de Annex II en IV van de Europese Habitatrichtlijn. De consequentie hiervan is dat de soort beschermd moet worden zowel in specifiek voor de soort aangewezen gebieden (speciale beschermingszones) als door een aanvullend beschermingsbeleid. Het laatste is in Nederland geregeld in de nieuwe Flora- en Faunawet. De aanwijzing van gebieden in Nederland heeft slechts gedeeltelijk plaatsgevonden en ook het soortbeschermingsplan ter onderbouwing van het beleid is nog niet verschenen. De genoemde activiteiten zijn alleen effectief uitvoerbaar met kennis over verspreiding, ecologie, genetica en de oorzaken van de achteruitgang van de soort. Dit overzichtsartikel beschrijft de genoemde aspecten inclusief de resultaten van recent genetisch onderzoek in Nederland en Zweden.

Hoewel de oorzaken van de achteruitgang nooit gericht onderzocht zijn, lijken de belangrijkste het verlies aan kwaliteit en oppervlakte leefgebied (habitat), die mogelijk gepaard gaan met negatieve effecten van concurrentie met andere *Microtus*-soorten. Deze processen vergroten de kans op uitsterven van populaties. Daarnaast kan de uitsterfkans vergroot worden door de fragmentatie van leefgebieden. Zonder onderzoek naar het functioneren van populaties onder verschillende condities van habitatkwaliteit, waartoe concurrentie en beheer gerekend worden, dreigt de uitvoering van het soortbeschermingsplan een "trial and error"-gebeuren te worden.

De fragmentatie, die heeft geleid tot van elkaar gescheiden regionale en daarbinnen te onderscheiden lokale populaties, wordt geïllustreerd door verschillen in genetische kenmerken (microsatellieten) tussen deze populaties. Kleine en geïsoleerde populaties kunnen een lage overlevingskans hebben als gevolg van genetische processen waaronder inteelt. Resultaten van inteelt-onderzoek bij de Noordse woelmuis in het laboratorium maken het voorkomen van inteelt-effecten in het veld aannemelijk. Dit gegeven in combinatie met het onbekend zijn van de ecologische betekenis van de waargenomen genetische differentiatie, waaronder een mogelijke aanpassing aan milieufactoren, maken onderzoek naar het functioneren van genetisch verschillende populaties noodzakelijk. Dit is vooral belangrijk om onvoorziene negatieve effecten van het verbinden van eventueel "aangepaste" populaties te voorkomen. Deze kennis is ook weer noodzakelijk om bij de uitvoering van het soortbeschermingsplan en de beheersplannen voor de speciale beschermingszones niet te vervallen in "trial and error"-experimenten.

Received 28 October 2002

Accepted 20 March 2003

Knaagdieren en de Nederlandse wet

Marijke (J.M.) Drees

Brinklaan 9, NL-9722 BA Groningen, Nederland, e-mail: marijke.drees@home.nl

Samenvatting: De wettelijke status van verschillende soorten knaagdieren illustreert het thema van het symposium: sommige knaagdieren worden bestreden, andere zijn bedreigd en verdienen bescherming. De Flora- en faunawet gaat uit van de bescherming van alle gewervelde diersoorten, met drie uitzonderingen: huismuis (*Mus domesticus*), bruine rat (*Rattus norvegicus*) en zwarte rat (*Rattus rattus*). Maar ook bij de soorten die beschouwd worden als schadelijk voor de landbouw komen knaagdieren voor: bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), veldmuis (*Microtus arvalis*) en woelrat (*Arvicola terrestris*). Tenslotte zijn de enige twee exoten waarvoor Nederland een bestrijdingsprogramma heeft ook knaagdieren: muskusrat (*Ondatra zibethicus*) en beverrat (*Myocastor coypus*). Daarnaast zijn er knaagdiersoorten die ernstig in aantal of verbreiding achteruit gegaan zijn en op de Rode Lijst zijn geplaatst: hamster (*Cricetus cricetus*), Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) en hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*). In de discussie wordt geopperd dat knaagdieren hun succesvolle verspreiding te danken hebben aan de opkomst van de landbouw, en de bedreigingen nu ontstaan door de intensivering van de landbouw.

Key words: Flora- en faunawet, Habitatrichtlijn, bescherming, bedreiging.

Inleiding

De wettelijke status van verschillende soorten knaagdieren illustreert het thema van het symposium: sommige knaagdieren worden bestreden, andere zijn bedreigd en verdienen bescherming. In dit artikel wordt de situatie besproken van een aantal in het wild levende knaagdiersoorten sinds op 1 april 2002 in Nederland de Flora- en faunawet van kracht is geworden (Anonymus 1999a). Tevens wordt kort stilgestaan bij de knaagdieren die in de Habitatrichtlijn van de Europese Unie zijn opgenomen. Om te vermijden dat het alleen maar een opsomming wordt, wordt enig commentaar in de marge gegeven. De pretentie is echter niet meer dan het geven van een overzicht. Voor de geschiedenis van soortbescherming verwijs ik de lezer graag naar het gelijknamige hoofdstuk in het Jubileumboek van de Vereniging voor Zoog-

dierkunde en Zoogdierbescherming (VZZ; Lange et al. 2002).

Onbeschermd en bestreden

De Flora- en faunawet gaat uit van bescherming voor alle inheemse gewervelde dieren. Dat betekent dat beschermde dieren alleen mogen worden verstoord of gedood na het verkrijgen van een daartoe aangevraagde vergunning. Een uitermate strenge bescherming. Uitzonderingen zijn gemaakt voor drie diersoorten: huismuis (*Mus domesticus*), zwarte rat (*Rattus rattus*) en bruine rat (*Rattus norvegicus*). Datzelfde geldt voor een aantal soorten die de mens wil exploiteren: (a) zes soorten voor de jacht: haas (*Lepus europaeus*), konijn (*Oryctolagus cuniculus*), wilde eend (*Anas platyrhynchos*), houtduif (*Columba palumbus*), fazant (*Phasianus colchicus*), patrijs (*Perdix perdix*; de jacht op de patrijs is overigens gesloten vanwege de lage populatiedichtheid), en (b) vissen uit de Visserijwet (1963). De enige soorten inheemse dieren die in Nederland overall

© 2002 Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. Lutra abstracts on the internet: <http://www.vzz.nl>

en zonder vergunning mogen worden bestreden, zijn dus drie knaagdiersoorten. De huismuis, de zwarte rat en de bruine rat hebben zich zo succesvol aangepast aan de menselijke samenleving, dat ze zelfs onderwerp van actie zijn voor ongediertebestrijdingsdiensten. Succes heeft zijn keerzijde.

Voor uitzonderingen op de bescherming moeten we niet de wettekst zelf raadplegen, maar de Algemene Maatregelen van Bestuur (AMvB's), die op grond van de wet zijn opgesteld. Voor het landelijk gebied is het meest relevant het *Besluit beheer en schadebestrijding*. Hierin worden de soorten benoemd die een zodanige schade aanrichten aan de landbouw dat er een (algemeen geldige) vrijstelling voor kan worden verstrekt. Er is een landelijke en een provinciale vrijstellingslijst. Op de eerste lijst staan, ter voorkoming van belangrijke schade aan gewassen, vee, bossen, bedrijfsmatige visserij en wateren, die soorten die "in het gehele land veelvuldig belangrijke schade aanrichten". Op dit moment staan op die lijst de mol (*Talpa europaea*), de houtduif en het konijn. In een eerder ontwerp van de AMvB, die aan diverse belangengroepen is toegestuurd, stond ook de veldmuis (*Microtus arvalis*) hierbij. De VZZ heeft in haar reactie aangegeven dat haar dit wat overdreven voorkwam. De meest bekende veldmuisslagen zijn die van 1974 en 1975 in de Alblasserwaard (Jonkers & van Wijngaarden 1975). Een aantal jaren later is er nog een kleine plaag opgetreden (Jonkers 1984). Sindsdien zijn er in Nederland geen plagen in de landbouw meer voorgekomen. Wel is er recent weer een plaag opgetreden van veldmuizen en bosmuizen (*Apodemus sylvaticus*), bij een woning naast een nieuwe acacia-plantage op voormalige akkers (Veerman 2002). Deze kanttekening is overgenomen door het Faunafonds in haar advies aan de toenmalige staatssecretaris van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV). De veldmuis is uiteindelijk op de zogenoemde 'provinciale lijst' gezet, waar de bosmuis al op voorkwam. Dit is de lijst van soorten die "in delen van het land veelvuldig belangrijke schade aanrichten" en waarvoor de provincies daarom een vrijstelling mogen verlenen voor verstoren of doden.

Op deze lijst van totaal 21 soorten vogels en zoogdieren, staat naast de bosmuis en veldmuis maar één andere zoogdiersoort: de haas. Ook hier zien wij dat knaagdieren sterk vertegenwoordigd zijn bij die diersoorten die de mens wil bestrijden. De veldmuis veroorzaakt schade aan de grasmat door het knagen aan de wortels. Maar schade is er ook aan bosbouw en de akkerbouw, door het knagen aan knollen, bollen en wortels. Zo meldde een landbouwer, die eikenbos plantte in een voormalig weiland, dat veldmuizen de wortels van de jonge eiken zodanig aanvraten dat sommige boompjes spontaan omwaaiden (Anonymus 2002). Overigens wordt schade in de bosbouw meestal toegeschreven aan de bosmuis. De bosmuis kan ook klimmen. Bekend is schade aan bloemenkwekerijen, waar de bosmuis de bloemknoppen eet (Anonymus 1999b). Schade wordt ook aangericht aan de teelt van voeder- en suikerbieten, en aan maïs. Die gewassen worden op rijen gezaaid. Juist in de eerste dagen na het zaaien, voordat het zaad is gekiemd, worden de zaden gevonden en gegeten door de bosmuis (mondelinge mededeling B. Hakvoort).

Hiermee is nog geen eind gekomen aan het overzicht van bestreden knaagdieren. De woelrat (*Arvicola terrestris*) staat niet op de landelijke of provinciale lijst, maar wordt wel bestreden. Hij kan aanzienlijke schade aanrichten aan jonge aanplant door het eten van de wortels. Naast de veldmuis en bosmuis is dit een soort waarover het Kennis- en Adviescentrum Dierplagen vaak informatie verstrekt. Het betreft hier zowel de aquatische als de terrestrische vorm.

Middelen

Ook al worden huismuis, zwarte rat, bruine rat, veldmuis, bosmuis en woelrat bestreden, het is niet zo dat alles maar mag. Zij worden beschermd door het regime van de Flora- en faunawet, dat aangeeft welke middelen voor de bestrijding mogen worden gebruikt (art. 72 van de Flora- en faunawet en artikel 5 van het *Besluit beheer en schadebestrijding dieren*). Niet alles mag: lijn is bijvoorbeeld uitdrukkelijk verboden

(art. 11, lid 2f). Voor de drie onbeschermden soorten zijn toegelaten middelen die vergiften die krachtens de Bestrijdingsmiddelenwet 1962 zijn toegelaten. Er zijn ook middelen toegelaten die gebruikt mogen worden tegen mollen, bosmuizen en veldmuizen (art. 9, lid 7). Voor al deze soorten, en de woelrat, zijn bovendien direct dodende klemmen toegestaan.

De VZZ maakt zich met name zorgen over het gebruik van vergiften voor zoogdieren in het open veld. Bij de behandeling van deze AMvB heeft zij zich tot het ministerie en het bestuur van het Faunafonds gewend, met als zichtbaar resultaat dat voor de bestrijding van de woelrat het gebruik van vergif is verboden, en dat het ministerie van LNV in haar voorlichting over de zorgplichtbepaling (art. 2 van de Flora- en faunawet) als voorbeeld noemt dat als veldmuizen mogen worden bestreden met vergiftigde graankorrels "dan mag van de gebruiker van dit middel worden verlangd dat deze dat middel zodanig aanbiedt dat bijvoorbeeld niet ook vogels de mogelijkheid hebben van de korrels te eten" (Spaandonk 2002).

Voor de telers van suikerbieten wordt speciaal voorlichting gegeven door het Instituut voor Rationele Suikerproductie (IRS). Dit instituut adviseert om afleidend voer uit te leggen voor het zaaien. Zo kan tijdig zicht worden verkregen op de aanwezigheid van bosmuizen. De toegelaten vergiften voor knaagdieren zijn anticoagulantia, die de bloedstolling verhinderen. Deze zijn ook giftig voor vogels. Daarom zijn er bij de toelating allerlei bepalingen opgenomen over het afdekken van het vergif of het plaatsen in een gresbuis of PVC-buis, om vergiftiging van vogels te voorkomen. Het is de vraag of er met deze voorwaarden voldoende aandacht is voor de kans dat andere kleine zoogdieren per ongeluk worden vergiftigd (Wansink 1995).

Beschermd

De andere soorten knaagdieren worden onder het regime van de Flora- en faunawet beschermd. Daarbij zijn er enkele die een speciale bescher-

mingsstatus genieten, omdat ze op bijlage IV van de EU-Habitatrichtlijn staan. Dat betreft de Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus arenicola*), de hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) en de hamster (*Cricetus cricetus*). De alleen in Nederland voorkomende ondersoort van de Noordse woelmuis staat bovendien op bijlage II als prioritaire soort. Dat betekent dat er voldoende gebieden moeten worden aangewezen om het voortbestaan van de populatie veilig te stellen. Voorts moet voor al de soorten op de Rode Lijst een soortbeschermingsplan worden gemaakt, aan de hand waarvan de bescherming actief ter hand kan worden genomen. Soortbeschermingsplannen zijn of worden gemaakt voor de Noordse woelmuis, de hazelmuis, de hamster en de eikelmuis (*Eliomys quercinus*).

Soortbescherming is een actieve vorm van bescherming, nodig voor die soorten die vooral worden bedreigd door de veranderingen in hun habitat. De Noordse woelmuis wordt waarschijnlijk in zijn voortbestaan bedreigd door de verstarring van het waterpeil, waardoor de habitat geschikt wordt voor zijn concurrent, de aardmuis (*Microtus agrestis*; La Haye, in druk).

De doorwerking van de EU-Habitatrichtlijn vindt plaats in artikel 75 van de Flora- en faunawet. Op dit moment wordt er op het ministerie van LNV gewerkt aan een voorstel voor een wijziging van artikel 75, waardoor het strikte beschermingsregime van de Flora- en faunawet alleen nog maar van toepassing zou zijn op de vogels uit de EU-Vogelrichtlijn en de soorten van bijlage IV van de EU-Habitatrichtlijn.

Exoten

Enkele van de grootste knaagdieren in Nederland zijn de muskusrat (*Ondatra zibethicus*) en de beverrat (*Myocastor coypus*). Zij worden niet beschermd door het regime van de Flora- en faunawet, dat immers alleen inheemse wilde dieren beschermt. Integendeel, zij zijn onder de Regeling Schadebestrijding, gebaseerd op artikel 67 van de Flora- en faunawet aangewezen als soorten die bestreden mogen worden, zelfs zonder



De niet-inheemse beverrat mag op basis van de Flora- en faunawet bestreden worden. Foto: Ben Verboom.

toestemming van de grondgebruiker. Zover komt het meestal niet, want de landbouwers werken van harte mee aan de bestrijding van deze soorten. De muskusrat wordt als een zodanige bedreiging gezien dat er zelfs een aparte dienst is opgericht voor de bestrijding. Deze 'muskusratbestrijding' neemt ook de bestrijding van de beverrat op zich (Niewold & Lammertsma 2002). Meer informatie vindt u in Verbeylen (2003).

Discussie

Knaagdieren zijn wereldwijd een succesvolle soortengroep. Zij danken dit succes aan hun ver-

mogen tot aanpassing aan veranderende omstandigheden waardoor zij sterk hebben geprofiteerd van de opkomst van de landbouw. Onder de plaagdieren nemen de knaagdieren overal ter wereld een sterke positie in. De landbouw leidt tot concentraties van voedsel, zowel op het veld als in de opslagplaatsen.

In Nederland lijkt de tijd van de plagen in de landbouw voorbij. De Nederlandse landbouw is in hoge mate gerationaliseerd. En dat heeft ertoe geleid dat sommige soorten geen plaag meer (kunnen) vormen en dat anderen zelfs in hun voortbestaan worden bedreigd. Jonkers & van Wijngaarden (1975) wijten het verdwijnen van veldmuisplagen aan de intensivering van de landbouw. Vroeger schijnen zelfs Noordse woel-

muizen en dwergmuizen (*Micromys minutus*) wel plagen veroorzaakt te hebben (Ligtvoet 1992, Piechocki 2001). Het knaagdier dat het meest is achteruitgegaan dankzij die rationalisatie van de landbouw is de hamster. Die heeft zich dankzij de landbouw vanuit het oorspronkelijke verspreidingsgebied in midden-Europa ook naar Nederland en België verspreid (Thissen 2002). De hamster heeft het in korte tijd gebracht tot het meest bekende knaagdier van Nederland. En waarschijnlijk ook de meest bedreigde. Op de Rode Lijst staan verder de grote bosmuis (*Apodemus flavicollis*) en hazelmuis als 'gevoelig' en de Noordse woelmuis en eikelmuis als 'kwetsbaar' (Lina & van Ommering 1994). De veranderingen in onze landbouwpraktijk gaan kennelijk sneller dan deze soorten kunnen bijbenen.

Dankwoord: Met dank aan ir. J.T. de Jonge van het Kennis- en Adviescentrum Dierplagen (KAD), B. Hoekstra en D. Jonkers.

Literatuur

- Anonymus 1999a. Flora- en faunawet. Editie Schuurmans en Jordens 116T. Tjeenk Willink, Zwolle, Nederland.
- Anonymus 1999b. Muis wat ben je mooi. Dierplagen Informatie 2 (2): 14-17.
- Anonymus 2002. Subsidie op aanplant; verbod op bestrijding knagerij. Dierplagen Informatie 5 (2): 9.
- Jonkers, D.A. 1984. Opnieuw veldmuizenplaag in de Alblasserwaard. De Boerderij 66 (25): 46-47.
- Jonkers, D. & A. van Wijngaarden 1975. Veldmuizenplagen komen ook nu nog voor. Landbouwkundig tijdschrift 87 (6): 157-159.
- La Haye, M. in druk. Soortbeschermingsplan Noordse woelmuis. Expertisecentrum LNV, Wageningen, Nederland.
- Lange, R., A. Martens, K. Schulte Fischeidick & F. van der Fliet (red.) 2002. Op zoek naar zoogdieren – 50 jaar Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, 1952-2002. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, Nederland.
- Ligtvoet, W. 1992. Noordse woelmuis. In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.). Atlas van de Nederlandse Zoogdieren: 273-280. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, Nederland.
- Lina, P.H.C. & G. van Ommering 1994. Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. IKC Natuurbeheer - Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen, Nederland.
- Niewold, F.H.H. & D. Lammertsma 2002. Nutria's in opmars. Zoogdier 13 (1): 8-13.
- Piechocki, R. 2001. Die Zwergmaus. Die neue Brehm-Bücherei Bd. 222. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, Duitsland.
- Spaandonk, J.A.M. 2002. Muizenissen. Vakblad Natuurbeheer 41 (7): 118-119.
- Thissen, J. 2002. De geschiedenis van de hamster in Nederland. Zoogdier 13 (3): 24-26.
- Veerman, C.P. 2002. Brief over muizenschade aan de Vaste Commissie van de Tweede Kamer voor LNV, d.d. 19-11-2002.
- Verbeylen, G. 2003. Coypus (*Myocastor coypus*) in Flanders: how urgent is their control? Lutra 45 (2): 83-96.
- Wansink, D. 1995. Hamsters en gif. Zoogdier 6 (2): 31-32.

Summary

Rodents and the legislation in the Netherlands

The status of rodents in legislation reflects the theme of the symposium: some rodents are considered pests, while others are high on the Red List. Since the new legislation on flora and fauna was approved the only vertebrate species that are not protected at all are three rodents: house mouse (*Mus musculus*), common rat (*Rattus norvegicus*), and ship rat (*Rattus rattus*). Also the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*), common vole (*Microtus arvalis*), and the water vole (*Arvicola terrestris*) are considered agricultural pest species and controlled. The Society for the Study and Conservation of Mammals (VZZ) has argued that plagues of the common vole no longer occur, and methods of control should take into account the danger of poisoning non-target species.

Some of the largest rodents in the Netherlands are exotic: the muskrat (*Ondatra zibethicus*) and the coypu (*Myocastor coypus*).

They are considered pest species and there is a national control programme. Other rodent species are threatened and have been placed on either the Red List or on Annex IV of the EU-Habitat Directive: dormouse (*Muscardinus avellanarius*), hamster (*Cricetus cricetus*), and an endemic subspecies of the root vole (*Microtus oeconomus arenicola*). A conservation action plan is made or will be made for these species.

Rodents are a successful mammal family. They profit very much from the concentration of food by agriculture. It is discussed that the species that are now threatened have originally spread with and profited from agricultural practices, but did not manage to adapt to the recent intensification of agriculture.

Ontvangen 23 december 2002

Geaccepteerd 9 april 2003



De hamster (*Cricetus cricetus*) in Nederland: verleden en toekomst

René F.M. Krekels & Dirk Heijkers

Bureau Natuurbalans - Limes Divergens, Toernooiveld 122, NL-6525 EC Nijmegen, Nederland, e-mail: krekels@natuurbalans.nl

In Nederland is de verspreiding van de hamster (*Cricetus cricetus*) beperkt tot de provincie Limburg, alwaar het diertje bekend staat onder de naam 'korenwolf'. Vanaf begin 1994 is de hamster op de politieke agenda gekomen. Allereerst op grond van een inventarisatie die een sterke achteruitgang van de hamster liet zien. Vervolgens kreeg de kleurrijke knager landelijke bekendheid door conflicten die ontstonden tussen het leefgebied van de Europees beschermde hamster en de aanleg van industrieterreinen.

Uit onderzoeken in de tachtiger jaren van de vorige eeuw bleek dat het verspreidingsgebied van de hamster zich in Limburg uitstrekte over het gehele gebied ten zuiden van Roermond. Aan het einde van de vorige eeuw is de omvang van het areaal echter sterk achteruit gegaan. Leden van de Zoogdierenwerkgroep van het Natuurhistorisch Genootschap Limburg kwamen met verontrustende berichten over de toestand van de korenwolf. De Provincie Limburg heeft daarop actie ondernomen en liet in 1994 een inventarisatie uitvoeren naar het voorkomen van de soort. Helaas werd de veronderstelde achteruitgang bevestigd (Krekels & Gubbels 1996). Oorzaken van de achteruitgang zijn het beperkte voedselaanbod, de afname van dekking, veel wisselingen in het landschap en het verlies van leefgebied. Om deze teloorgang te stoppen was verdere actie noodzakelijk. Het *Overlevingsplan Hamster* (van Apeldoorn et al.

1998) gaf inzicht in de geschikte habitats voor hamsters in Nederland. Het *Beschermingsplan Hamster* werd in 1999 door het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij opgesteld en bevat naast de beleidsdoelstellingen een aantal uit te voeren actiepunten voor de periode 2000-2004.

Op basis van deze publicaties zijn oplossingen voor inrichting en beheer van hamsterleefgebieden opgesteld. Binnen 11 kernleefgebieden, van elk 40 ha, zal een strikte bescherming vorm moeten krijgen. Een 'klein' probleem is dat de hamsters zo goed als verdwenen zijn, ook in de meeste kernleefgebieden. Teneinde de hamster te behoeden voor uitsterven is in 1999 besloten om enkele dieren te vangen voor een fokprogramma. De meningen hierover waren erg verdeeld. De beschermingsmaatregelen in het veld waren echter niet succesvol en verre van hoopgevend voor een herstel van de hamster in een natuurlijke omgeving. Vooralsnog is het fokprogramma een succes gebleken. In het voorjaar van 2002 zijn hamsters uitgezet in het eerste hamsterreservaat nabij Sibbe. Voor 2003 is een nieuwe uitzetactie voorzien.

De komende jaren zullen cruciaal zijn voor de hamster. De gebieden zijn beschermd en er is meer bekend over de inrichting van een goed hamsterleefgebied. Een coördinator is aangesteld om de uitvoering van het *Beschermingsplan Hamster* te stroomlijnen. Het is te hopen dat deze kleurrijke knager landelijk bekend blijft, maar dan vooral als een soort die met veel moeite toch behouden is gebleven voor de Nederlandse fauna.



Inrichting en beheer van 11 kernleefgebieden moet het voortbestaan van de hamster in Nederland veiligstellen.
Foto: René Krekels / Bureau Natuurbalans.

Literatuur

- Apeldoorn, R.C. van & W. Nieuwenhuizen, m.m.v. C.H. Klein Douwel & P.L.L. Thomas 1998. Overlevingsplan hamster (*Cricetus cricetus*): analyse van knelpunten, oplossingsrichtingen en voorwaarden voor een duurzame toekomst in Limburg. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen / Vereniging Das & Boom, Beek-Ubbergen / Natuurhistorisch Genootschap Limburg (Stichting de Lierelei), Maastricht, Nederland.
- Krekels, R.F.M. & R.E.M.B. Gubbels 1996. Hamster-

inventarisatie 1994 en soortbeschermingsplan. Bureau Natuurbalans, Nijmegen / Natuurhistorisch Genootschap Limburg, Maastricht, Nederland.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1999. Beschermingsplan Hamster 2000-2004. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag, Nederland.

Ontvangen 11 december 2002
Geaccepteerd 31 maart 2003

Workshop

Herkenning van diersporen in faunapassages

Inventarisatie met behulp van faunapassages

De meeste dieren verplaatsen zich langs natuurlijke, dekking biedende structuren, waaronder bredere en begroeide oevers van waterlopen. Het aanleggen van faunapassages in aansluiting op deze structuren kan veel verkeersslachtoffers voorkomen, mits de wegen ter plaatse afgeras-



Monitoring van het gebruik van faunapassages kan in veel situaties op eenvoudige wijze door het gebruik van inkt- of zandbedden waarmee sporen van passerende dieren worden geregistreerd.

Foto: Edgar van der Grift.

terd zijn om te verhinderen dat dieren op het wegdek terecht komen. Vooral van kleinere, schuwe en nachttactieve zoogdiersoorten ontbreekt op veel plaatsen de kennis over hun voorkomen in een bepaald gebied, en of deze dieren van de al of niet speciaal voor hen geconstrueerde of aangepaste onderdoorgangen gebruik maken. Juiste determinatie van de sporen maakt een inventarisatie van gebruikmakende soorten en daarmee een gefundeerde afweging mogelijk over de werking en de wenselijkheid van zulke faunapassages.

Horizontale of in een zwakke helling oplopende oevers van waterlopen onder viaducten lenen zich goed voor het plaatsen van inkt- en zandbedden om sporen van passerende dieren te registreren (Brandjes & Veenbaas 1998). Op andere locaties met een grote trefkans voor passerende dieren, zoals houtwallen, bosranden en greppels, kunnen sporen geregistreerd worden in van inktbedjes met sporenpapier voorziene sporentunnels (Huijser & Bergers 1997) of sporenbuisjes (Brandjes & Smit 2001). Voor het verzamelen van kwantitatieve gegevens, alsmede de voor- en nadelen van verschillende registratiemiddelen wordt verwezen naar Van Eekelen & Brandjes (2002).

Soorten

Hoewel faunadoorgangen onder viaducten, mits zij voldoende hoog en breed zijn, in principe ook door grotere vogels en zoogdieren zoals reigers, herten, reeën en wilde zwijnen kunnen worden gebruikt, blijven deze soorten hier buiten beschouwing. Deze soorten lenen zich goed voor zichtwaarneming. De prenten van middelgrote zoogdiersoorten als otter (*Lutra lutra*), das (*Meles meles*), wasbeer (*Procyon lotor*), wasbeerbond (*Nyctereutes procyonoides*), haas (*Lepus europaeus*), konijn (*Oryctolagus cuniculus*) en beverrat (*Myocastor coypus*), zijn op grond van vorm in combinatie met het formaat gemakkelijk

herkenbaar en geven normaliter weinig kans op verwarring (van Diepenbeek 1999).

De sporen van de volgende in dit kader relevante kleine en middelgrote dieren zijn vanwege hun geringe formaat niet altijd goed herkenbaar en kunnen verwarring met die van andere opleveren. Het betreft: egel (*Erinaceus europaeus*), enkele spitsmuizensoorten (*Sorex* sp., *Crocidura* sp., *Neomus* sp.), eekhoorn (*Sciurus vulgaris*), Siberische grondeekhoorn (*Tamias sibiricus*), boommarter (*Martes martes*), steenmarter (*Martes foina*), bunzing (*Mustela putorius*), Amerikaanse nerts (*Mustela vison*), hermelijn (*Mustela erminea*), wezel (*Mustela nivalis*), bruine rat (*Rattus norvegicus*), woelrat (*Arvicola terrestris*), muskusrat (*Ondatra zibethicus*), huismuis (*Mus domesticus*), bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), wilde kat (*Felis silvestris*), huiskat (*Felis catus*) en hond (*Canis domesticus*).

Behalve zoogdieren en vogels maken ook amfibieën en reptielen gebruik van faunapassages. Deze kunnen, uitzonderingen daargelaten, wel op orde of familie, maar meestal niet op soortniveau gedetermineerd worden (van Diepenbeek 1999). Vanwege hun kwetsbare of ernstig bedreigde status zijn reptielen en amfibieën belangrijke soorten voor de waardebeoordeling van terreinen. Het gebruik en het nut van faunapassages door indicatorsoorten is evident en als zodanig mogen hun sporen in dit kader niet als bijvangst betiteld worden, zelfs wanneer bepaalde faunapassages primair bedoeld zijn voor zoogdieren.

Wetmatigheden en wisselvalligheden

Als inleiding op de workshop zijn aan de hand van diamateriaal de prentvormen en formaten van deze soorten toegelicht. Tijdens de workshop was referentiemateriaal (prenten in klei-tabletten) van een aantal zoogdiersoorten aanwezig en, ter vergelijking, in faunapassages verzamelde inktafdrukken op papier. Tijdens de workshop is kort ingegaan op vorm en afmetingen van prenten van de hier relevante soorten, alsmede de plaatsing van de voeten ten opzichte van elkaar bij de verschillende loopwijzen (stap,

draf, galop, sprongengalop). Determinatie van voetafdrukken gebeurt op basis van de vorm van de middenvoetkussens, de tenen, het al of niet (gedeeltelijk) afdrukken van nagels in combinatie met het formaat. Hiel- en polskussens drukken slechts zelden af en spelen bij determinatie nauwelijks een rol. In de vrije natuur zijn vorm en afmeting vaak niet volledig 'lees'- of meetbaar. Dit is afhankelijk van het lichaamsgewicht van het dier, de ouderdom van de prent en de aard en het vochtgehalte van het substraat (sneeuw, zand of klei, grof of fijnkorrelig, hard of zacht, droog of modderig etc.). Toch is er meestal wel een combinatie van kenmerken aanwezig die determinatie mogelijk maakt.

Hoewel op het eerste oog de omstandigheden onder viaducten vanwege de beperkte weersinvloeden (geen regenval) ideaal lijken voor de registratie van prenten, is dat geenszins het geval. Vervuiling en vandalisme spelen een rol. Een belangrijk nadeel is de relatieve hardheid van het papier, noodzakelijk om aantasting door vocht (mist) te voorkomen. De inktafdrukken op het sporenpapier zijn in vergelijking met prenten in natuurlijk substraat hard en minimaal, daardoor minder compleet en moeilijker meetbaar. Een ander nadeel is het gewijzigde gedrag van het dier op het moment dat het 'vreemde grond onder de voeten' voelt. Dit is onmiskenbaar het geval op de sporenvellen bij inktkussens. Weliswaar verschilt het gevoel bij het lopen over een inktkussen misschien niet zo sterk van het lopen in zachte modder of slijk, maar op het harde, relatief gladde papier voelt het dier zich plotseling op onbekend terrein. Het onzekere gevoel dat hiervan het gevolg is, kan de loopwijze onmiskenbaar beïnvloeden. Voorbeelden daarvan zijn de bosmuis en de bunzing, die in een doorgaande voortbeweging normaliter gebruik maken van (sprongen)galop, maar in een onzekere situatie voorzichtig gaan lopen, dat wil zeggen op een stappatroon of een sluipgang kunnen overgaan, of zich juist met grote sprongen uit de voeten maken. In combinatie met onvolledige prenten geeft deze afwijkende loopwijze kans op verwarring met andere soorten. Afwijkend gedrag uit zich echter ook in het over de inktbedden heen springen van dieren (kat, bun-

zing, hermelijn; Brandjes & Veenbaas 1998), waardoor sporen gemist worden of te onduidelijk zijn. Met enige oefening zijn zulke complicaties echter goed in te schatten en hoeven een correcte determinatie dan niet in de weg te staan.

De voetafdrukken van spitsmuizen (Soricidae), ware muizen (Muridae) en woelmuizen (Microtidae) kunnen zelden op soortniveau, soms op genus, maar meestal alleen op familie gedetermineerd worden. In Nederland zijn op grond van hun prentafmetingen soms op genus of soort te determineren: de waterspitsmuizen (genus *Neomys*), de grotere woelmuissoorten als de Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*) en woelrat en op grond van hun loopwijze de bosmuizen (genus *Apodemus*). Van de hagedissen, kikker-, padden- en salamandersoorten zijn in de regel alleen die van volgroeide zandhagedissen (*Lacerta agilis*) en kamsalamanders (*Triturus cristatus*) door het formaat specifiek te onderscheiden.

Literatuur

- Brandjes, J. & G. Veenbaas 1998. Het gebruik van faunapassages langs waterwegen onder rijkswegen in Nederland. Rapport DWW 98-29. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft, Nederland.
- Brandjes, J. & G. Smit 2001. Muizen in buizen: een andere methode voor het bepalen van populatiedichtheden. *Zoogdier* 12 (2): 9-12.
- Diepenbeek, A. van 1999. Veldgids Diersporen. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, Nederland.
- Eekelen, R. van & G.J. Brandjes 2002. Determining the intensity in which animals use fauna passages with the aid of footprints. *Lutra* 45 (2): 177-179.
- Huijser, M.P. & P.J.M. Bergers 1997. Beïnvloeden verkeerswegen de dichtheid van egelpopulaties? Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Arnhem, Nederland.

Annemarie van Diepenbeek

Plevierdonk 3
NL-5467 CT Veghel
Nederland
e-mail: m.v.diepenbeek@hetnet.nl

Determining the intensity of fauna passage use with the aid of footprints

In recent years much attention has been paid to removing barriers between habitat units. The initial focus was on badgers (*Meles meles*), amphibians and small Mustelidae, whose migration is hampered by roads. This led to the creation of fauna passages in various places, which enabled wildlife to cross these barriers. Recently the need has increased for insight into the intensity with which these passages are used by other animal species, like mice, voles and shrews.

At the invitation of the Road and Civil Engineering Service and various provincial directorates of the Dutch Department of Transportation, Public Works and Water Management, Bureau Waardenburg has recently investigated the use of more than 100 fauna passages. These investigations involve fauna tunnels, rows of tree stumps, continuous banks along waterways, and ecoducts (Smit 1996, Brandjes & Smit 1996, Smit & Brandjes 1998, Brandjes & Veenbaas 1998, Brandjes 1999, Smit & Brandjes 1999, van Eekelen & Smit 2000, Otterburg & Smit 2000, Brandjes et al. 2001, van Eekelen & Smit 2001, Smit & Sips 2001, Brandjes et al. 2002, van Eekelen 2002, van Eekelen & Smit 2002).

Various methods were used to determine the crossing frequency through passages. These methods are roughly divided into methods that are based on direct observations and methods that are based on the collection of footprints. Investigations based on collecting footprints involve the use of silver sand beds, ink beds, and tracking pipes. During a survey the following data were recorded: species, number of passages and visits per species, and the direction in which the animals were going. The method chosen depended on local circumstances. Sometimes additional methods, such as automatic video registration and live-traps were used (Nieuwenhuizen & van Apeldoorn 1994, Sips et al. 2002).

Ink beds registered passages of wood mice

(*Apodemus sylvaticus*), water voles (*Arvicola terrestris*), brown rats (*Rattus norvegicus*), red squirrels (*Sciurus vulgaris*) and small species of mice and voles that could not be identified on the species level. The tracking pipes attracted relatively few visitors. Tracks of wood mice, other mice, voles, and shrews were observed in the pipes. Sand beds registered the passage or visits of red squirrels, wood mice, brown rats, muskrats (*Ondatra zibethicus*), coypus (*Myocastor coypus*) and voles. Both ink beds and sand beds can be used for investigations focusing on the habits of rodents. Ink beds are preferred over sand beds because they are easier to use. Furthermore, ink beds are less vulnerable to wind. However, the ink beds cannot be used in situations that are susceptible to vandalism, or in open passages such as viaducts and ecoducts, or large underpasses. In these situations better results can be achieved with sand beds.

References

- Brandjes, G.J. 1999. Het gebruik van faunapassages langs watergangen onder rijkswegen. Experimenteel onderzoek uitgangssituatie. Report 99.05. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Brandjes, G.J. & G.F.J. Smit 1996. Oriënterend onderzoek naar het gebruik door fauna van het viaduct Mauritskamp over de A28. Report 96.63. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Brandjes, G.J. & G. Veenbaas 1998. Het gebruik van faunapassages langs watergangen onder rijkswegen in Nederland. Report W-DWW-98-2. DWW-Versnipperingsreeks deel 36. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft, The Netherlands.
- Brandjes, G.J., G. Veenbaas, I. Tulp & M.J.M. Poot 2001. Het gebruik van faunapassages langs watergangen onder rijkswegen. Resultaten van een experimenteel onderzoek. Report W-DWW-2001-026. DWW-Ontsnipingsreeks deel 40. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft, The Netherlands.
- Brandjes, G.J., R. van Eekelen, K. Krijgsveld & G.F.J. Smit 2002. Het gebruik door faunabuizen onder rijkswegen. Resultaten literatuur- en veldonderzoek. Report DWW-2002-123. DWW-Ontsnipingsreeks deel 43. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft, The Netherlands.
- Eekelen, R. van 2002. Het gebruik door dieren van faunapassages bij de Elfenbaan, N11 Traject Alphen aan de Rijn - Zoeterwoude-Rijndijk. Report 02-094. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Eekelen, R. van & G.F.J. Smit 2000. Het gebruik door dieren van kunstwerken in de A1 op de Veluwe. Report 00-085. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Eekelen, R. van & G.F.J. Smit 2001. Het gebruik door dieren van zes viaducten in Noord-Brabant. Report 01-093. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Eekelen, R. van & G.F.J. Smit 2002. Gebruik van faunapassages onder rijkswegen in Zuid-Holland; A4, A13 en A16. Report 02-131. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Nieuwenhuizen, W. & R.C. van Apeldoorn 1994. Het gebruik van faunapassages door zoogdieren bij Rijksweg A1 ter hoogte van Oldenzaal. DWW-Versnipperingsreeks deel 20. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft / Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Ottburg, F.G.W.A. & G.F.J. Smit 2000. Het gebruik door dieren van faunapassages van Directie Utrecht. Report 00-084. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Sips, H.J.J., G.F.J. Smit & G. Veenbaas 2002. De toepasbaarheid van automatische videoregistratie bij faunapassages. Report DWW-2002-108. DWW-Ontsnipingsreeks deel 42. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft, The Netherlands.
- Smit, G.F.J. 1996. Het gebruik van faunapassages bij rijkswegen - Overzicht en onderzoeksplan. DWW-Versnipperingsreeks deel 29. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Smit, G.F.J. & G.J. Brandjes 1998. Dieren gebruiken faunapassages onder de A6 in Flevoland. Report 98.026. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Smit, G.F.J. & G.J. Brandjes 1999. Dieren gebruiken faunapassages onder de A6 in Flevoland; onderzoek 1998. Report 99.07. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.
- Smit, G.F.J. & H.J.J. Sips 2001. Automatische videoregistratie bij zes faunavoorzieningen. Report 01-112. Bureau Waardenburg BV, Culemborg, The Netherlands.

Rombout van Eekelen & Jeroen Brandjes

Bureau Waardenburg
P.O. Box 365
NL-4100 AJ Culemborg
The Netherlands
e-mail: R.van.Eekelen@buwa.nl
e-mail: G.J.Brandjes@buwa.nl

Telemetrie en merken: mogelijkheden en onmogelijkheden

'Radio tagging' (zenderen) omvat twee technieken, te weten 'radio tracking' (opsporen), i.e. lokaliseren van dieren in het veld (bijvoorbeeld ontsnapte gedomesticeerde dieren) en 'radio telemetry' (telemetrie), i.e. het verzamelen van informatie over de fysiologie/het gedrag van dieren in het wild of in gevangenschap (Kenward 2001). Telemetrie bestaat reeds een 40-tal jaar en is nog steeds in volle ontwikkeling, zoals het optimaliseren van de zendapparatuur en verbeteren van de methodiek van het verzamelen en analyseren van data.

Telemetrie heeft een aantal duidelijke voordelen: het is een efficiënte techniek om op systematische wijze fysiologische en demografische gegevens van wilde dieren te verzamelen. Tevens biedt het de mogelijkheid om tijdens het aanbrengen van de zender of tijdens de monitoring ook andere gegevens te verzamelen (e.g. lichaamsgewicht, leeftijd). Deze mogelijkheden maken telemetrie een ideaal hulpmiddel voor beschrijvende (e.g. grootte home range, habitatpreferentie, interacties, mortaliteit), relationele (e.g. de manier waarop demografie en gedrag reageert op veranderende milieuomstandigheden) en causale studies (e.g. in herkolonisatieprojecten). Het is toepasbaar in zowel fundamentele als toepast studies.

Nadelen van telemetrie

Er zijn een aantal nadelen verbonden aan telemetrie. Vandaar dat het belangrijk is om een theoretische

haalbaarheidsstudie en/of een praktische pilot-studie uit te voeren alvorens met telemetrie te beginnen.

Een eerste beperking is de *tijd* die nodig is om de studie voor te bereiden, voldoende gegevens te verzamelen en de gegevens te analyseren. Om een zinvolle telemetriestudie uit te voeren, is het ook noodzakelijk dat er *voldoende dieren* gevangen kunnen worden, die bovendien een goede representatie zijn van de reële populatie. Daarnaast zijn er ook *praktische problemen*. In bepaalde gevallen zal het moeilijk zijn om telemetrie toe te passen omwille van ongeschikte signaaltransmissiecondities. Bijvoorbeeld ingeval van zoogdieren die vooral in het water actief zijn (water heeft een lage geleidbaarheid). Bovendien moeten de zenders groot genoeg zijn om gegevensverzameling toe te laten om de gestelde biologische vragen te beantwoorden. Het gewicht van een zender mag (bij benadering) maximaal 5% van het gewicht van het dier bedragen. Kleine (lichte) zenders hebben maar een beperkte levensduur en kunnen daardoor ongeschikt zijn voor de beoogde doelstellingen.

Telemetrisch onderzoek geeft vaak grote gegevenssets met *veel autocorrelatie*. De analyses dienen dus gebaseerd te worden op verschillende individuen om extrapolaties mogelijk te maken. Voor een studie van mortaliteit is het bijvoorbeeld nodig om minimaal 20-30 individuen te volgen. Tot slot is telemetrie ook een *dure techniek*, aangezien er gespecialiseerd hoog-technologisch materiaal nodig is. Radio tracking is een dure en tijdsintensieve techniek die vooraf een grondige voorstudie vraagt. Het kan echter, indien de wetenschappelijke opstelling in orde is, zeer interessante resultaten opleveren.

Alternatieve technieken

Andere technieken om individuele dieren te bestuderen zijn ondermeer: 1. Visuele markers, e.g. ringen met kleurcode of nummer. 2. Visuele herkenning, e.g. op basis van morfologische eigenschappen. 3. DNA-analyse op basis van e.g. haren, uitwerpselen. Deze techniek kan informatie

geven over bewegingen en territoriale grenzen van individuen, maar heeft het nadeel zeer kostbaar te zijn. 4. Merken van voedsel met een laag-radioactief isotoop (dat vervolgens door de dieren weer uitgescheiden wordt). 5. Radioactieve tags (wordt tegenwoordig afgeraden). 6. Kleine radar-transponders (2 mg), die toelaten om de snelheid en locatie van vliegende insecten vast te stellen; hiervoor zijn zeer krachtige ontvangers nodig. 7. Spoeltjes met een zeer dunne draad die aan de dieren worden bevestigd, zodat een driedimensionaal beeld van het voortbewegingspatroon verkregen wordt. 8. Gebruik van fluorescerende pigmenten. 9. PIT-tags (Passive Integrated Transponders). De kleinste transponders (circa 2x7 mm) kunnen in zeer kleine organismen worden ingeplant. PIT-tags zenden een zwak signaal uit als ze geactiveerd worden door een grote, nabije ontvanger op de correcte frequentie. Ze kunnen geen gedetailleerde gegevens geven over voortbeweging en toestand van het dier, maar wel gebruikt worden om bezoeken te registreren aan vaste plaatsen met beperkte toegankelijkheid (e.g. de burchttoegang, een voedertafel, een vis-trap). 10. Dataverzamelende tags (met geheugen). Deze tags bieden de mogelijkheid om gegevens te verzamelen van dieren die zich buiten het bereik van een ontvanger bewegen (e.g. duikende dieren). Ze kunnen eveneens de locatie van dieren bepalen wanneer er een mini-GPS wordt ingebouwd.

Materiaal

Tot het basismateriaal behoren de ontvanger, de antenne en de zenders. De radiozender bestaat uit de 'zender *sensu stricto*', de batterij (die het grootste deel van de zender uitmaakt), de antenne en de aanhechtingsbanden waarmee de zender aan het dier wordt bevestigd. Bijkomend kunnen er sensors ingebouwd worden om verschillende zaken te detecteren, zoals voortbeweging, mortaliteit, temperatuur, lichtintensiteit en druk (een indicatie voor de vlieghoogte van vogels). In de toekomst zal het waarschijnlijk mogelijk zijn om geluiden, elektrocardiogrammen en -cephalogrammen te registreren.

Om het onderzoek te vergemakkelijken, wordt vaak gebruik gemaakt van automatische systemen. In de eerste plaats zijn er *satellietzenders* (PTT's = Platform Transmitter Terminals). De positie van een dier wordt berekend op basis van de snelheid van de satelliet ten opzichte van de zender en ten opzichte van de aarde (Dopplereffect). PTT's laten toe om soorten die grote afstanden afleggen te volgen. Verder wordt ook de *GPS-techniek* (Global Positioning System) meer en meer toegepast. Het Navstar GPS-systeem bestaat uit een 24-tal satellieten die op vaste tijdstippen signalen uitzenden, die een ontvanger toelaten om te berekenen waar elke satelliet zich op dat tijdstip bevond. Op basis van de locatie van alle (gedetecteerde) satellieten kan de GPS zijn relatieve afstand berekenen op basis van de tijd die nodig was om de satellietsignalen te ontvangen. Op het moment dat contact wordt gemaakt met drie satellieten is het mogelijk om de locatie met zekerheid vast te stellen. GPS kan gebruikt worden om de exacte locatie vast te stellen wanneer men telemetrie gebruikt. Daarnaast kan een GPS ook in een zender ingebouwd worden: deze zenders berekenen zelf hun locatie op vaste tijdstippen en bewaren de gegevens tot ze gedownload worden. Tot slot is het ook mogelijk om te werken met vaste grondstations, die toelaten om de aan- of afwezigheid van een dier te detecteren op vaste plaatsen (e.g. in het nest).

Literatuur

Kenward, R.E. (red.) 2001. A manual for wildlife tagging. Academic Press, London, UK.

Saskia Mercelis

Natuurpunt Studie
Kardinaal Mercierplein 1
B-2800 Mechelen
België
e-mail: saskia.mercelis@natuurpunt.be

Praktische toepassingen van telemetrie in het dierecologisch onderzoek

Vanuit Alterra is in het verleden veel ervaring opgedaan met het gebruik van telemetrie bij het dierecologisch onderzoek naar ondermeer steenmarter (*Martes foina*), das (*Meles meles*), boommarter (*Martes martes*), bunzing (*Mustela putorius*), Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*), rode eekhoorn (*Sciurus vulgaris*), bever (*Castor fiber*), muskusrat (*Ondatra zibethicus*) en beverrat (*Myocastor coypus*). Ook nu wordt deze methode nog toegepast en wel bij de monitoring van de herintroductions van de otter (*Lutra lutra*) en de hamster (*Cricetus cricetus*). Bij Alterra wordt ook gewerkt aan een diervriendelijk alternatief, gebaseerd op DNA-analyse van materialen die zonder verstoring in het veld verzameld kunnen worden (e.g. uitwerpselen, haren). Dit geeft echter geen volledige vervanging van telemetrie, omdat bij gebruik van DNA-analyses altijd in de tijd wordt teruggekeken, terwijl telemetrie actuele data oplevert. In Nederland is het noodzakelijk een ontheffing te hebben van de wet op de dierproeven (WOD) indien invasieve handelingen met dieren worden uitgevoerd (zoals het uitrusten van een dier met een zender).

Zenders

De meest bekende typen zenders zijn implantzenders en halsbandzenders. Afhankelijk van de doelstelling en de tolerantie van de diersoort ten opzichte van halsbandzenders kan een verantwoorde keuze worden gemaakt. Vervolgens is het belangrijk een frequentierange (lage frequenties zijn minder nauwkeurig, maar wel minder gevoelig voor verstrooiing van het signaal), gewenst bereik en levensduur van de zender vast te stellen. Vrijwel altijd moeten concessies worden gedaan, aangezien het bijvoorbeeld onmogelijk is om een hamster van 300 g met een zender uit te rusten die een bereik heeft van 1.000 m en een levensduur van één jaar. In dat geval zou de zender zo'n 75 g wegen, wat onverantwoord is. Er is

enige speling mogelijk door bijvoorbeeld de pulsrequentie en het bereik te verlagen ten bate van een langere levensduur. De technische vooruitgang maakt het mogelijk om zenders met steeds betere prestaties te leveren met een lager gewicht. In vele gevallen wordt telemetrie gebruikt om de locatie van een dier te bepalen. Daarnaast kan met behulp van implantzenders ook een indruk van de status van het dier worden verkregen, aangezien de pulsrequentie onderhevig is aan de lichaamstemperatuur. Op deze manier kan worden vastgesteld of het individu in rustfase is, actief is en ook of het dood is. Recentelijk worden de technische mogelijkheden van automatische registratiestations bij de monitoring van de hamster getest. Hiermee is het mogelijk om via de computer de activiteiten van de gezenderde dieren in het veld continu te volgen.

Transponders (PIT-tags)

Een andere methode om dieren te merken is het inbrengen van een transponder (onderhuids, met behulp van een dikke injectienaald). Dit is een zeer kleine chip van circa 1,5x15 mm met een uniek registratienummer. De transponder kan zo klein zijn omdat het geen batterij bevat. De transponder wordt aangestruild, waarna de chip het identificatienummer terugzendt. Het bereik van transponders is zeer gering (20-50 cm), waardoor de toepassingsmogelijkheden beperkt zijn. In geval van dieren die nauwe doorgangen of hollen gebruiken, kan een transponderregistratiestation geplaatst worden met een ontvanger in de nauwe doorgang en een datalogger die de gegevens opslaat. Zo kan vastgesteld worden welk dier wanneer passeerde. Hierbij is het wel noodzakelijk om over voldoende stroom (voor het registratiestation) op het terrein te kunnen beschikken. Ook deze toepassing wordt gebruikt bij de monitoring van de otter (tunnelpassage) en de hamster (burchtgebruik). Deze methode is echter nog steeds voor verbetering vatbaar, omdat bijvoorbeeld dieren die zeer snel door de doorgang lopen, niet geregistreerd worden. Tijdens de workshop werd gesuggereerd om te werken met

doorgangen met een knik om de dieren te vertragen. Het verdient aanbeveling dergelijke mogelijke oplossingen voor het probleem in het veld te testen.

Cameradetectie

Een derde methode die bij de monitoring wordt toegepast is infrarood cameradetectie. Hoewel het niet direct onder telemetrie valt, is het wel een geschikte methode om ecologische informatie te verkrijgen, vooral omdat de digitale foto- en videoteknik de laatste tijd sterk verbeterd is waardoor de toepassingsmogelijkheden voor veldsituaties ook toegenomen zijn.

**Hugh A.H. Jansman &
Gerard J.D.M. Miskens**

Alterra
Postbus 47
NL-6700 AA Wageningen
Nederland
e-mail: hugh.jansman@wur.nl

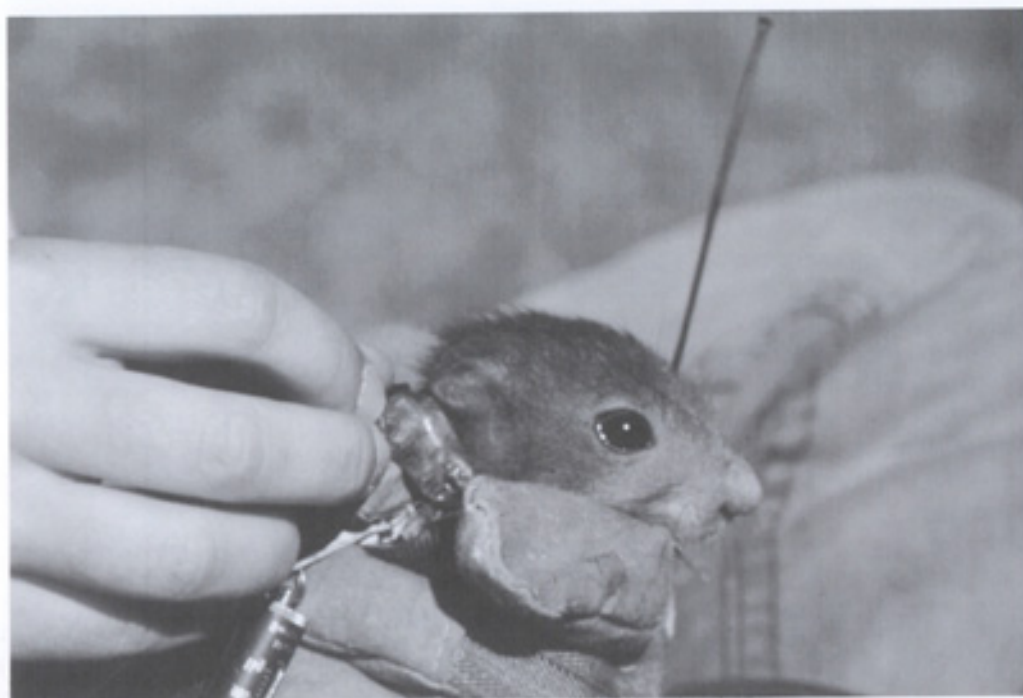
Telemetrie en merken: praktische toepassingen bij eekhoorns en muskusratten

Merken voor herkenning op korte afstand

Onderzoek uitgevoerd aan de Universiteit Antwerpen (UA) heeft ons heel wat geleerd over de verschillende mogelijkheden om rode eekhoorns (*Sciurus vulgaris*) te merken en te zenderen. Voor het individueel herkennen van de dieren op korte afstand (als ze gevangen zijn), zijn verschillende methoden beschikbaar: (1) oormerken, (2) teenknippen en (3) transponders. Het nadeel van oormerken is dat deze pas kunnen worden aangebracht als de oren van de eekhoorns voldoende groot zijn, en dus niet geschikt zijn om zeer jonge dieren te merken. Een ander nadeel is dat de oormerken regelmatig losscheuren. Om zeer jonge dieren te merken, is in het verleden dan ook de teenknipmethode toegepast. Hierbij worden één of meerdere voorste teenkootjes afgeknipt. De middelste tenen worden daarbij ontzien omdat die belangrijk zijn bij het



Transponders worden met behulp van een injectienaald onder de huid aangebracht. Foto: Goedeke Verbeylen.



Met behulp van zenders kunnen de bewegingen van zowel adulte als subadulte eekhoorns worden gevolgd. Foto: Frank Adriaensen.

klimmen. De teenknipmethode wordt thans door velen echter als niet erg diervriendelijk beschouwd, alhoewel de methode nog steeds algemeen toegepast wordt om muizen te merken. Momenteel wordt vooral gebruik gemaakt van transponders, die gebruikt kunnen worden om dieren van verschillende grootte permanent te merken.

Een andere methode, die van oorsprong niet bedoeld is om eekhoorns te merken maar hier ook wel voor gebruikt kan worden, is het nemen van een zogenaamd 'huid-staal'. Tijdens het UA-onderzoek is van alle eekhoorns (die voldoende grote oren hadden) een stukje huid van enkele millimeters uit het oor geknipt voor DNA-analyse, met een rond gaatje in het oor als gevolg. Door de locatie van de staalname te variëren (verschillende oren, verschillende plaatsen op het oor, één groot of meerdere kleine huid-stalen per oor), kan een dier dus ook individueel gemerkt worden. Deze methode is echter niet geschikt als men heel veel dieren wil mer-

ken, omdat de locaties geschikt voor staalname beperkt zijn.

Merken voor herkenning en lokalisatie op grote afstand

Om eekhoorns op grotere afstand te kunnen herkennen, kan er een gekleurd plastic schijfje over de oormerken geschoven worden. Een andere mogelijkheid is het aanbrengen van een vlek of vlekkenpatroon van gekleurde (niet-giftige) verf of het bleken van de haren op bepaalde plaatsen van het lichaam. Bij andere diersoorten, zoals grondeekhoorns, die haren hebben met een donkere basis en een lichter uiteinde, kan het wegknippen van dat bovenste lichte deel in een bepaald patroon zorgen voor een kortstondige (circa twee weken) individuele markering.

Voornoemde methoden laten toe om de dieren individueel te herkennen wanneer ze gelokaliseerd zijn, maar voor het terugvinden zelf moeten zenders gebruikt worden. Deze zenders kunnen



Gezenderde eekhoorns op dispersie worden met een auto opgespoord en gevolgd. Foto: Goedeke Verbeylen.

op hun beurt nog eens omwikkeld worden met gekleurd kleeftband (die er door sommige eekhoorns vrij snel afgeknabbeld wordt), om bijvoorbeeld het onderscheid te kunnen maken tussen twee gezenderde eekhoorns die zich vlakbij elkaar bevinden, zoals tijdens een 'mating chase'.

Zenders

Voor eekhoorns zijn verschillende typen zenders beschikbaar, aangepast aan de grootte (leeftijd) van de eekhoorn. Zenders voor *adulte* dieren (met een lichaamsgewicht van minstens 280 g) wegen circa 13 g en kunnen een levensduur hebben van 18 maanden en meer, afhankelijk van de puls frequentie. Deze zenders hebben een metalen halsband, die tegelijk ook als antenne dienst doet. De prijs schommelt rond 125-250 euro. Na wat uitproberen lukt het echter ook om de batterijen van lege zenders zelf te vervangen, waardoor je een 'nieuwe' zender hebt voor circa 10 euro.

Voor *subadulte* dieren kunnen kleinere zenders gebruikt worden, die circa 9 g wegen en een levensduur hebben van 6-9 maanden. Deze zenders kunnen aangebracht worden wanneer een eekhoorn 180 g weegt. De zenders die tijdens het UA-onderzoek gebruikt zijn, hadden als halsband een plastic strip en dus een uitwendige antenne. Dit heeft het grote nadeel dat deze antenne zeer vaak afgebeten wordt (door het dier zelf, door de moeder, of door andere jongen uit hetzelfde nest indien het dier nog niet onafhankelijk is), waardoor het bereik van de zender praktisch nihil wordt. Deze zenders zijn goedkoper dan zenders voor adulten, circa 100 euro, en 3 euro om zelf de batterij te vervangen.

Het aanbrengen van halsbandzenders bij nog kleinere eekhoorns is niet aan te raden, omdat hun hals nog te sterk groeit. Een mogelijke oplossing hiervoor is het gebruik van uittrekbare halsbanden, maar de ervaring leert dat deze zeer snel doorgebeten worden (door het dier zelf of de



Het zenderen, transponderen en nemen van een huid-staal schrikt de eekhoorns niet af: enkele hazelnoten in de val zijn voldoende om ze opnieuw te vangen. Foto: Goedeke Verbeylen.

moeder). Daarnaast zijn er voor deze groep natuurlijk nog de implantzenders.

Gegevensverzameling en -verwerking

Via een combinatie van vangst-merk-hervangst en telemetrie zijn tijdens het eekhoornonderzoek gegevens verzameld over populatiegrootte, voortplanting, sterfte en doodsoorzaken, ruimtelijke organisatie (grootte, ligging en overlap van woongebieden) en dispersie (aantal dieren, afstand).

Het terugvinden van gezenderde eekhoorns was meestal vrij eenvoudig, omdat deze een vast woongebied hebben. Daarbij gaf een ontvanger met een handantenne een voldoende bereik (500-600 m) en konden de dieren te voet opgespoord worden. Moeilijker werd het wanneer een dier op dispersie ging naar een ander bosgebied. In dat geval werd een antenne op de auto gemonteerd om tijdens het rondrijden de omgeving af te zoeken, met een bereik van 1,5-2 km. In de en-

kele gevallen dat op hetzelfde ogenblik meerdere eekhoorns verdwenen waren en deze zelfs na een zoektocht per auto niet teruggevonden werden, werd een helikopter gehuurd. Hierbij hadden de zenders een bereik van 7-8 km. Met behulp van een helikopter is echter slechts één eekhoorn teruggevonden. Mogelijk waren de overige zenders van verdwenen eekhoorns inmiddels buiten werking.

Indien de opgespoorde eekhoorns dood bleken te zijn, was het ook niet steeds even eenvoudig om de zender te recupereren. Vaak lag deze in het hol van een predator (bunzing, vos) dat zich aan de voet van een boom bevond, waardoor de boomwortels het uitgraven ervan onmogelijk maakten en de zender dus 'op de tast' teruggevonden moest worden. Een andere moeilijke situatie was het terugvinden van een zender in braamstruweel.

Voor de verwerking van de ruimtelijke gegevens bestaan er een aantal specifieke computerprogramma's (zoals RANGES V), waarin de

coördinaten van de teruggevonden dieren moeten worden ingebracht, eventueel samen met een aantal variabelen. De meeste mogelijkheden die deze programma's bieden zijn tegenwoordig ook opgenomen in GIS-systemen (zoals ArcView), die op het gebied van grafische weergave, koppeling met databases, en statistische verwerking meer mogelijkheden bieden.

Beperkingen

De hiervoor besproken methoden en materialen kunnen worden gebruikt voor een hele range van kleine (zoog)dieren. Toch brengt elke soort vaak specifieke problemen met zich mee, samenhangend met zijn levenswijze. Voor muskusratten (*Ondatra zibethicus*) kan bijvoorbeeld hetzelfde type zenders worden gebruikt als voor eekhoorns, zij het een iets zwaarder model. De soortspecifieke aanpassingen die nodig zijn, hebben te maken met de ondergrondse burchten van deze knaagdiersoort en hun voorkeur voor

een waterig milieu. Om het water buiten te houden, moet het epoxy-omhulsel van de zender extra ondoordringbaar zijn. Om te weten of de dieren die in de ondergrondse burcht zitten nog in leven zijn, kan in de zender een activiteitsswitch (waardoor de zender een snellere puls geeft als het dier beweegt) en een mortaliteitsswitch (waardoor de zender een continu snelle puls geeft als het dier langer dan bijvoorbeeld 12 uur niet bewogen heeft) ingebouwd worden. Een ander nadeel van de ondergrondse burchten is een veel kleiner bereik van de zender; 300 m is al zeer ver, meestal is het bereik slechts enkele tientallen meters.

Goedele Verbeylen

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer
Onderzoeksgroep Rattenbestrijding
Gaverstraat 4
B-9500 Geraardsbergen, België
e-mail: goedele.verbeylen@lin.vlaanderen.be