



LUTRA

Journal of the Dutch Mammal Society
Volume 60 - Number 2 - December 2017



Year of the serotine or year of the wolf?

The Dutch Mammal Society declared 2017 as the year of the serotine bat, and this was a justified choice as despite being common and widespread, little is generally known about this bat's ecology. Looking back at 2017 there are reasons to also regard this year to have been the year of the wolf. After its extinction in the second half of the 19th Century, and after more than 150 years of absence from the Netherlands, the wolf is making a comeback, a return that the media has made much of. After gaining protected status at the 1982 Bern Convention, and after the disappearance of the Iron Wall in 1989, the European wolf population started to expand and, as experts predicted it was not the question if, but when, the wolf would recolonise the Netherlands. This has happened much earlier than expected, and it is safe to say that in 2017 wild wolves once again became part of the Dutch mammalian fauna and that (at least) one individual managed to live here for at least some weeks, before being hit by a taxibus.

As wolf populations in Germany started growing and expanding, it seemed a matter of time before young, dispersing wolves would cross the Netherlands' border. The first sighting of a 'wolf-like mammal' was in August 2011, when a possible wolf was seen and photographed in Duiven near Arnhem, close to the German border. Experts think this 'alleged' wolf probably originated from the French-Italian wolf population. Unfortu-

nately the photos were not of sufficient quality to confirm that it really was a wolf. Two years later, in 2013, a dead wolf was found by the side of a road in the Noordoostpolder, near Luttelgeest. This animal was at first declared to genuinely be the first wild wolf in the Netherlands since the 19th Century, but research revealed that this wolf was in fact shot in Eastern Europe before it popped up in the Netherlands (Gravendeel, de Groot & Kik et al. 2013). Was this a twisted, practical joke?

The first confirmed sighting of a wild wolf was almost two years later. In March 2015, when a wolf roamed Drenthe and Groningen for several days. Before entering the Netherlands, it was already being monitored by German wolf-experts, who followed this individual for hundreds of kilometres. As this individual was also active during the daytime, it was seen or spotted by dozens of observers, in both Germany and the Netherlands (Lelieveld et al. 2016; www.wolveninnederland.nl). The animal was born in Lower Saxony, and after exploring the Netherlands, returned to Germany, where it was killed on 15 April 2015 by a car. The second sighting of a wild wolf followed in September 2016 in Beuningen (Province of Overijssel). This observation was confirmed by a DNA analysis of fresh scat.

But things really started to happen in 2017. At the beginning of March 2017, a wolf was found as a traffic victim on the A28 between

Hoogeveen and Meppel. The healthy young male of about 1 1/2 years old originated from the 'Cuxhaven pack' which lives north of Bremen, some 200 kilometres away. The animal was well-nourished and remains of hare and deer were found in its stomach. In August, DNA analysis revealed that two sheep were killed by a wolf in the Province of Groningen, close to the German border (Nieuw Statenzijl), but unfortunately no genetic profile could be retrieved. In October, a wolf was photographed in the Veluwe area, but the wolf disappeared again. A few weeks later, on 13 November, a wolf was hit by a taxibus on the N343 between Kloosterhaar and Bergentheim in the Province of Overijssel, not far from Germany. It is tempting to link these two sightings as being the same animal, but there's no proof of this so far. The Kloosterhaar wolf was, again, a young and healthy male, which, according to its DNA, came from Brandenburg in the east of Germany. In the light of these recent sightings, we can expect more wolves in the years to come. Maybe 2018 will prove to be an even better 'year of the wolf'.

These developments clearly show that ecosystems change, and species disappear, re-appear, or appear, recently and in historical times. It also shows that it is hard to pinpoint an exact moment of change. Did the wolf return to the Netherlands in 2011? Or should we declare 2017 as the year of its return? And, when did the brown and black rat colonise the Netherlands? In this issue of *Lutra*, Thissen and Uiterwijk, present a review of current views on when rats came to the Netherlands and their historic role in spreading the plague. The effects of this introduction were catastrophic for the human population, showing the dramatic effect that an exotic invader can have in a new environment.

New species can have a similar dramatic effect on other fauna. The introduction of feral cats has been disastrous for the endemic fauna of the island of Schiermonnikoog. It is shown

that feral cats prey on common voles (another introduced species), as well as on hares, rabbits and birds. Van der Ende et al. describe the spatio-temporal use of different types of habitat by feral cats on the island of Schiermonnikoog, showing that these cats use even the most remote habitats as hunting areas. It is still too early to estimate which prey species will cope with the presence of these predators and which ones may be endangered by them.

Podt and IJsseldijk's study elaborates on the arrival of a top-predator in an ecosystem, grey seal in the Eastern Scheldt estuary. Over the years, hundreds of dead porpoises have been found on the shores of the North Sea, although the reason for many of these strandings was unknown. It was only recently that grey seals were identified as the main cause of death of these stranded porpoises (van Bleijswijk et al. 2014). In the Eastern Scheldt the porpoise population is monitored intensively and Podt and IJsseldijk show that several individuals of porpoise have survived attacks by grey seals, and that their wounds had fully healed and the animals had recovered completely. Podt and IJsseldijk's paper also highlights the value of intensive monitoring.

Canter, in his contribution in our opinion section, questions the scale of some elaborate contemporary counting and monitoring programmes and argues that the ecological rationale behind these programmes is often lacking or at least not very well-thought through. According to Canter, monitoring by itself will not increase our knowledge of the population ecology of the species being monitored. Canter's thoughts provoked La Haye and Schillemans to reply, arguing that monitoring is a good start, which can help focus on clarifying bottle-necks in the ecology of rare or declining species. Both contributors concur that monitoring is citizen science at its best, giving hundreds of people the opportunity to become personally engaged in contributing to the conservation of mam-

mals. Canters applauds this process of sparking individual curiosity, although he argues that monitoring and other time-consuming field research should be guided by (professional) scientists putting forward intriguing new ecological questions, rather than being an obligation of the Habitat Directive.

Citizen science is not a panacea for everything, but recent developments of new techniques and websites are playing an important role in the collection of biological data. Citizen scientists can contribute by uploading their data on websites such as www.waarneming.nl, www.telmeel.nl and can even add a picture from their smartphone. This revolution in data collection certainly helped Goverse and Timmermans to follow and document the spectacular and convincing re-appearance of pine marten and beech marten in the city of Amsterdam. Both species have, like the wolf, recolonised former habitat and can now be found throughout the city. While these species were rare and shy some decades ago, recent sightings show that they are now able to survive in a highly urbanised habitat.

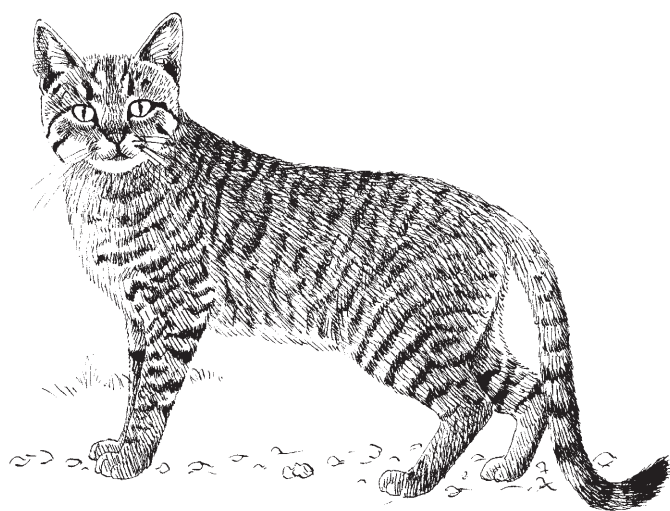
However, living in anthropogenic environment may have unexpected consequences. An image uploaded on www.waarneming.nl, of a stoat carrying around a young in the middle of winter initially resulted in confusion and raised eyebrows. In a short note, Mulder and van Maanen discuss some possible explanations for this very unusual observation, of which they could not find any previous example in the literature.

Altogether this edition of *Lutra* shows that our mammalian fauna is changing every century, decade, year, month and week. Studying and monitoring our indigenous fauna is exciting and unearths new information, whether discovered by experts or citizen scientists, but sometimes it takes a while before patterns can be interpreted or explained. Species come and go, but with current techniques and methods it is possible to discover more than ever before.

Maurice La Haye & Ben Verboom

References

- Gravendeel, B., A. de Groot, M. Kik, K.K. Beentjes, H. Bergman, R. Caniglia, H. Cremers, E. Fabbri, D. Groenenberg, A. Grone, G. Groot Bruinderink, L. Font, J. Hakhof, V. Harms, H. Jansman, R. Janssen, D. Lammertsma, I. Laros, L. Linnartz, D. van der Marel, J.L. Mulder, S. van der Mije, A.M. Nieman, C. Nowak, E. Randi, M. Rijks, A. Speksnijder & H.B. Vonhof 2015. The first wolf found in the Netherlands in 150 years was the victim of a wildlife crime. *Lutra* 56 (2): 93-109.
- Lelieveld, G., B. Beekers, J. Kamp, D. Klees, L. Linnartz, E. Polman & R. Vermeulen 2016. The first proof of the recent presence of wolves in the Netherlands. *Lutra* 59: 23-31.
- van Bleijswijk, J.D.L., L. Begeman, H.J. Witte, L.L. IJsseldijk, S.M.J.M. Brasseur, A. Gröne & M.F. Leopold 2014. Detection of grey seal *Halichoerus grypus* DNA in attack wounds on stranded harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series* 513: 277-281.



Spatial ecology and prey choice of tagged feral cats on the island of Schiermonnikoog

Martijn van der Ende^{1,2}, Arjen M. Strijkstra^{1,4}, Eduardo Dias^{2,3} & Christian Smit⁴

¹ Van Hall Larenstein - University of Applied Sciences, Agora 1, NL-8934 CJ Leeuwarden, the Netherlands, e-mail: martijnvdende@hotmail.com

² UNIGIS Amsterdam, De Boelelaan 1105, NL-1081 HV Amsterdam, the Netherlands

³ Spinlab – VU University Amsterdam, De Boelelaan 1105, NL-1081 HV Amsterdam, the Netherlands

⁴ Conservation Ecology Group, University of Groningen, Postbox 11103, NL-9700 CC Groningen, the Netherlands

Abstract: Feral cats (*Felis catus*) inhabiting the Dutch island of Schiermonnikoog are a potential threat for local prey species populations. To get more insight into the spatial ecology of this invasive predator, ten feral cats were equipped with GPS tags and followed from May till July 2014. Spatio-temporal analyses show an average 3-month home range of 81 ha for Kernel 95% and 158 ha for MCP 95%. Nocturnal home ranges were larger than diurnal home ranges but no differences were found between sexes or age classes. Habitat use showed that the cats had a small preference for short salt marsh vegetation during the night. Also, the cats showed a higher nightly displacement, while the daily migration and cumulative daily displacement varied greatly per cat. Scat analyses revealed that hares contributed the most to the diet in terms of relative prey volume, but the common vole (*Microtus arvalis*) was the most numerous prey item. The preference for short salt marsh vegetation during the night could indicate hunting for nocturnal species foraging there, such as hares (*Lepus europaeus*) and rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). While voles were the main prey, frequent bird remains in the scats still suggest a potential threat for bird populations.

Keywords: *Felis catus*, feral, Schiermonnikoog, trapping, GPS, home range, activity pattern, habitat use, prey.

Introduction

Cats (*Felis catus*) were domesticated about 4000 years ago and are now one of the most widespread invasive terrestrial carnivores (Long 2003). Several studies indicate that this introduced species has caused vast declines and even extinctions of multiple animal species (e.g. Fitzgerald & Turner 1988, Dickman et al. 1993, Courchamp et al. 2003). Particularly animal species that evolved without the presence of mammalian

ground predators are vulnerable for the effects of an introduced predator (Fitzgerald & Turner 2000, Bradshaw et al. 2012). Most striking examples of the devastating effects of cats come from islands. Medina et al. (2011) reviewed 229 cases and showed that global insular feral cat populations “contributed to a minimum of 14% of all bird, mammal and reptile extinctions and the decline of at least 8% of critically endangered bird, mammal and reptile species.”

Several studies have investigated feral cats at the Dutch Waddensea islands (Niewold 1986, Langeveld 1987, Jansman & Müskens 2001, Hofman & Postma 2006, op de Hoek 2012, Maris 2013). A feral cat is defined by

Natoli (1985) and Liberg et al. (2000) as a domestic cat that occupies areas for food and/or shelter and is unwanted or unowned. On these Waddensea islands, ground breeding birds are potentially extra vulnerable for the effects of feral cats as natural mammalian ground predators such as red fox (*Vulpes vulpes*) or mustelids (Mustelidae spp.) used to be absent or uncommon. To better understand the impact of feral cats on their environment, it is important to consider their behaviour in space and time, as well as their diet. This type of information is often lacking but crucial for management decisions, such as whether or not interventions are necessary to control feral cat populations.

Home range is an important spatial characteristic that gives insight into the space use of an animal. Originally, Burt (1943: 351) defined the concept of home range as “that area traversed by an individual in its normal activities of food gathering, mating, and caring for young. Occasional sallies outside the area, perhaps exploratory in nature, should not be considered part of the home range.” At present, various methods and metrics exist to estimate the home-range of an animal, and these different types of information should best be combined to give proper insight into the space use of animals (Powell & Mitchell 2012).

In general, habitat use is driven by the presence of prey (Recio & Seddon 2013) and daily activity patterns are often synchronised with the active period of the main prey (Langeveld 1987). So, in areas with many diurnal prey species, cats are expected to adapt their main activity period to the day. Locomotive behaviour, e.g. cumulative displacement distance or daily migration, is often used to understand the spatial behaviour of free ranging animals (Langham 1992, Schai-braun 2012)

Diets are often used to understand secretive free-ranging mammals (e.g. Worton 1989, Laver & Kelly 2008). Langeveld (1987) indicated that the diet of the feral cats on the Dutch Waddensea Island of Schiermonnikoog

consisted of 60% brown hares (*Lepus europaeus*) and/or rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) and 30% birds. Op de Hoek (2012) and Maris (2013) analysed the ingested prey in 2011 and 2012 respectively and suggested that the feral cats switched to common vole (*Microtus arvalis*) as staple food (main prey) (~60%), which was first spotted in 2003 (de Jong 2003). They also estimated that almost 25% of Schiermonnikoogs’ population of small breeding-birds (table 1) was eaten annually by the feral cats. Schiermonnikoog is particularly interesting, because introduced prey species occurring in high densities (here the common vole), are often the main food source for feral cats. This could result in a growth of the feral cat population and thus indirectly increase the impact on native species (e.g. birds) (Medina et al. 2011).

Feral cats have been subject of several telemetry studies to get insight in their spatial behaviour (e.g. Lammertsma et al. 2011, Recio et al. 2011, Bridges et al. 2015, McGregor et al. 2015; and Langeveld (1987) for Schiermonnikoog). However, for a better understanding of the ecology of feral cats, improved spatio-temporal analyses such as home ranges, daily activity patterns, habitat use and locomotive behaviour are needed. The aim of this study was to get more insight into the spatial ecology of the feral cat population on Schiermonnikoog. We specifically addressed: 1. home ranges and their seasonal variability; 2. daily timing of activity, daily variation in space use and daily variation in displacement and migration; and 3. ingested prey and its relation to presence of prey.

This research was assessed by the Dutch Animal Ethical Experiment committee (DEC) of the University of Groningen and approved by the Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority (project 6796A) for the Experiments on Animals Act. It was approved for the Flora and Fauna act under project number FF/75A/2013/047 and for the Nature Conservancy Act under reference number 01094376.

Table 1. input for prey volume calculation.

Species		Weight used (g)	Size class
Pheasant	<i>Phasianus colchicus</i>	975	Large
Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>	970	Large
Shellduck	<i>Tadorna tadorna</i>	900	Large
Curlew	<i>Numenius arquata</i>	770	Large
Oystercatcher	<i>Haematopus ostralegus</i>	540	Medium
Redshank	<i>Tringa totanus</i>	110	Medium
Skylark	<i>Alauda arvensis</i>	38	Small
Meadow pipit	<i>Anthus pratensis</i>	19	Small
Common whitethroat	<i>Sylvia communis</i>	16	Small
Hare	<i>Lepus europaeus</i>	3000	
Rabbit	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1200	
Lagomorpha sp	<i>Leporidae</i>	1200	
Brown rat	<i>Rattus norvegicus</i>	200	
Common vole	<i>Microtus arvalis</i>	25	
Wood mouse	<i>Apodemus sylvaticus</i>	22	
Greater white-toothed shrew	<i>Crocidura russula</i>	10	

Methods

Study area and species

This study was performed at the Dutch Waddensea island of Schiermonnikoog. The natural area of Schiermonnikoog (figure 1) (53°30'N, 6°10'E) can be subdivided in five main categories; salt marshes, dune valleys, former beach plain, beaches with young dunes, and polders (Pranger & Tolman 2012). The population of feral cats (hereafter referred to as cats) originates from abandoned or escaped house cats. The population size in the natural area was estimated at 34 cats in 1984 (Langeveld 1987) and 50 in 2011 (op de Hoek 2012). Nowadays there are no competing mammalian ground predators. Also, cats are no longer hunted at Schiermonnikoog since the establishment of a National Park on the island in 1994 (Berendse 2011). Potential prey species occurring on the island are hares, rabbits, common vole (hereafter referred to as vole), mice (Muridae, Arvicolinae) species, shrew (Soricidae) species, and several species of birds. The occurring mammals have no Dutch Red list status, while 37 bird species

occur that are enlisted (FREE Nature 2011) and are potentially threatened by the cat population.

Data collection and analysis

All statistical analyses were performed using IBM SPSS Statistics 22.0 (IBM Corporation 2013). All spatial analyses were executed using Geospatial Modelling Environment (GME) 0.7.3.0 (Beyer 2012), ArcGIS 10.2.1 (ESRI 2014), R 3.2.1 (R Core Team 2015), Python 2.7.5 (Python Software Foundation 2013) and the LatLon 1.0.2 python package (Del Raye 2014). Full descriptions of the methods are given in the MSc Thesis report of van der Ende (2015).

Cat trapping and tagging

Twenty-eight live traps (Drahtexpress 2013) were used to catch cats in April 2014. Caught cats were intramuscularly injected with Ketamine (0.1 ml/4kg) and Medetomidine (0.1 ml/2kg), and Atipamezole 0.1ml/4kg was used as antagonist before release. Sex, age, body-weight and size measures were recorded. All

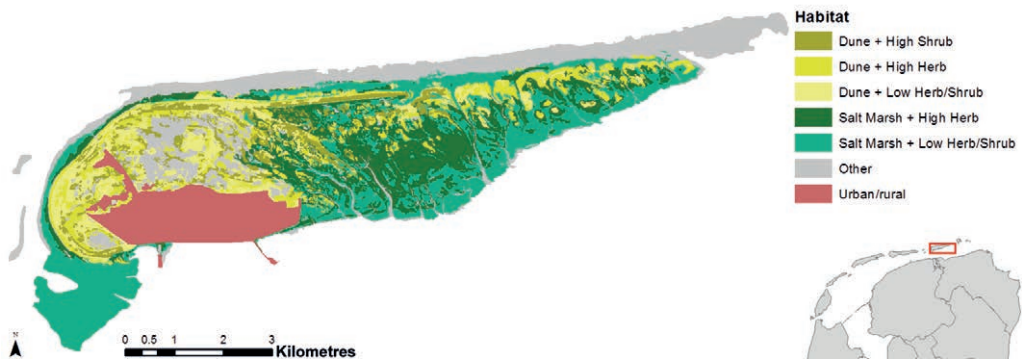


Figure 1. Different habitat types on Schiermonnikoog (Rijkswaterstaat 2011; CBS, n.d.).

caught cats weighed more than 2.3 kg (tag <5% bodyweight) (Wilson et al. 1996, Gannon & Sikes 2007). The GPS tag (Collar 1C-light, 115 gr) was equipped with a GPS receiver (U-Blox LEA-4S), an UHF (868/916 MHz bands) transmitter, and a tri-axial-accelerometer (e-obs digital telemetry 2010). Data collection started on 4 May 2014 and covered three months (over the breeding season) with a temporal resolution of 15 minutes. In November and December 2014 we executed new catching sessions to retrieve tags.

Home ranges

To calculate the home range (HR) a fixed Kernel was chosen with a plug-in bandwidth selection method (Jones et al. 1996) and the Gaussian type Kernel shape. 95% Contour isopleth polygons were created, the 5% which was discarded avoided Burt's (1943) 'occasional sallies' being incorporated in the HR. HRs were calculated for different daily and seasonal intervals: diurnal HR (~65 fixes), nocturnal HR (~30 fixes), daily HR (max. 96 fixes), weekly HR (max. 672 fixes), monthly HR (max. 2880 fixes) and 3-monthly HR (max. 8640 fixes). Minimum Convex Polygon (MCP) 100% & 95% HR estimators (Mohr 1947, Hayne 1949) were also applied to compare the trend of the Kernel HR estimator. To test for differences between mean nocturnal and mean diurnal HR, we used a Wilcoxon signed-rank test. We used Mann-Whitney

U tests to test for differences in 3-month HR sizes between sex and age-classes.

Daily activity pattern, space use & locomotive behaviour

To calculate daily activity patterns, the displacement between the fixes (15 minutes) was calculated. Each day was divided in three periods: 1. early morning (sunrise till two hours after sunrise); 2. day (two hours after sunrise till sunset); 3. night (sunset till sunrise). To test if the period had an effect on the average displacement per 15 minutes a Linear Mixed Model (LMM) analysis was used. Cat ID was used as subject variable, mean displacement as dependent variable and period, age, sex and all two-way interactions between these variables as fixed factors. Variables and interactions were excluded until the lowest Hurvich and Tsai's Criterion (AICC) was reached.

Habitat is defined by Hall et al. (1997, p.175) "as the resources and conditions present in an area that produce occupancy – including survival and reproduction – by a given organism". Using Pranger & Tolman (2012), we distinguished the following habitats at Schiermonnikoog (figure 1): 1. Salt Marsh + High Herb; 2. Salt Marsh + Low Herb/Shrub; 3. Dune + High Shrub; 4. Dune + High Herb; 5. Dune + Low Herb/Shrub; 6. Other. These habitats were assigned to the GPS fixes. We used chi-square tests to assess if habitat use per cat differed between the three periods. If

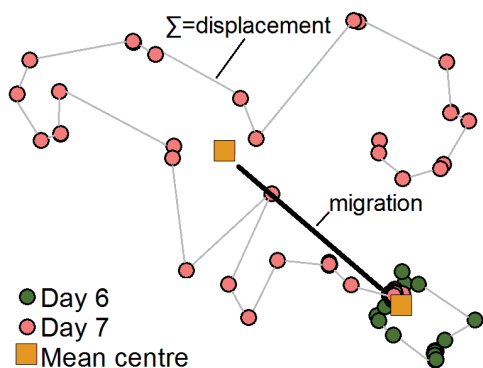


Figure 2. Example of daily migration and displacement.

the mean displacement per 15 minutes for a period (see paragraph above) did not significantly differ from another, both periods were merged. A random sample ($n=600$) from each period per cat was extracted to make the data quasi-independent.

The distances between the consecutive mean centres per day were regarded as daily migration distances (figure 2). It was compared in a scatterplot with the average cumulative daily displacement (distance between fixes) per cat to identify different movement patterns and recognise clustering in age classes or sexes.

Diet and prey presence

Fresh scats were collected haphazardly (i.e. found by chance without systematic approach) from March 2014 till December 2014. The aggregation of the outer locations formed the 'scat area'. Scats were analysed following op de Hoek (2012), Maris (2013) and Husson (1962), matching bone, hair and feathers to mammal and bird species. We dried the scats and searched for prey remains in the laboratory. We attempted to separate hares from rabbits by identifying the hairs based on the patterns of the cuticular scales (Teerink 1991). When it was impossible to distinguish, the sample was identified as 'Leporidae species'. The results were expressed in 'relative frequency of occurrence' and were compared with previous years.

Using a more conservative method for

assessing independence of samples than previous studies (op de Hoek 2012, Maris 2013), scats with Leporidae remains were only selected for analyses if they were found >30 days apart or >6 km apart. It was assumed that the scats which then remained represented one prey item. The 'relative frequency of occurrence' was recalculated into estimated volume of prey. Estimates for body-weights of the prey were obtained from results of a small mammal trapping session (see next paragraph), or were obtained from information acquired from the Dutch Mammal Society (n.d.) or The Wildlife Trusts (n.d.). Bird remains in the scats could be subdivided in size class (small; medium; large) but not in species, so one body mass had to be decided per size class. Therefore, the average weight of the small (<100 g), medium (100-600 g) and large (>600 g) ground breeding bird species present in the area was used as estimated prey size (table 1). The results were expressed as relative 'volume of prey ingested'.

From 15 July until 1 August 2014, prey density parameters were estimated on Schiermonnikoog. The hare and rabbit density estimations using pellet counts, proved to be unreliable because of an inappropriate sampling design and the results were discarded. Instead, we used the estimate of van Wieren et al. (2006) as a reliable estimate for our research, with a hare density of 71.5 hares/km² between 1996 and 2003. Rabbits were discarded from prey presence analysis. The density of small mammals (mice, shrews and voles) was estimated following the trapping method of Koelman (2007) and Gurnell & Flowerdew (2006), by placing 55 life traps (Longworth) on 20 different line transects, with each transect randomly placed in the scat area.

The ground breeding bird density was calculated based on the results from Kleemann & Kleefstra (2012). Only the bird territories occurring in the scat area were used. Greylag goose (*Anser anser*), Egyptian goose (*Alopochen aegyptiaca*), and gull species (*Larus*

Table 2. Overview of caught cats and data collected by the tags.

Cat no.	Sex	Age	Weight (kg)		GPS started	GPS stopped	# Total fixes	Remark
			1st catch	2nd catch				
0	M	Ad	4.6	6.2	04 May 2014	-	-	Tag damaged
1	F	Ad	3.3	3.3	04 May 2014	24 Aug 2014	10,848	
2	M	Sub	2.6	-	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	
3	M	Sub	2.6	-	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	
4	F	Sub	2.6	2.7	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	
5	F	Sub	2.4	-	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	
6	M	Sub	3.0	-	04 May 2014	31 Jul 2014	8,544	
7	F	Ad	3.6	3.9	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	Mating observed with cat 9
8	F	Ad	2.8	3.4	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	Pregnant / Kittens found
9	M	Ad	4.1	-	04 May 2014	16 Sep 2014	13,056	
Total							110,784	

spp.) were assumed to be unavailable for the cats because of their body size combined with their aggressive behaviour towards predators, and therefore left out of the analysis. Species occurring in very low frequency (<5 territories) were also left out. Species used in the calculation are shown in table 1.

For all prey species groups (hares, birds and small mammals) a rough abundance estimation was made for the scat area by multiplying the density with the area size. The abundance was then multiplied with the weight per species and expressed as the relative 'volume of prey present' in the scat area. This result was compared with the 'volume of prey ingested'.

Data preparation

To increase the spatial accuracy of the observations the data were prepared and processed using Microsoft Excel 2010 and Python 2.7.5 (Python Software Foundation 2013). We used the following external Python site packages: LatLon 1.0.2 (Del Raye 2014), Fiona 1.5.1 (Gillies 2014a), Shapely 1.5.7 (Gillies 2014b) and ArcPy 10.2.1 (ESRI 2014). The most accurate fix from a burst was used (one unsuccessful fix was recalculated using linear interpolation). Based on field measurements, the fixes with

a given accuracy above 40 m were excluded (2.4% of the data), and spikes were smoothed. One tag collected exceptionally inaccurate data and was discarded from analyses.

Results

During the April sessions, ten cats (table 2) were caught during 680 trapping hours (total trapping time of all traps together). One tag did not function at all, another was no longer located after 31 July 2014, and a third tag was drained on 24 August 2014. All remaining tags were turned off on 16 September 2014. After the study period, final trapping sessions were performed in November and December to retrieve tags from cats. During these sessions, 24 catches were successful during 1550 trapping hours. Sixteen different individuals were caught, of which five with tags.

All tagged animals had gained on average 0.52 kg bodyweight (range: 0.1-1.6 kg) (table 2), except for cat 1 which remained constant. The nine functioning tags collected 110,784 fixes in total. After data preparation 108,512 suitable fixes remained of which we used 76,896 fixes to cover the study period (May, June & July).

In total, 2505 HR sizes were calculated on

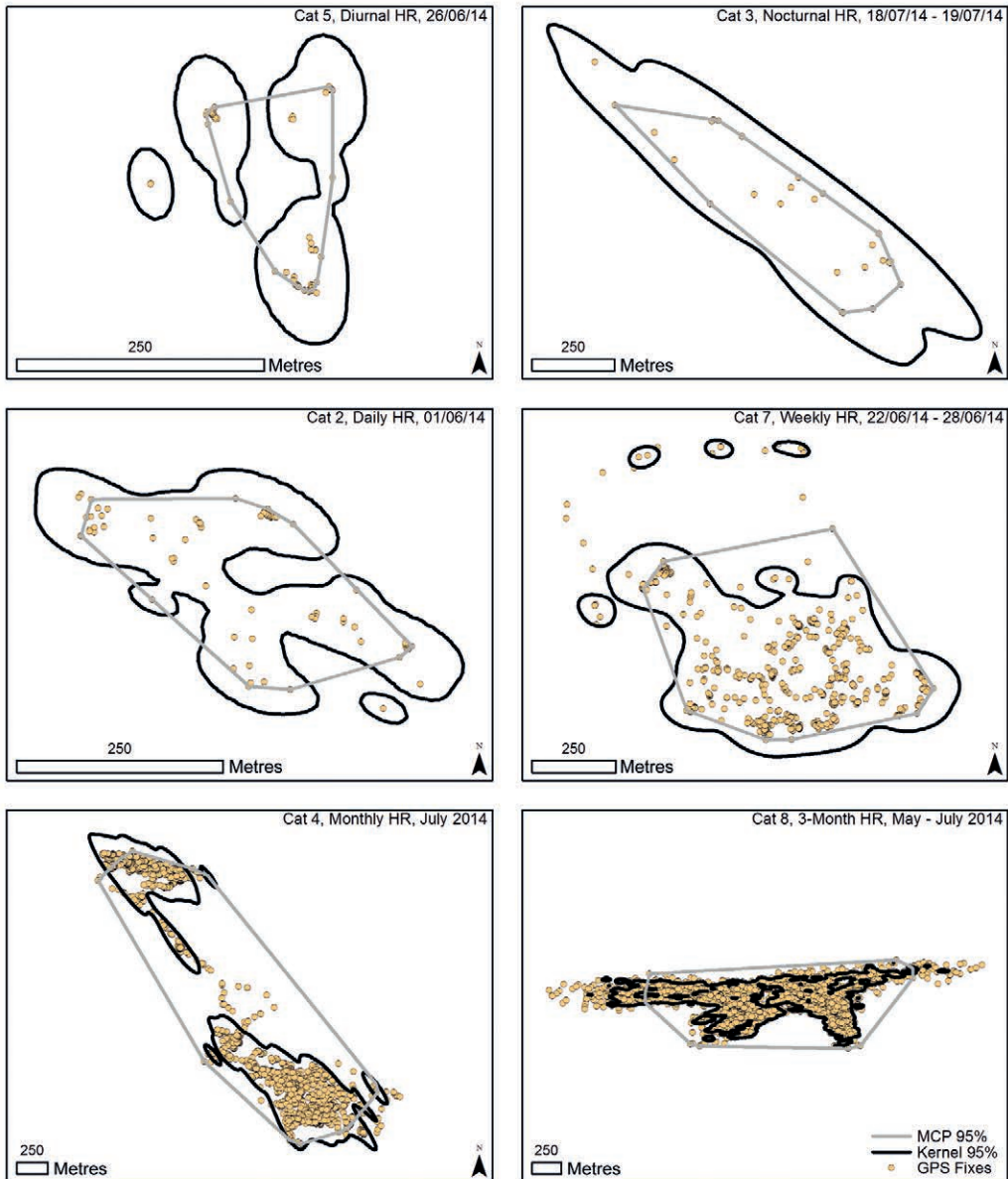


Figure 3. Examples of MCP 95% and Kernel 95% HR estimations for different time periods.

the nine cats, subdivided over the six different HR timings: 782, 783, 790, 114, 27, and 9, for diurnal HR, nocturnal HR, daily HR, weekly HR, monthly HR and 3-monthly HR, respectively. Examples in figure 3 show the difference of Kernel 95% and MCP 95% HR methods. The Kernel density estimator did not discard 5% of

the data when the sample sizes were small for the diurnal, nocturnal and daily timings. This resulted in relatively large HRs. With larger sample sizes (weekly, monthly and 3-monthly) and a discarded 5% of the data, HRs appeared more stable and realistic.

Cat 9 had the largest diurnal HR (22 ha Ker-

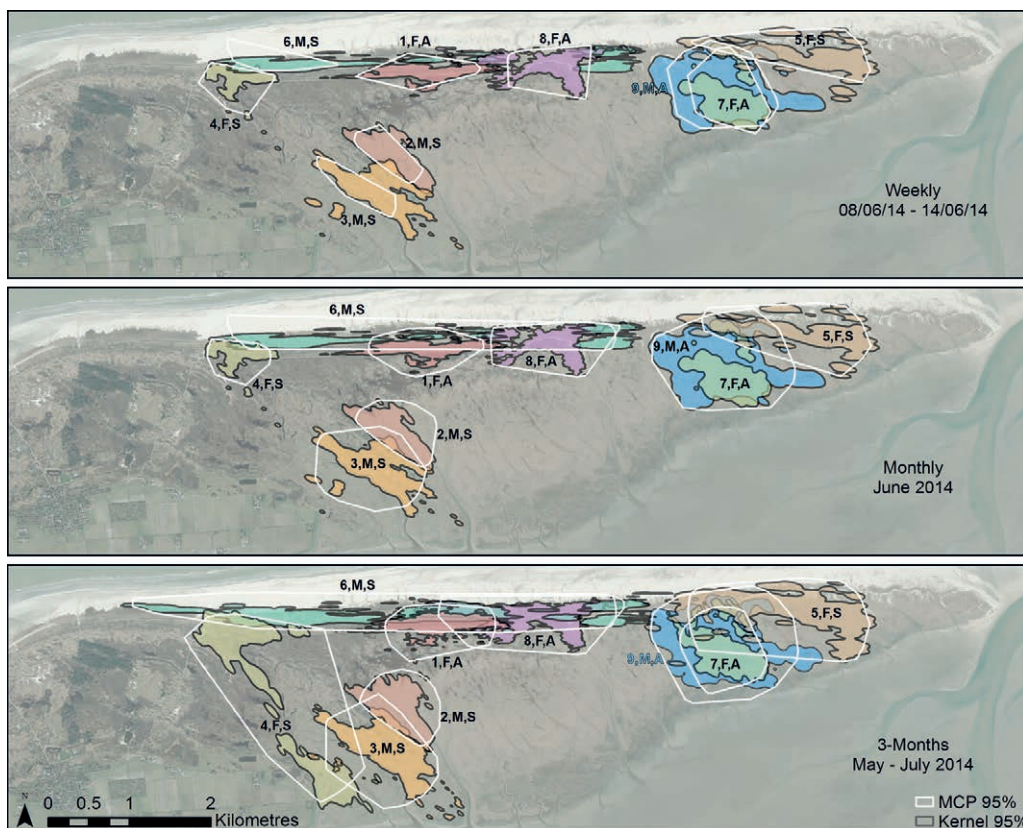


Figure 4. Different temporal Kernel 95% and MCP 95% home ranges of cats ($n=9$) on Schiermonnikoog. 1-9 = cat ID, A-S = adult - subadult, M-F = male-female.

nel 95%). The HR of cat 7 (female) and 9 (male) showed the highest overlap compared to other cats (they fully overlapped for three months (figure 4)), and these cats were observed to mate in May. Cat 2 and 3 (both males) hardly overlapped while living close to each other. The HR expansion of cat 4 showed that she made some sallies in southern direction. In three months' time she showed expansion of her HR in SSE direction, close to cat 3, but with negligible overlap. Finally, the largest Kernel 95% 3-monthly HR was from male cat 6 (6.8 km²) with a very elongated HR, overlapping at least three other HRs.

In table 3 the average HR sizes are presented for each individual cat. For all three HR methods the males appeared to have larger HR than females, but this was not

statistically significant (Mann-Whitney U: range 7.0-10.0, $n_1=5$, $n_2=4$, two-tailed P -values: range 0.462-1.000). Subadults appeared to have smaller HR sizes than adults, except for monthly or 3-month HR where the subadults had similar or bigger HR sizes, but none of these differences were statistically significant (Mann-Whitney U: range 4.0-7.0, $n_1=5$, $n_2=4$, two-tailed P -values: range 0.142-0.462). The largest Kernel 95% 3-monthly HR was from the large adult male cat 9 (140 ha), followed by female cat 5 (110 ha). The smallest was from female cat 1 (37 ha), followed by subadult male cat 2 (48 ha). For the MCP 95% method the female cat 4 had the largest HR (289 ha), more than two times the size of her Kernel 95% HR (111 ha). Male cat 2 had the smallest MCP 95% HR

Table 3. Average HR size (ha) for different cats, sexes, ages and periods, using Kernel 95%, MCP 95% and MCP 100% density estimator methods. *M*=average; *n*=sample size; *sd*=Standard Deviation.

		Diurnal			Nocturnal			Day			Week			Month			3-Month		
	Sex, age	<i>M</i>	<i>n</i>	<i>sd</i>	<i>M</i>	<i>n</i>	<i>sd</i>	<i>M</i>	<i>n</i>	<i>sd</i>	<i>M</i>	<i>n</i>	<i>sd</i>	<i>M</i>	<i>n</i>	<i>sd</i>	<i>M</i>	<i>n</i>	<i>sd</i>
Kernel 95%	Male	9	4	9	22	4	19	19	4	17	52	4	34	75	4	36	90	4	39
	Female	6	5	5	17	5	10	12	5	4	36	5	13	55	5	21	74	5	29
	Adult	12	4	8	21	4	18	20	4	16	48	4	37	64	4	42	76	4	42
	Subadult	4	5	3	18	5	11	11	5	5	40	5	11	64	5	18	85	5	25
	Overall	7	9	7	20	9	14	15	9	11	43	9	24	64	9	29	81	9	33
MCP 95%	Male	7	4	7	11	4	9	19	4	16	66	4	40	120	4	60	161	4	81
	Female	5	5	4	9	5	5	12	5	3	59	5	23	95	5	34	155	5	89
	Adult	9	4	7	11	4	9	19	4	16	65	4	40	96	4	50	124	4	60
	Subadult	3	5	2	9	5	5	11	5	4	60	5	23	114	5	46	185	5	90
	Overall	6	9	5	10	9	7	15	9	11	62	9	29	106	9	46	158	9	80
MCP 100%	Male	8	4	9	12	4	10	23	4	19	80	4	41	149	4	56	203	4	73
	Female	6	5	4	10	5	5	16	5	4	74	5	26	133	5	54	208	5	104
	Adult	11	4	8	12	4	10	23	4	18	78	4	42	119	4	49	160	4	56
	Subadult	3	5	2	10	5	6	15	5	5	76	5	25	157	5	52	243	5	92
	Overall	7	9	6	11	9	7	19	9	13	77	9	31	140	9	52	206	9	86

(62 ha). It is also remarkable that the Kernel 95% method showed a larger size for nocturnal HR (~30 fixes) than for the daily HR (~96 fixes). The difference between nocturnal and diurnal HR was very close to significance (with 90% confidence) for all three methods ($Z=-1.955$, $P=0.051$). The spread (*sd*) for nearly all HR estimations is remarkably high.

A total of 23,283, 6,108 and 44,618 suitable displacement measurements were used to calculate an activity pattern for night, early morning and day, respectively. Figure 5 depicts how the average displacement of all cats changed during the daily cycle. The cats appeared to displace more during the night (44.57 m, *sd*=66.17) than during the day (22.29 m, *sd*=39.68) and there was hardly any displacement during the early morning (13.41 m, *sd*=32.24). The result of the LMM analysis showed that the average displacement per 15 minutes differed significantly between the three daily periods (LMM; $F(2,10)=29.167$, $P<0.001$), but not between sex or age classes. Pairwise comparison showed that night displacement differed significantly from day (LMM; ± 24.71 m, *se*=4.45, 10, $P<0.001$) and early morning displacement (LMM; ± 32.55

m, *se*=4.45, 10, $P<0.001$), but day and early morning did not (LMM; ± 7.84 m, *se*=4.45, 10, $P=0.108$). Thus, day and early morning data were merged for further analyses of habitat use.

All day and night fixes were used for the representation in figure 6. A total of 600 GPS fixes per period (day or night) were randomly selected to calculate the habitat use per cat for statistical analysis with a chi-square test. Habitat class 'Other' accounted for less than 2% of the data and was discarded. The habitat use results showed no clear overall pattern. Cat 1 and 4 mainly used dune habitat, cat 2 and 3 mainly used salt marsh and for cats 5-9 the use of dunes or salt marsh was similar. The results of the chi-square tests showed that for eight cats the habitat use significantly differed between day and night (χ^2 ; 28.6- 111.3, *df* 4-5, $P<0.001 - 0.003$). Cats 3-7 and cat 9 showed an increase of 'Salt Marsh & Low Herb/Shrub' use during the night by 24%, 1%, 6%, 14% 2% and 17%, respectively (figure 6). Cat 3 appeared to specialise on this habitat during the night. A decrease of 'Saltmarsh & High Herb' usage during the night was observed for cats 2-7 and with -10%, -23%, -2%, -2%, -1%, -6% and -3%

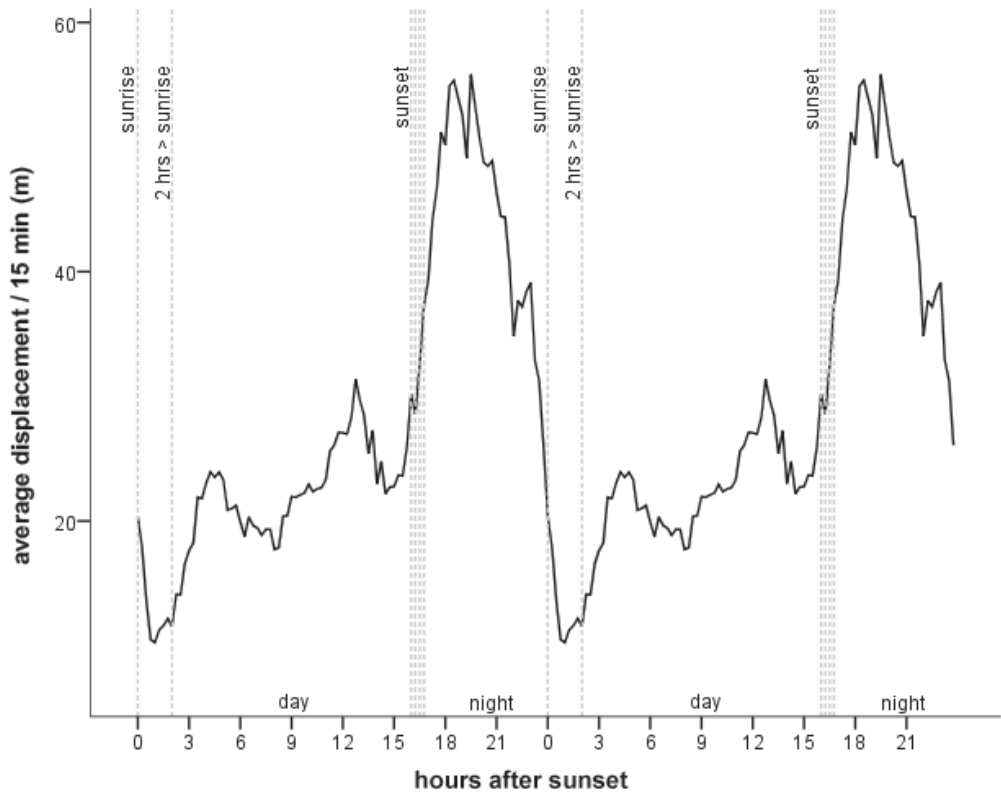


Figure 5. Average displacement per 15 minutes for all cats during the circadian cycle from May-July. The areas between dashed lines indicate the three periods, night, day and early morning. The sunrise in the study period was between 05:03 and 05:51 and the sunset between 21:12 and 22:10 (CET +02:00).

respectively. For the dune habitats no obvious day-night pattern was observed.

The difference in migration (distances between the consecutive mean centres per day, figure 2) and displacement (sum of distance between fixes) patterns between the cats are visualised in figure 7. Two obvious patterns of cat 6 and cat 9 emerge. Cat 6 migrated each day over relatively large distances, but during the day it hardly displaced compared to other cats. Cat 9 showed a similar daily migration distance as cat 6, but also displaced a lot during the day; on average, it covered more than four kilometres during the day. There is a large variation between cats and no clear patterns or clustering (adult/subadult or male/female) could be recognised.

A total of 160 scats were analysed for prey remains (table 4 and figure 8). The vole was the main prey species found (189 individuals, 52.6%). No large diet shifts could be identified when compared to previous years. A small decrease in voles and Leporidae and an increase in small birds could be identified for the 'relative frequency' measured in 2014. The result from the differentiation of the Leporidae species showed 5% rabbit remains in the scats. After the correction of the Leporidae species eaten (assumed that several scats contained one prey) the numbers dropped from 9 to 4 for hares and from 18 to 5 for rabbits. It was found that the 'relative frequency corrected' of hares became 1.2% and for rabbits 1.5% (figure 8). When the relative 'volume of

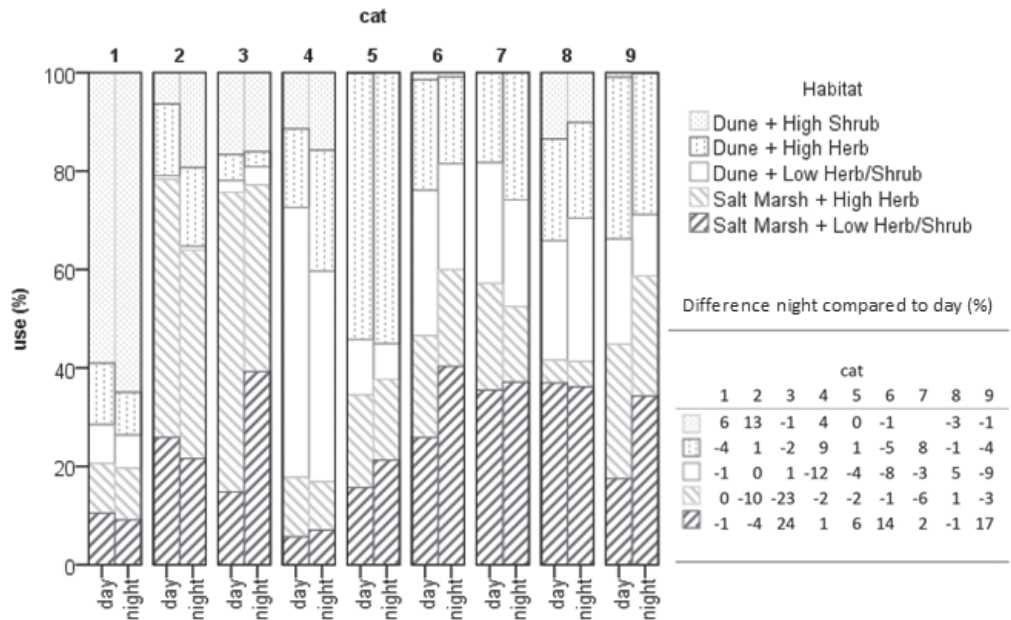


Figure 6. Habitat use per cat per daily period.

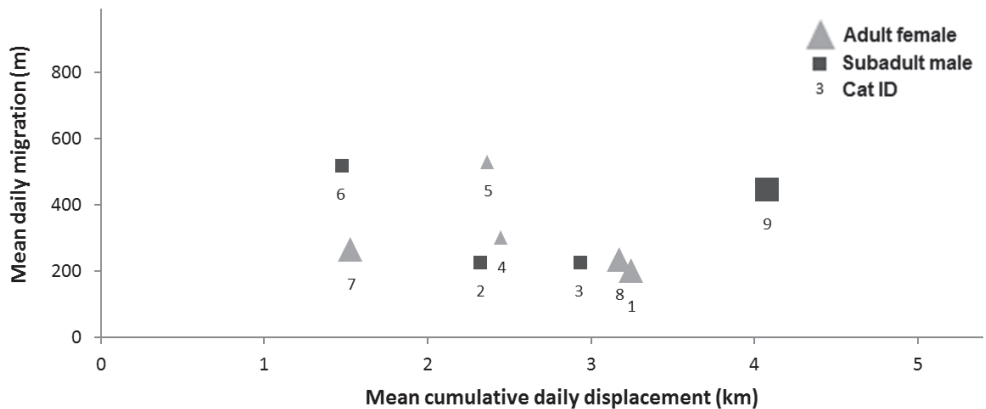


Figure 7. Migration vs displacement behaviour, indicating variances between cats. Square = male, triangle = female, small icon = subadult, large icon = adult.

prey ingested' was compared with the 'relative frequency corrected' (figure 8) the nine hares and rabbits took up more than 50% of the total volume ingested by the cats.

During the small mammal trapping session 104 animals were caught in total. The captures consisted of 81 unique individuals: 36 wood mouse (*Apodemus sylvaticus*), 33 greater white-toothed shrew (*Crocidura russula*) and 12 voles.

After calculation, this resulted in a 'relative volume of prey present' value of 5.1% for voles and 19% for mice and shrews (figure 8). Wood mouse was the most caught small mammal (36), but represented only 5% of the total 'relative frequency' of prey ingested (table 4). The calculation of the present volume of birds in the area resulted in a value of 15%. Hares came out high with a value of 61%. If the relative 'volume

Table 4. Results from scat analysis, compared with previous years. For 2014 the Leporidae total is the sum of Leporidae sp., hare and rabbit.

	year	Number of scats	Vole	Mice	Shrew	Rat	Leporidae Unknown	Hare	Rabbit	Leporidae total	S-birds	M-birds	L-birds	Insect	Total
Frequency of occurrence	2011	180	241	13	26	10	-	-	-	61	27	21	8	3	410
	2012	120	151	1	9	0	-	-	-	45	15	11	5	1	238
	2014	160	189	18	33	15	11	9	18	38	45	21	0	0	359
Relative frequency %	2011	180	58.8	3.2	6.3	2.4	-	-	-	14.9	6.6	5.1	2.0	0.7	100
	2012	120	63.7	0.4	3.8	0.0	-	-	-	19.0	6.3	4.6	2.1	0.0	100
	2014	160	52.6	5.0	9.2	4.2	3.1	2.5	5.0	10.6	12.5	5.8	0.0	0.0	100

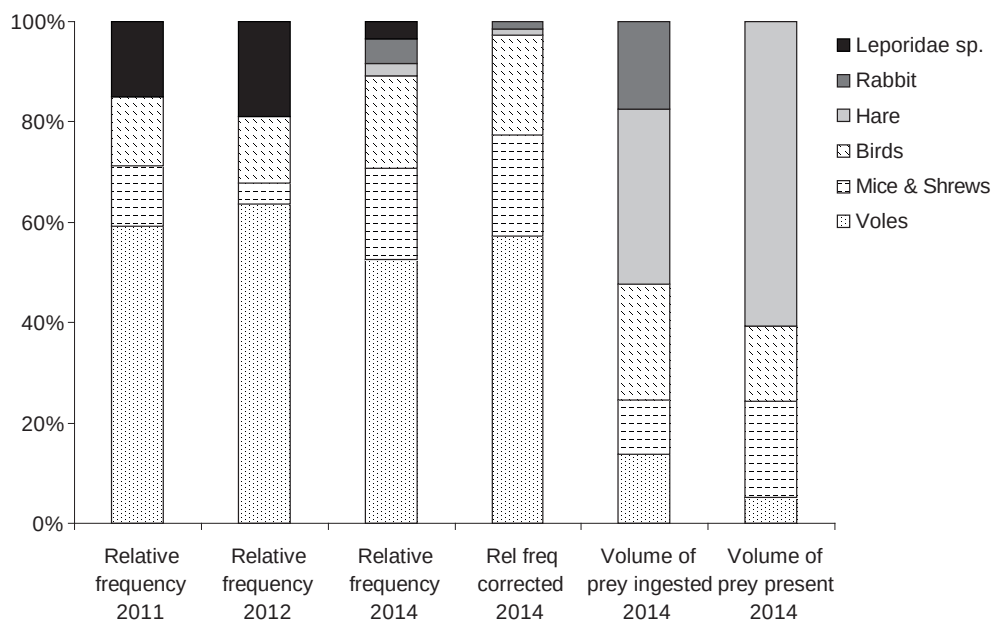


Figure 8. Relative frequency of different prey groups found in scats for three years and corrected relative frequency, volume of prey ingested and volume of prey present in research area.

of prey present' was compared to the 'volume of prey ingested' it could be seen that cats ingest (relatively) more voles and birds than present, and (relatively) less mice, shrews and hares. Because no rabbit and rat data were available it must be noted that those potential prey species were not included in this comparison.

Discussion

Trapping

The trapping sessions were very successful, with one cat per 67 trapping hours. Langeveld (1987) caught one cat per 2184 trapping hours at Schiermonnikoog. Several factors could

explain this substantial difference. Firstly, Langeveld applied many techniques to catch the cats and several types of bait, but the use of sardines in oil and a fish scent were not mentioned. Secondly, Langeveld did not apply prebaiting, whereas we used a four month prebaiting period. A final reason could be a larger cat population, which increased from about 34 in 1986 to about 50 in 2010 (Langeveld 1987, op de Hoek 2012). Indeed, our results indicate that cats successfully reproduce in the research area, because the majority of the cats caught in November/December were young cats, most likely born in the same year.

The cats' bodyweight ranged between 2.4–4.6 kg. Hence, we found no indication that feral cats are heavier than regular house cats (~4.5 kg; Leray et al. 2006). On average the re-caught cats gained weight by 0.52 kg, i.e. in the (early) summer season. This was relatively high compared to weight changes observed in other studies, such as Bengsen et al. (2012), who found a 14% bodyweight reduction during a Mediterranean winter on Kangaroo island (South-Australia), or Bridges et al. (2015), who found a 0.01 kg bodyweight gain (range between -0.81 and 0.94 kg), also during a Mediterranean winter on San Clemente Island (California, USA). Our observed weight gain is probably best explained by the higher availability of prey on Schiermonnikoog in summer compared to winter.

Home ranges

We found that the average HR size of males was not significantly larger than HR size of females, which is in line with other GPS studies on feral cats. Bridges et al. (2015) found an average Kernel 95% HR size of 168 ha for males and 132 ha for females (not significantly different). Bengsen et al. (2012) mentioned much larger average HRs for males (838 ha) than females (516 ha) using the MCP 100% HR, but differences were also not statistically signifi-

cant. Thomas et al. (2014) showed a daily average MCP 95% HR of 1.94 ha, which is much smaller compared to our research (15 ha), but also here no significant difference between male and female was found. Similar to our research, they also found that the nocturnal HR (2.74 ha) was larger than the diurnal HR (1.84 ha). This was also found by Metsers et al. (2010) for two of their study sites on domestic cats. This shows that the cats on Schiermonnikoog appear to use the more usual nocturnal lifestyle. A nocturnal lifestyle may indicate that preferred prey on Schiermonnikoog are mostly nocturnal, such as rabbit, hares and small rodents, and not day-active species, such as birds. However, feral cats are known to be very flexible with their daily activity pattern and can even change to a diurnal lifestyle (Fitzgerald & Turner 2000).

Daily activity pattern, habitat use & locomotive behaviour

The daily activity patterns show a larger displacement distance during the night, again suggesting more nightly activity and a nocturnal lifestyle. Our results are much in line with those of Langham (1992) who found that cats moved significantly further between dusk and dawn. We found a very low average displacement distance right after sunrise, with low activity between 0.5 and two hours after sunrise (figure 5), suggesting a period of rest. A reason could be the energy conservation of both prey and cats during this relatively cold time of day (Campbell & Reece 2005). Kestler & Wilson (2014) found a similar pattern using acceleration data from a subset of the cats in our study. The cats spent more time on the inactive behaviour laying down during dawn and less during dusk.

Habitat use varied largely between individual cats. This can firstly be explained by the fact that cats are generalists that can easily adapt to many environmental factors (Liberg et al. 2000, Turner 2014). According

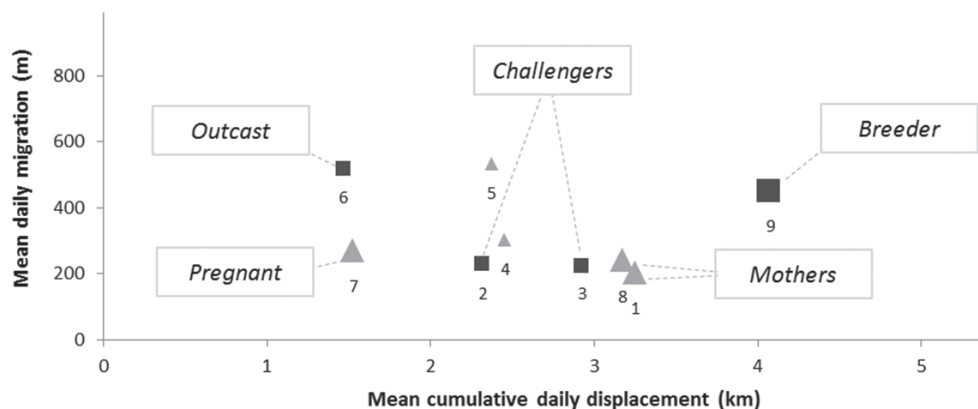


Figure 9. Scatterplot showing the relation between mean daily migration and mean cumulative daily displacement, and identifying different categories of behaviour. Square = male, triangle = female, small icon = subadult, large icon = adult.

to Liberg et al. (2000), a cat may increase its HR if it cannot find enough resources (e.g. food). These authors found a strong correlation between cat density and home range size ($r^2 = 0.9$). As an example they mentioned that cats may live around garbage disposal bins or fish dumps when densities are high (>100 cats/km²) but also when densities are much lower (<5 cats/km²) and food is scarce. Six cats showed a slight preference for 'Salt Marsh & Low Herb/Shrub' which could suggest that they hunt on nocturnal prey in that habitat. It is known that rabbits and hares prefer to forage on short vegetation (Drees et al. 2007, Kuijper & Bakker 2008), and are also night-active. So, it is well possible that cats go out at night to prey on rabbits and hares in this habitat.

Natal dispersal happens mainly with young males, and much less with young females as they are longer accepted by the mother than young males (Liberg 1980). Young males migrate large distances away from the natal area and are called 'outcasts'. They will settle at a location where no harassment of 'breeders' (big dominant, settled, males) will occur. Once settled they fall in the category 'challengers' (mostly 2-3 years old) and will increasingly challenge 'breeders' (Liberg 1980, Kerby & Macdonald 1988). According to Liberg et al. (2000), the success of mating is strongly cor-

related with the dominance, age and weight of the males, indicating that outcasts and challengers have to gain weight and age before they can outcompete a breeder. In this study two breeders (cat 0 and cat 9) and three young males were caught (cat 2, 3, 6), and the latter were expected to be outcasts or challengers. We tried to identify these two categories from the migration vs displacement behaviour (figure 9). Cat 2 and 3 are not searching for a new area to settle (low daily migration) and could be called challengers. Cat 6 does migrate long distances presumably in search of a new area to settle. He does not displace much, probably to prevent confrontations with a breeder (cat 0), which is roaming that area as well (personal observation). Cat 9 is a breeder, a dominant heavy adult male (4.1 kg) that roams the area, displacing large distances in search of females. Similar cases were found in the study of Langham (1992). Cat 8 was known to have kittens during the time of study so she stayed relatively close to her litter (low daily migration). Nevertheless she had to catch food for her youngsters, so she showed a large displacement. Cat 1 is presumed to have kittens, supported by the fact that she comes out on the same location in the scatter plot (figure 9). Cat 7 was observed mating with cat 9 in May 2014, and was assumed to be pregnant dur-

ing the largest time of study. It is known that female cats become less active as parturition nears and thus the average displacement was expected to be lower during the gestation phase (9 weeks) (Hart & Hart 2014). Indeed, cat 7 showed a relatively low average displacement during this study.

Diet and prey presence

Our scat analyses show that the diet of the cats remained relatively stable over the last three years of study (~70% small rodents; ~15% Leporidae spp.; ~15% birds) (op de Hoek 2012, Maris 2013). However, a new insight from our Leporidae hair analysis is that cats on Schiermonnikoog do eat hares and rabbits, although it turned out to be ambiguous to properly translate frequency of scats found with Leporidae hairs to individuals eaten. We applied a conservative method in our study that could have resulted in an underestimation of individuals eaten. The calculation from frequency of prey to volume of prey is very rough and needs more fine-tuning e.g. by inclusion of age of the prey eaten, given that cubs and juveniles are much lighter than adults.

For the estimation of prey presence some assumptions were made that need to be taken into consideration. Firstly, for the small mammal density estimation it was assumed that all present species on a transect would have the same chance to be caught. However, it is known that species like voles are trap-shy which can lead to an underestimation of their density (Gurnell & Flowerdew 2006). Secondly, it was assumed that all present prey items would be equally available for the cats. However, prey availability is not the same as prey presence. For example, in dense thorny shrub thickets prey presence may be high but physically out of reach for cats. Thirdly, it was assumed that the availability of prey does not fluctuate during the season. However, it is known that chicks of birds only become available when hatched, and densities of mice are

the highest in autumn and lowest in early spring (Gurnell & Flowerdew 2006). Finally, it was assumed that the numbers of birds in 2014 were similar as in 2012 (Klemann & Kleefstra 2012) while this may not have been the case. Yet, despite these assumptions, we still believe that our study is valuable as it gives insights in prey selection and nutritional choices of feral cats.

Conclusions

This study gives new insights in the spatial ecology and behaviour of feral cats in a natural part of the Dutch Waddensea island of Schiermonnikoog. The cats showed a nocturnal lifestyle during the study period: they are more active during the night and their nocturnal HR is generally bigger. Males do not have a larger HR than females. Each cat had an individual specific habitat use and no indication of a preferred habitat was recognised. The diurnal and nocturnal habitat use does differ significantly, and we found a small preference for the short salt marsh vegetation during the night. This could suggest that cats hunt on prey (e.g. Leporidae) foraging in that habitat during the night. Although the methods used to relate two spatial behaviour variables and to identify different behavioural categories (breeders vs challengers) was exploratory, they proved to work relatively well and may be a useful tool to implement for future animal tracking studies. The scat analyses showed no large shifts in diet compared to previous years: voles remained the main source of prey. Nevertheless, sufficient bird remains were found in the scats (23% of the total volume of prey ingested) indicating that feral cats are still a potential threat for the bird population. The recalculation of frequency of prey into volume of prey showed that Leporidae species are a bigger part of the diet as initially thought. Our findings shed more light on the behaviour of freely roaming cats in a Dutch Waddensea ecosystem.

Acknowledgements: We thank Van Hall Larenstein University of Applied Sciences in Leeuwarden (VHL) for the financial support. Natuurmonumenten Schiermonnikoog, Coördinatie College Wetenschappelijk Onderzoek, and Oebele Dijk are thanked for the help with different field logistics and the permissions. Thanks to Corine Oomkes, Ilse Hendriksen, Rick Heeres, Stephan Warnaar, Margerita Wilson, Julia Kestler, Diliانا Welink, Marjolein van Dieren, Jillian Groeneveld, Jeroen Evertsen, Tim Jak, Rick Heeres and Tjitse op de Hoek for the field work. Romke Kleefstra is thanked for the bird data and two anonymous reviewers for their constructive comments on an earlier draft of this paper. Finally we thank Sharon Boekhout, Martijn Weterings, Theo Meijer, Henry Kuipers, Marijke Drees, Jasja Dekker and Arno van der Ende for the brainstorm sessions.

References

- Bengsen, A.J., J.A. Butler & P. Masters 2012. Applying home-range and landscape-use data to design effective feral-cat control programs. *Wildlife Research* 39 (3): 258.
- Berendse, F. 2011. *Natuur in Nederland*. Stichting Uitgeverij KNNV, Zeist, the Netherlands.
- Beyer, H.L. 2012. *Geospatial Modelling Environment*. Version 0.7.3.0. <http://www.spatialecology.com/gme>.
- Bradshaw, J.W.S., R.A. Casey & S.L. Brown 2012. *The behaviour of the domestic cat*. 2nd ed. CABI Publishing, Oxfordshire, UK.
- Bridges, A.S., J.N. Sanchez & D.S. Biteman 2015. Spatial ecology of invasive feral cats on San Clemente Island: implications for control and management. *Journal of Mammalogy* 96 (1): 81–89.
- Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24 (3): 346–352.
- Campbell, N.A. & J.B. Reece 2005. *Biology*. 7th ed. Pearson Education, San Francisco, USA.
- Courchamp, F., J.L. Chapuis & M. Pascal 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 78 (3): 347–383.
- de Jong, J. 2003. De eerste veldmuizen op Schiermonnikoog. *Vanellus* 2003 (6): 138–139.
- Del Raye, G. 2014. *LatLon Methods for representing geographic coordinates*. Version 1.0.2. URL: <https://pypi.python.org/pypi/LatLon/1.0.2>; viewed 8 December 2017.
- Dickman, C.R., R.L. Pressey, L. Lim & H.E. Parnaby 1993. Mammals of particular conservation concern in the Western division of New South Wales. *Biological Conservation* 65 (3): 219–248.
- Drahtexpress 2013. URL: <http://www.drahtexpress.de/shop-UKracht15.html>; viewed 8 December 2017.
- Drees, M., H. Goddijn, S. Broekhuizen, J. Dekker & D. Klees 2007. *Wilde konijnen*. Stichting Uitgeverij KNNV, Zeist, the Netherlands.
- ESRI 2014. *ArcGIS Desktop: Release 10.2.1*.
- e-obs digital telemetry 2010. *Factsheet Small GPS-collars*, Grünwald, Germany.
- Fitzgerald, B.M. & D.C. Turner 1988. Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations. In: D.C. Turner & P. Bateson (eds). *The domestic cat: the biology of its behaviour*: 151–176. First ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fitzgerald, B.M. & Turner, D.C. 2000. Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations. In: D.C. Turner & P. Bateson (eds). *The domestic cat: the biology of its behaviour*: 151–175. Second ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- FREE Nature 2011. *Beheer- en inrichtingsplan “plus” Nationaal Park Schiermonnikoog 2011–2022*. Provincie Fryslân en Overlegorgaan Nationaal Park Schiermonnikoog. FREE Nature, Beuningen, the Netherlands.
- Gannon, W.L. & R.S. Sikes 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 88 (3): 809–823.
- Gillies, S.C. 2014a. *Fiona reads and writes spatial data files*. Version 1.5.1. URL: <https://pypi.python.org/pypi/Fiona/1.5.1>; viewed 8 December 2017.
- Gillies, S.C. 2014b. *Shapely Geometric objects, predicates, and operations*. Version 1.5.7. <https://pypi.python.org/pypi/Shapely/1.5.7>; viewed 8 December 2017.
- Gurnell, J. & J.R. Flowerdew 2006. *Live trapping small mammals: a practical guide*. Fourth ed. The

- Mammal Society, London, UK.
- Hall, L.S., P.R. Krausman & M.L. Morrison 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25 (1): 173–182.
- Hart, B.L. & L.A. Hart 2014. Normal and problematic reproductive behaviour in the domestic cat. In: D.C. Turner & P. Bateson (eds). *The domestic cat: the biology of its behaviour*: 27-36. Third ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hayne, D.W. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy* 30 (1): 1–18.
- Hofman, M. & J. Postma 2006. *Katten (Felis catus) in de duin- en kweldergebieden van Ameland*. Grootte, samenstelling en herkomst van de populatie. BSc Thesis. University of Applied Sciences Van Hall Larenstein, Leeuwarden, the Netherlands.
- Husson, A.M. 1962. Het determineren van schedelresten van zoogdieren in braakballen van uilen. *Zoologische bijdragen* 5: 3–71.
- IBM Corporation 2013. *IBM SPSS Statistics for Windows*. Version 22.0. Armonk, New York, USA.
- Jansman, H.A.H. & G.J.D.M. Müskens 2001. *Sectieresultaten verwilderde katten Vlieland*. Alterra, Wageningen, the Netherlands.
- Jones, M.C., J.S. Marron & S.J. Sheather 1996. A brief survey of bandwidth selection for density estimation. *Journal of the American Statistical Association* 91 (433): 401–407.
- Kerby, G. & D.W. Macdonald 1988. Cat society and the consequences of colony size. In: D.C. Turner & P. Bateson (eds). *The domestic cat: the biology of its behaviour*: 67-81. Second ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kestler, J. & M. Wilson 2014. Acceleration derived feral cat (*Felis catus*) behaviour during ground nesting bird-breeding season on the island of Schiermonnikoog. BSc Thesis. University of Applied Sciences Van Hall Larenstein, Leeuwarden, the Netherlands.
- Klemann, M. & R. Kleefstra 2012. *Broedvogels van Schiermonnikoog in 2012*. Rapport 2012/37. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, the Netherlands.
- Koelman, R.M. 2007. *Handleiding inventarisatie noordse woelmuis m.b.v. inloopvallen*. Zoogdiervereeniging VZZ, Arnhem, the Netherlands.
- Kuijper, D.P.J. & J.P. Bakker 2008. Unpreferred plants affect patch choice and spatial distribution of European brown hares. *Acta Oecologica* 34 (3): 339–344.
- Lammertsma, D.R., R. Janssen, J. van der Hout & H.A.H. Jansman 2011. *Huiskatten in natuurgebieden: Kan TNR hybridisatie met de Wilde kat voorkomen?* Rapport 2263. Alterra, WUR, Wageningen, the Netherlands.
- Langeveld, M.J. 1987. *Veldkatten op Schiermonnikoog*. MSc Thesis. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, the Netherlands.
- Langham, N.P.E. 1992. Feral cats (*Felis catus* L.) on New Zealand farmland. II. Seasonal activity. *Wildlife Research* 19: 707–720.
- Laver, P.N. & M.J. Kelly 2008. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management* 72 (1): 290–298.
- Leray, V., B. Siliart, H. Dumon, L. Martin, R. Sergheraert, V. Biourge & P. Nguyen 2006. Protein intake does not affect insulin sensitivity in normal weight cats. *Journal of Nutrition* 136 (7): 2028S–2030S.
- Liberg, O. 1980. Spacing patterns in a population of rural free roaming domestic cats. *Oikos* 35 (3): 336–349.
- Liberg, O., M. Sandell, D. Pontier & E. Natoli 2000. Density, spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cats and other felids. In: D.C. Turner & P. Bateson (eds). *The domestic cat: the biology of its behaviour*: 119-147. Second ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Long, J.L. 2003. *Introduced mammals of the world: their history, distribution & influence*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Maris, J. 2013. Does the diet of feral housecats (*Felis catus*) shift during seasons on the island Schiermonnikoog? MSc Thesis. University of Groningen, Groningen, the Netherlands.
- McGregor, H.W., S. Legge, J. Potts, M.E. Jones & C.N. Johnson 2015. Density and home range of feral cats in north-western Australia. *Wildlife Research* 42: 223–231.
- Medina, F.M., E. Bonnaud, E. Vidal, B.R. Tershy, E.S. Zavaleta, C. Josh Donlan, B.S. Keitt, M. Corre, S.V. Horwath & M. Nogales 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered

- vertebrates. *Global Change Biology* 17 (11): 3503–3510.
- Metsers, E.M., P.J. Seddon & Y.M. van Heezik 2010. Cat-exclusion zones in rural and urban-fringe landscapes: How large would they have to be? *Wildlife Research* 37 (1): 47–56.
- Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37 (1): 223–249.
- Natoli, E. 1985. Spacing patterns in a colony of urban stray cats (*Felis catus* L.) in the historic centre of Rome. *Applied Animal Behaviour* 14 (3): 289–304.
- Niewold, F.F.J. 1986. Voedselkeuze, terreingebruik en aantalsregulatie van in het veld opererende huiskatten *Felis catus* L. 1758. *Lutra* 29 (1): 145–187.
- op de Hoek, T. 2012. Estimating population size and ecosystem effects of feral cats at the Schiermonnikoog nature reserve. MSc Thesis. University of Groningen, Groningen, the Netherlands.
- Powell, R.A. & M.S. Mitchell 2012. What is a home range? *Journal of Mammalogy* 93 (4): 948–958.
- Pranger, D.P. & M.E. Tolman 2012. Toelichting bij de Vegetatiekartering Schiermonnikoog 2010. Rijkswaterstaat - DID (= Data-ICT-Dienst), Delft, the Netherlands.
- Python Software Foundation 2013. Python Language Reference. Version 2.7. URL: <http://www.python.org>; viewed 8 December 2017.
- R Core Team 2015. R: A language and environment for statistical computing. Version 3.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org>; viewed 8 December 2017.
- Recio, M.R., R. Mathieu, P. Denys, P. Sirguy & P.J. Seddon 2011. Lightweight GPS-tags, one giant leap for wildlife tracking? An assessment approach. *PloS ONE* 6 (12): e28225. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028225>.
- Recio, M.R. & P.J. Seddon 2013. Understanding determinants of home range behaviour of feral cats as introduced apex predators in insular ecosystems: a spatial approach. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 67 (12): 1971–1981.
- Schai-Braun, S.C., H.G. Rödel & K. Hackländer 2012. The influence of daylight regime on diurnal locomotor activity patterns of the European hare (*Lepus europaeus*) during summer. *Mammalian Biology* 77 (6): 434–440.
- Teerink, B.J. 1991. Hair of West-European mammals. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- The Wildlife Trusts, Species A to Z. URL: <http://www.wildlifetrusts.org/wildlife/species-a-z>; viewed 8 December 2017.
- Thomas, R.L., P.J. Baker & M.D.E. Fellowes 2014. Ranging characteristics of the domestic cat (*Felis catus*) in an urban environment. *Urban Ecosystems* 17 (4): 911–921.
- Turner, D.C. 2014. Social organisation and behavioural ecology of free-ranging domestic cats. In: D.C. Turner & P. Bateson (eds). *The domestic cat: the biology of its behaviour*: 63–70. Third ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- van der Ende, J.M. 2015. Spatial ecology and prey choice of tagged feral cats on Schiermonnikoog. MSc Thesis. UNIGIS Amsterdam, Amsterdam, the Netherlands.
- van Wieren, S.E., M. Wiersma & H.H.T. Prins 2006. Climatic factors affecting a brown hare (*Lepus europaeus*) population. *Lutra* 49 (2): 103–110.
- Wilson, D.E., F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran & M.S. Foster 1996. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals. Smithsonian Books, Washington, DC, USA.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70 (1): 164–168.
- Zoogdiervereeniging, Zoogdieren A-Z. URL: <http://www.zoogdiervereeniging.nl/Zoogdieren> A-Z; viewed 8 December 2017.

Samenvatting

Ruimtelijke ecologie en prooikeuze van gezenderde verwilderde katten op Schiermonnikoog

De verwilderde katten (*Felis catus*) populatie die leeft op Schiermonnikoog, kan een potentiële bedreiging vormen voor de lokale populaties van verschillende prooi-soorten. Om meer inzicht te verkrijgen in de ruimtelijke ecologie

van deze invasieve predator zijn tien verwilderde katten voorzien van een GPS-halsbandzender en gevolgd van mei tot juli 2014. Er werden ruimtelijke en temporele analyses gedaan. Ten eerste werden de home ranges berekend alsmede de verplaatsing overdag (diurnus) en in de nacht (nocturnus). Daarnaast is het habitatgebruik inzichtelijk gemaakt en is het verplaatsingsgedrag vergeleken tussen de katten. Als laatste is een dieetstudie uitgevoerd. De resultaten laten ten eerste zien dat de gemiddelde home range van de katten 81 ha (Kernel 95%) and 158 ha (MCP 95%) bedraagt. Er was echter geen verschil tussen de geslachten of leeftijdsgroepen, maar de nachtelijke home ranges waren wel groter dan de home ranges overdag. Het habitatgebruik liet zien dat de katten een lichte voorkeur hebben voor korte kweldervegetatie tijdens de nacht. De katten lieten tevens een grotere nachtelijke verplaatsing zien, en de

dagelijkse migratie en cumulatieve verplaatsing varieerde sterk tussen de katten. Tot slot waren hazen (*Lepus europaeus*) het sterkst vertegenwoordigd in het totale geschatte prooigewicht, maar de veldmuis (*Microtus arvalis*) was het meest frequent. Concluderend kan gesteld worden dat katers niet zwaarder en groter waren dan poezen. De lichte voorkeur voor korte kweldervegetatie gedurende de nacht kan betekenen dat katten jagen op prooien die daar graag 's nachts foerageren, zoals hazen en konijnen (*Oryctolagus cuniculus*). De vogelresten in de uitwerpselen van de katten laten een potentiële bedreiging voor de vogelpopulatie zien, maar er is geen indicatie gevonden dat katten actief naar vogels zoeken vanuit de ruimtelijke analyses.

Received: 10 October 2017

Accepted: 27 November 2017



Boom- en steenmarters in Groot-Amsterdam

Edo Goverse¹ & Geert Timmermans²

¹ RAVON, Toernooiveld 1, NL-6525 ED Nijmegen, the Netherlands, e-mail: e.goverse@uva.nl

² Gemeente Amsterdam, P.O. Box 2758, NL-1000 CT Amsterdam, the Netherlands

Abstract: *Pine marten and beach marten in the city of Amsterdam.*

In 1987 the first pine marten (*Martes martes*) was found in Amsterdam, killed by traffic. The second report came in 2004, also a traffic victim. From 2004 on, pine marten was reported almost annually in Amsterdam. In recent years, the number of pine marten reports increased. These included sightings as well as photos taken by camera traps. In 2017, for the first time, a young pine martin was photographed. In 2011 the first beech marten (*Martes foina*), a traffic victim, was reported in the city of Amsterdam, followed by more dead beech martens in 2012 and 2013 in the western part of the city. In 2014, the species was observed alive for the first time, while camera traps captured beech marten from 2016 onwards. In 2017 an immature beech marten was found. It can be concluded that both species have settled in the city of Amsterdam.

Trefwoorden / keywords: boommarter, *Martes martes*, steenmarter, *Martes foina*, Amsterdam

Inleiding

In het verleden werd het voorkomen van boommarter (*Martes martes*) en steenmarter (*Martes foina*) geassocieerd met respectievelijk uitgestrekte bossen en ruraal gebied. Het areaal van de steenmarter begon rond 1980 vanuit het oosten van Nederland gestaag uit te breiden; in 1987 lag de grens bij de Gelderse IJssel en de Maas (Broekhuizen & Müskens 1992). Vanaf dat jaar werden er steeds meer steenmarters gemeld ten westen van de Gelderse IJssel (Broekhuizen & Müskens 2004). In 2012 waren zowel de oostelijke als de zuidelijke Veluwezoom bewoond en kwamen er losse waarnemingen van steenmarters uit de provincies Utrecht, Noord-Holland en Zuid-Holland (Broekhuizen & Müskens 2016).

De aanwezigheid in stedelijk gebied is wat betreft de steenmarter al langer bekend, voor de boommarter is het een betrekkelijk nieuw fenomeen. Amsterdam ligt buiten de van

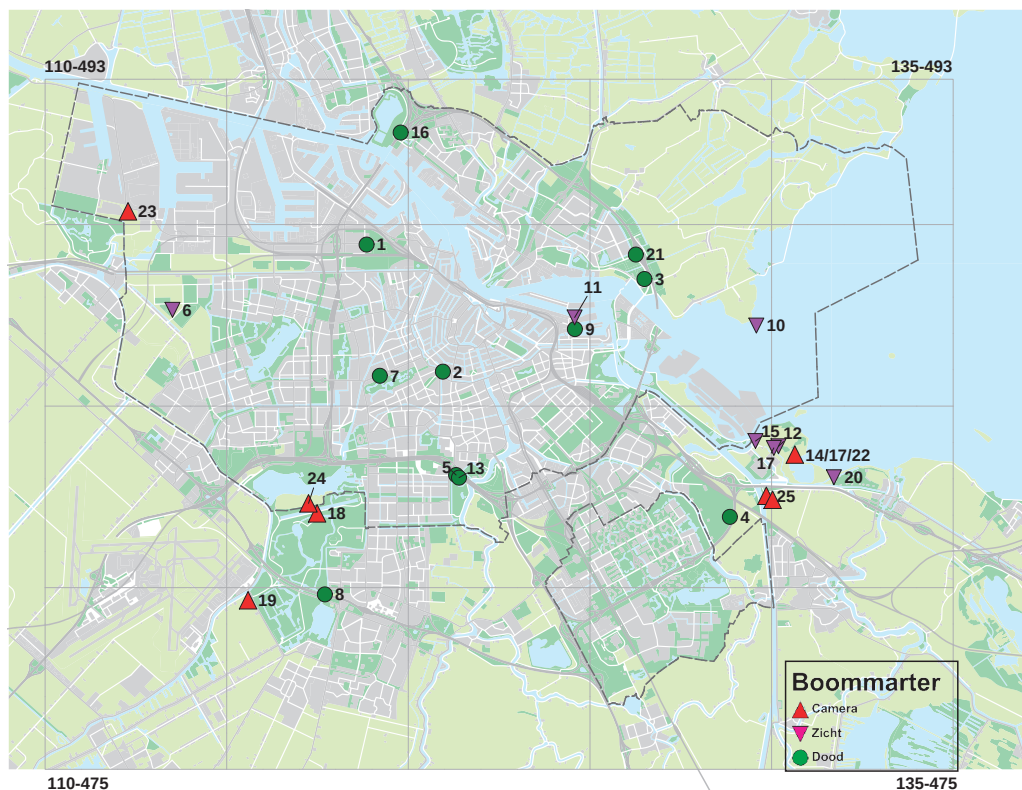
oudsher bekende gebieden waarvan voortplanting van de soorten bekend is. Voor Amsterdam zijn die bekende gebieden Het Gooi/Utrechtse Heuvelrug en mogelijk Kennemerland (Broekhuizen et al. 1990, Müskens & Broekhuizen 1992). Nadien werd duidelijk dat er zowel in Noord- als in Zuid-Kennemerland inderdaad een voortplantende populatie boommarters aanwezig is (Harder 2011, Hamers et al. 2013).

In deze bijdrage worden alle waarnemingen van boom- en steenmarter in de gemeente Amsterdam en aangrenzend gebied besproken, alsmede de ontwikkeling van het voorkomen van beide martersoorten in de gemeente en de mogelijke herkomst van de dieren.

Materiaal en methode

De gehele gemeente Amsterdam, verder aangeduid als Groot-Amsterdam, beslaat 414 km-hokken, waarvan achttien met uitsluitend water (zie de figuren 1 en 2 voor de begrenzing).

© 2017 Zoogdiervereniging. Lutra articles also on the internet: <http://www.zoogdiervereniging.nl>

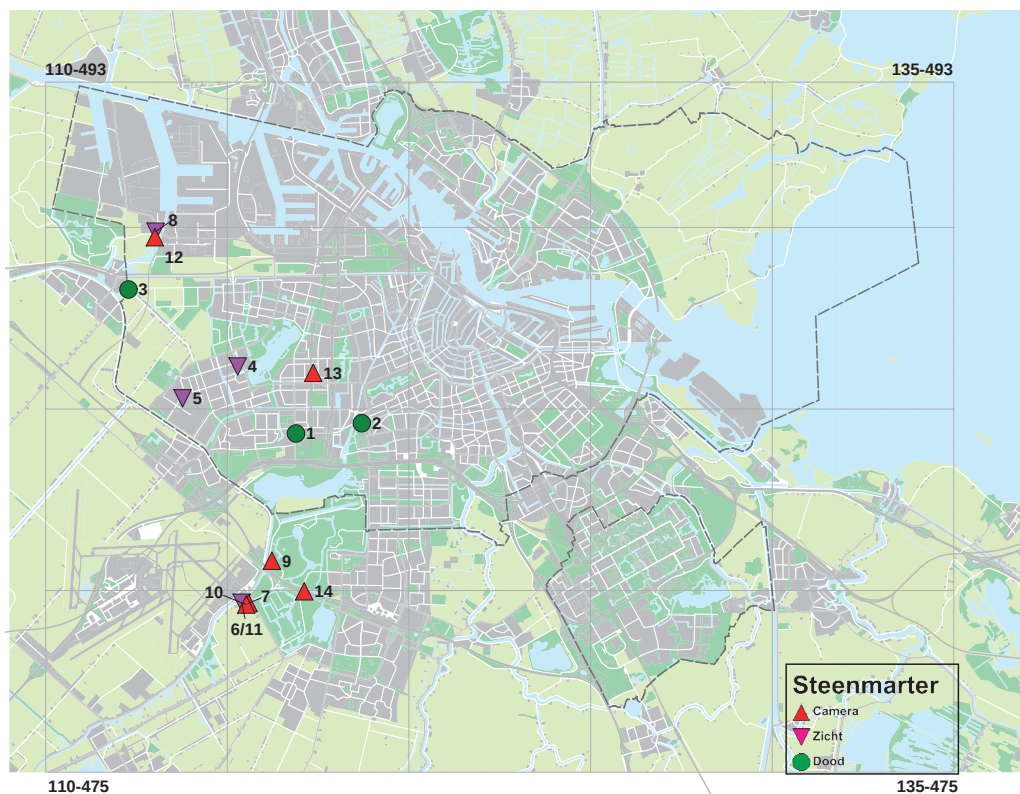


Figuur 1. De locaties van de boommartermeldingen in Groot-Amsterdam tot en met november 2017 (bron NDFP). De onderbroken lijn geeft de gemeentegrens aan.

De waarnemingen bestonden aanvankelijk vooral uit vondsten van dode dieren, voornamelijk verkeersslachtoffers, maar ook werden er enkele toevallige zichtwaarnemingen gedaan, waarvan enkele werden gedocumenteerd met een foto. Veelal kon op grond van de beschrijving wel worden vastgesteld om welke martersoort het ging, maar in een enkel geval was dat niet mogelijk. Zo werd op 18 december 2012 een marter gezien langs het riviertje het Gein bij Abcoude, die niet eenduidig kon worden gedetermineerd. Deze waarneming is niet in het overzicht meegenomen.

De toenemende bekendheid van de invoerportalen Waarneming.nl en Telmee.nl heeft zeker een positieve invloed gehad op het aantal bekend geworden waarnemingen. Dat geldt ook voor de aandacht die in lokale media aan diverse waarnemingen werd besteed.

In 2014 werd voor de eerste keer een waarneming via een cameraval gedaan. In 2016 werd het gebruik van cameravallen geïntensiveerd. Vanuit de Zoogdiervereeniging werden in 2016 vijf camera's in bruikleen gegeven om in te zetten voor het NEM-project 'Verspreidingsonderzoek Bunzing & Boommarter' (BuBo). Hierbij dienen de camera's vier weken te worden geplaatst in de perioden 15 maart-30 april (doelsoort bunzing), 1 juni-15 juli (boommarter) en 15 juli-31 augustus (bunzing) om doelsoorten aan te tonen in potentieel leefgebied, of op plekken waar al geruime tijd geen waarnemingen van de soorten zijn gedaan. Van de hiervoor geselecteerde locaties valt een deel in Groot-Amsterdam. Inclusief de al eerder gebruikte privé-camera's werd hier in 2016 en 2017 33 keer een camera opgesteld. De camera's waren gemiddeld 24 dagen achtereenvolgend



Figuur 2. De locaties van de steenmartermeldingen in Groot-Amsterdam tot en met november 2017 (bron NDFD). De onderbroken lijn geeft de gemeentegrenzen aan.

neel (minimaal 9, maximaal 40 dagen). Naast boom- en steenmarters werden in Groot-Amsterdam ook wezel (*Mustela nivalis*), bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), konijn (*Oryctolagus cuniculus*), haas (*Lepus europaeus*), rosse woelmuis (*Myodes glareolus*), bruine rat (*Rattus norvegicus*), egel (*Erinaceus europaeus*), vos (*Vulpes vulpes*), ree (*Capreolus capreolus*) en verschillende soorten vogels geregistreerd.

Waarnemingen

De verzamelde waarnemingen worden hier per soort in chronologische volgorde besproken. Het overzicht is gegenereerd met waarnemingen uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFD) die zijn doorgegeven via Waarneming.nl of Telmee.nl, aangevuld met

recente bevindingen. De waargenomen marters in Groot-Amsterdam zijn in chronologische volgorde genummerd. De vindplaatsen zijn (met hun volgnummer) in figuur 1 (boomarter) en figuur 2 (steenarter) weergegeven. Voor de volledigheid zijn in de onderstaande lijsten ook waarnemingen net buiten Groot-Amsterdam vermeld; deze zijn gemarkeerd met een (*).

Boomarter

1) 8 juni 1987: man, volgroeid, ca. 3 jaar oud, verkeersslachtoffer. Transformatorweg: km-hok 118-489 (Timmermans 1988) (figuur 3).

(*) 12 juli 1994: Geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming Houtrakpolder, ± 1 km afstand van Groot-Amsterdam: km-hok 109-493.

(2) 19 juli 2004: man, volgroeid, verkeers-



Figuur 3. Boommarter. Verkeersslachtoffer, Transformatorweg, 8 juni 1987. Eerste gedocumenteerde boommarter van Amsterdam, opgenomen als balg in collectie van Naturalis. Foto: *Pepijn Kamminga*.

slachtoffer. Weteringschans: km-hok 121-485.

(3) 2 juni 2005: geslacht en leeftijd onbekend, verkeersslachtoffer. Amsterdam-Noord, bij de Zeeburgertunnel: km-hok 126-488.

(4) 19 september 2009: geslacht en leeftijd onbekend, zonder schedel, doodsoorzaak onbekend. Nabij A9, ter hoogte van de fietstunnel in het Diemerbos: km-hok 128-481.

(5) 13 oktober 2009: geslacht en leeftijd onbekend, doodsoorzaak onbekend. A4 ter hoogte van Knooppunt Amstel: km-hok 121-483.

(*) mei-augustus 2010: drie juveniele dieren en mogelijk een volwassen dier, d.m.v. cameravallen. Westzijde Ankeveense Plassen: km-hok 133-476 (van den Akker & Harder 2010).

(*) 1 juni 2010: geslacht onbekend, foto gemaakt met cameraval, mogelijk een van de dieren van de hierboven genoemde waarneming. Westzijde Ankeveense Plassen: km-hok 133-475 (van den Akker & Harder 2010).

(6) 2 juni 2011: geslacht en leeftijd onbekend, gefotografeerd. Nieuwe Bijenpark, Osdorperbinnenpolder: km-hok 113-487.

(7) 19 april 2012: geslacht en leeftijd onbekend, verkeersslachtoffer. Overtoom ter hoogte van Vondelpark: km-hok 119-485.

(8) 9 juni 2012: geslacht en leeftijd onbekend, verkeersslachtoffer. A9 ter hoogte van Amsterdamse Bos: km-hok 117-479.

(9) 6 mei 2013: vrouwtje, volgroeid, verkeers-

slachtoffer. Feike de Boerlaan, Borneo-eiland: km-hok 124-487.

(10) 11 mei 2013: geslacht en leeftijd onbekend, gefotografeerd. Vuurtoreneiland, Amsterdam-Noord, km-hok 129-487. Het eilandje ligt in het IJsselmeer nabij Polder IJdoorn, Durgerdam. Op het eiland staat een fort en het is via een 200 meter lange strekdam en een loopbrug te bereiken. Er staat slechts een enkele struik en ook de polder is open en boomloos. Langs de IJsselmeerkust liggen wel brede rietkragen.

(11) 15 juni 2013: geslacht en leeftijd onbekend, levend gezien. Borneo-eiland: km-hok 124-487, op ca. 300 m. van vondst nr. 9.

(12) 19 oktober 2013: geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming. Diemer Vijfhoek, ook bekend als PEN-eiland: km-hok 130-483. Ten noorden van de A1, 80 ha groot met wilgenbroekbos en veel riet.

(13) 1 april 2014: geslacht en leeftijd onbekend, verkeersslachtoffer. Bij knooppunt Amstel op de A10 ter hoogte van het Amstelpark: km-hok 121-483, op enkele tientallen meters van vondst nr. 5.

(14) 3 augustus en 14 september 2014: geslacht en leeftijd onbekend, mogelijk hetzelfde dier, filmpje gemaakt met cameraval (figuur 4). Diemer Vijfhoek: km-hok 130-483.

(15) 6 oktober 2014: geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming. Diemerzeedijk bij Fort Diemerdam / Diemerdammersluis: km-hok 129-484, bij ruig stuk wilgenbroekbos.

(16) 7 mei 2015: geslacht en leeftijd onbekend, verkeersslachtoffer. A10, toegang Tweede Coentunnel, Amsterdam-Noord: km-hok 119-492, naast met bos omzoomde Noorder IJplas.

(*) 28 juni 2015 en 30 december zijn twee boommarters doodgereden nabij Knooppunt Zaandam: km-hokken 117/118-496. Hemelsbreed ca. 4 km van waarneming nr. 16.

(17) 20 juni, 12 november, 1 december 2015. Geslacht en leeftijd onbekend, op de eerste datum een zichtwaarneming, de andere twee zijn gedaan met cameraval. Diemer Vijfhoek,



Figuur 4. Boommarter. Diemer Vijfhoek, 14 september 2014. Foto: Geert Timmermans.

nabij locatie waarneming nr. 16: km-hok 130-483. Het is onzeker of het steeds hetzelfde dier betrof.

(*) 16 oktober 2015: mannetje, jong, verkeersslachtoffer. Dammerweg, Hinderdam: km-hok 133-477. Net buiten Groot-Amsterdam, ca. 1 km noordelijk van vindplaats westzijde Ankeveense Plassen.

(18) 3 mei 2016. Geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming met foto. Amsterdamse Bos bij de Bosbaan: km-hok 117-482.

(19) 11 juli 2016. Geslacht en leeftijd onbekend, cameraval. Schinkelbos: km-hok 115-479. Het dier werd overdag gefotografeerd.

(20) 26 juli 2016. Geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarnemingen met foto's. Hek voormalige kruifabriek bij Muiden: km-hok 131-483, op minder dan 1 km oostelijk van locaties waarnemingen nr. 12, 14 en 17.

(21) 8 augustus 2016. Vrouwtje, leeftijd onbekend, verkeersslachtoffer. Zuiderzeeweg Amsterdam-Noord.

(22) 29 augustus - 23 oktober 2016. Tenminste twee verschillende exemplaren, geslacht en leeftijd onbekend, twaalf waarnemingen met

cameraval. Diemer Vijfhoek: km-hok 130-483; zelfde locatie als van waarnemingen nr. 14 en 17.

(23) 17 maart 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, cameraval. Geuzenbos: km-hok 112-490. Camera geplaatst in het natte deel van het bos (helofytenfilter): het voorkomen van boommarter hier werd al in 2016 vermoed (Goverse & Timmermans 2017).

(*) 25 maart 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming van boommarter in buizerdnest langs A8, 500 m van Groot-Amsterdam: km-hok 118-495.

(24) 27 juni en 5 juli 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, cameraval. Amsterdamse Bos nabij Polder Meerzicht: km-hok 117-482, nabij locatie waarneming 17.

(25) 15, 16, 20, 24 en 28 september 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, twee camera-vallen. Elzenbroekbosje in de westpunt van de Bloemendalerpolder, ingeklemd tussen de A1, het Amsterdam-Rijnkanaal en Weesp: km-hokken 129/130-482. De Diemer Vijfhoek ligt maar 1 km van het bosje verwijderd en is via een brug en een onderdoorgang van de A1



Figuur 5. Juveniele boommarter. Diemer Vijfhoek, 3 juli 2017. Eerste gedocumenteerde juveniele boommarter van Amsterdam. Foto: Edo Goverse.

te bereiken zonder de A1 over te hoeven steken (hetgeen niet eenvoudig is vanwege geluidsschermen). Nadat de opnames waren gemaakt is in oktober 2017 één derde van het bos gekapt.

Gezien de eerdere waarnemingen op de Diemer Vijfhoek, is hier op 21 januari 2017 voor de rest van het jaar een cameraval geplaatst op de locatie van waarnemingen nummer 14, 17 en 22. Vanaf half mei is deze aangevuld met nog twee camera's, dicht bij de oever van het IJmeer. Alleen in de zomervakantieperiode (29 juli-29 augustus) waren de camera's verwijderd.

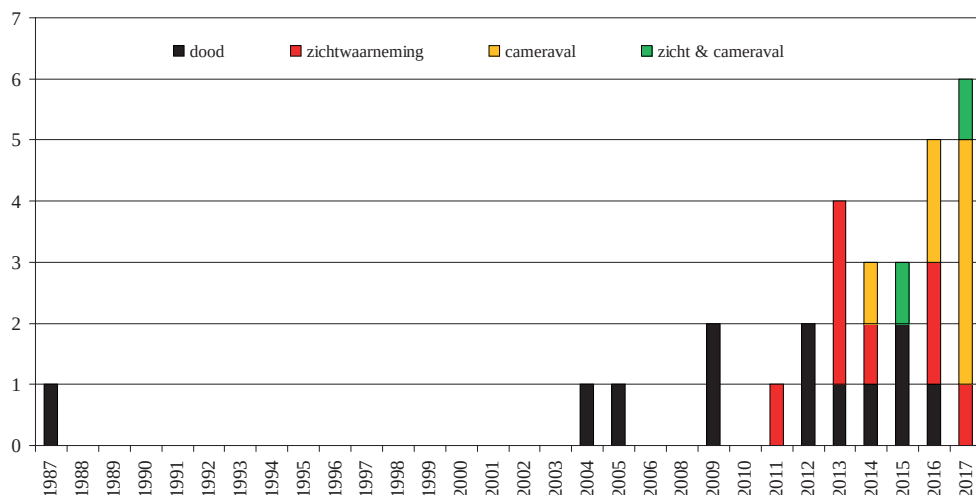
Op 1 februari, 19 maart, 28 mei en 2 juli werd met de geplaatste cameravallen een boommarter gefotografeerd. Op 23 april en 13, 20 en 28 mei gaven wandelaars waarnemingen door van een boommarter in het gebied noordelijk van de cameraopstelling, in het km-hok 130-484. Op 3 juli legde een van de opgestelde camera's behalve een volwassen boommarter ook een jong exemplaar vast, het eerste bewijs van voortplanting in dit gebied en daarmee in Groot-Amsterdam (figuur 5).

Direct nadat de camera's na de vakantieperiode op 28 augustus weer in werking waren gesteld, werden er weer boommarteropnames gemaakt: op 28 en 30 augustus, in september op dertien dagen, in oktober op elf dagen en in november op negen dagen, soms meerdere keren per etmaal (de maand december nog niet uitgelezen). Het gaat hier duidelijk om gevestigde dieren. Op 5 november werd ook een zichtwaarneming gedaan in hetzelfde km-hok.

In figuur 6 is het aantal kilometerhokken met boommarterwaarnemingen per jaar in Groot-Amsterdam weergegeven. Hier is onderscheid gemaakt tussen vondsten van dode dieren en waarnemingen van levende dieren. De toename van deze laatste categorie is vooral het gevolg van de inzet van cameravallen.

Steenmarter

(1) 4 juli 2011. Mannetje, jong (tanden nog aan het wisselen), verkeersslachtoffer. Kruising Johan Huizingalaan-Henk Sneevlietweg: km-hok 116-484. Eerste steenmarterwaarneming uit Noord-Holland en Groot-Amster-



Figuur 6. Aantal kilometerhokken met boommarterwaarnemingen per jaar in Groot-Amsterdam.

dam (Melchers 2013, Melchers & Timmermans 2014) (figuur 7).

(2) 26 maart 2012. Man, volwassen, dood. Waarschijnlijk gegrepen door hond. Nabij Haarlemmermeerstation: km-hok 118-484.

(3) 13 juli 2013. Mannetje, jong, verkeersslachtoffer. Osdorperstraatweg: km-hok 112-488. Dier is opgezet (Melchers 2013).

(4) 2014. Geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming en schade aan bedrading van auto's en een voorraad dode eendagskuikens onder motorkap (mogelijk waren dit kuikens die door een buurtbewoner aan blauwe reigers werden gevoerd). Nieuw-West: km-hok 115-486.

(5) Begin 2016. Geslacht en leeftijd onbekend, latrines. Noorderakerweg: km-hok 113-485. Bewoner kende de geur van steenmarterlatrines.

(6) Begin 2016. Geslacht en leeftijd onbekend, zichtwaarneming. Nok manege Van Haastrecht naast Schinkelbos: km-hok 115-479. Soort niet eenduidig vastgesteld, maar zie (11).

(7) 18 en 26 juni 2016. Geslacht onbekend, volgroeid, cameraval. Schinkelbos: km-hok 115-479. Op 18 juni werd overdag met dezelfde camera een boommarter gefotografeerd.

(8) 15 juli 2016. Geslacht onbekend, volgroeid, zichtwaarneming, gefilmd met telefoon. Cir-



Figuur 7. Steenmarter. Verkeersslachtoffer, Johan Hui-zingalaan, 4 juli 2011. Eerste gedocumenteerde steenmarter in Amsterdam. Foto: Geert Timmermans.

cuswinterstallingterrein, grenzend aan Geuzenbos: km-hok 112-489. Dier komt aanlopen en springt in vrachtwagen. Er zouden ook vijf jongen zijn gezien.

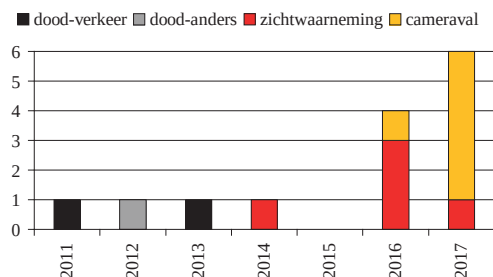
(9) 16 januari en 24 februari 2017. Geslacht onbekend, volgroeid, cameraval. Amsterdamse Bos: km-hok 116-480. Mogelijk beide keren hetzelfde dier.

(10) 22 januari en 18 mei 2017. Geslacht onbekend, volgroeid, cameraval. Schinkelbos: km-hok 115-479, zelfde plek als camerapositie waarneming nr. 6. Mogelijk beide keren hetzelfde dier.

(11) 26 april 2017. Vrouwtje, juveniel, opgevangen (figuur 8). Manege Van Haastrecht,



Figuur 8. Juveniele steenmarter Schinkelbos, 26 april 2017. Eerste gedocumenteerde juveniele steenmarter in Amsterdam. Foto: Geert Timmermans.



Figuur 9. Aantal steenmarterwaarnemingen per jaar in Groot-Amsterdam.

net naast het Schinkelbos en grenzend aan het Amsterdamse Bos: km-hok 115-479. Het dier was uit de nok gevallen en werd na opvang in Vogel- en Zoogdierenopvang De Toevlucht losgelaten in het Schinkelbos. Zie ook onder (6). (12) 5 mei 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, cameraval. Geuzenbos, net achter circuswinterstallingterrein: km-hok 112-489. Zie ook onder (8). (13) 14 september 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, cameraval. Nabij schooltuintjes in de wijk Overtoomse Veld: km-hok 117-485. (14) Eerste week november 2017. Geslacht en leeftijd onbekend, cameraval. Faunapassage onder de A9 in het Amsterdamse Bos: km-hok 117-479.

In figuur 9 is het aantal waarnemingen van steenmarters per jaar weergegeven. Herhaalde waarnemingen met een cameraval in hetzelfde jaar op dezelfde locatie zijn als één enkele waarneming gerekend.

Discussie

Aantal meldingen

Onmiskenbaar is er de laatste jaren een toename van het aantal meldingen van zowel boommarter (figuur 6) als steenmarter (figuur 9) in Groot-Amsterdam. Het is echter lastig in te schatten in hoeverre deze toename de werkelijke ontwikkeling weergeeft. Dat bij de eerste aangetroffen boommarters vooral mannetjes betrokken waren stemt overeen met het beeld van zwervende, niet-gevestigde dieren. De dood gevonden dieren zijn bijna allemaal verkeersslachtoffers. Hoewel de aantallen hiervan per maand klein zijn, valt het ontbreken in het winterseizoen op. De afwezigheid in het winterseizoen komt overeen met het landelijke beeld (Muskens & Broekhuizen 2000). Door de zeldzaamheid van boommarters genereerden de vondsten van verkeersslachtoffers veel aandacht, ook in de lokale pers, waardoor de kans dat waargenomen exemplaren ook werden gemeld toenam. Door het beschikbaar komen van cameravalen werd er ook steeds gericht naar de dieren gezocht.

Boommarter

Gesteld kan worden dat de boommarter een vaste bewoner is geworden van Groot-Amsterdam, nu de soort in 20 km-hokken is aangetroffen. Na de eerste vondst in 1987 duurde het tot 2004 eer een nieuwe melding, eveneens van een verkeersslachtoffer, binnenkwam. Daarna werden bijna jaarlijks boom-marterwaarnemingen gemeld (figuur 1). Momenteel zijn er 75 waarnemingen van de

soort in Groot-Amsterdam geregistreerd: elf dode dieren en 64 afzonderlijke zicht-/foto-waarnemingen. In 2017 zijn (nog) geen verkeerslachtoffers gemeld.

De eerste meldingen van boommarters betrof verkeerslachtoffers. Bij een gebied waar eerder nog geen boommarters voorkwamen ligt het voor de hand dat de eerste exemplaren zwervende dieren zijn op zoek naar een onbezet gebied waar ze zich kunnen vestigen (Timmermans & Melchers 2014). Bij boommarters zijn deze zwervers in eerste instantie mannetjes (Broekhuizen & Müskens 2000). Dit lijkt ook voor Groot-Amsterdam het geval: de eerste gemelde dieren waren, voor zover bekend, inderdaad mannetjes. Omdat de eerste twee vondsten (1987 en 1994) westelijk van de stad werden gedaan, werd aanvankelijk verondersteld dat dit dieren betrof die afkomstig waren uit Zuid-Kennemerland, temeer omdat in 1980 op de A9 ter hoogte van het recreatiegebied Spaarnwoude ook al een boommarter was gevonden (Broekhuizen et al. 1990). In de laatste jaren worden met enige regelmaat ook levende boommarters waargenomen, in de vorm van zichtwaarnemingen overdag of met cameravallen.

We kunnen inmiddels stellen dat de boommarter een vaste bewoner is geworden van het Amsterdamse Bos en het Schinkelbos, en van de Diemer Vijfhoek. De vastgestelde voortplanting op de Diemer Vijfhoek is tevens bewijs dat het niet louter zwervende dieren betreft in Groot-Amsterdam. De foto's van boommarter die zijn verzameld blijken niet of nauwelijks bruikbaar voor individuele herkenning middels controle van het bepatroon.

Het gebied dat de Noorder IJplas en Het Twiske omvat is ook potentieel leefgebied. Het Geuzenbos ligt tegen aan de westkant van Amsterdam en vormt samen met de bossen van recreatiegebied Spaarnwoude een aaneengesloten groengebied richting de binnenduinrand, groot genoeg voor vaste bewoning.

Het is denkbaar dat de boommarters ten oosten van Groot-Amsterdam uit de regio Ankeveense Plassen/Naardermeer komen,

ondanks het bestaan van barrières (Broekhuizen et al. 1990), en dat de westelijke dieren uit Zuid-Kennemerland afkomstig zijn (Wijsman 2013, Wijsman et al. 2014). Aanwijzingen hiervoor zijn er echter niet.

Verblijfplaatsen of latrines van boommarter zijn in Groot-Amsterdam nog niet gevonden. Het wilgenbroekbos van de Diemer Vijfhoek bestaat uit grote aftakelende volwassen wilgen. Mogelijk dat de wilgen in deze regio te vergelijken zijn met de abelen (*Populus* sp.) die in de duinen als nestboom worden gebruikt (Wijsman et al. 2014).

Steenmarter

Vanuit Oost- en Zuid-Nederland koloniseert de steenmarter gestaag het westen van Nederland. Meldingen komen inmiddels van de stad Utrecht, de Utrechtse Heuvelrug en de eerste meldingen zijn al gedaan in Het Gooi. Een andere route waarlangs steenmarters Amsterdam zouden kunnen hebben bereikt is via Flevoland. Toch lijkt de kans groter dat de soort via het zuiden naar Amsterdam is gekomen. Al meer dan een decennium worden steenmarters waargenomen in de regio Rotterdam. Ook zijn er de laatste jaren meldingen uit Delft, Voorburg, Wassenaar en Haarlem (bron: NDFF). Vanaf de waarneming in Haarlem (2017) is de afstand naar de Osdorperweg en het Westelijk Havengebied met het Geuzenbos zes à zeven kilometer, zonder barrières van brede waterwegen.

Grofweg zijn er in Amsterdam drie clusters van waarnemingen te onderscheiden. De vondsten bij de Osdorperweg en het Geuzenbos liggen minder dan twee kilometer van elkaar. De andere cluster ligt in Amsterdam-West met de Johan Huizingalaan (Slotervaart), Schinkelbuurt, Overtoomse Veld en Osdorp-Oost als vindplaatsen. Dit is een zeer stedelijk gebied, maar rondom de woonflats is ook veel groen te vinden. Verder lopen door dit gebied een spoorlijn, een snelweg en enkele grote doorgaande, verhoogde wegen

met brede taluds. De taluds zijn prima voor fauna te gebruiken zonder verstoring door mensen of honden. De derde cluster is het Amsterdamse Bos en het Schinkelbos, die tegen elkaar aan liggen. Direct ten oosten van Amsterdam zijn nog geen meldingen bekend, maar steenmarters zijn wel gemeld op 30 km oostwaarts, bij Blaricum, Maartensdijk en Almere. Het lijkt daarom waarschijnlijker dat de soort vanaf het zuiden naar het noorden is opgetrokken en vanaf Haarlem Groot-Amsterdam heeft bereikt.

Veelal worden eerst verkeersslachtoffers gemeld in nieuwe leefgebieden, alvorens een soort zich daadwerkelijk weet te vestigen. Deze verkeersslachtoffers zijn vaak jonge dieren, veelal mannetjes, die hun geboortegrond moeten verlaten op zoek naar een eigen territorium. Ook in Groot-Amsterdam werden aanvankelijk (2011-2013) alleen verkeersslachtoffers gemeld. De verwachte opmars leek in het begin niet door te zetten, in tegenstelling tot die van de boommarter, die frequenter werd waargenomen. Maar door de toenemende inzet van cameravallen zijn de laatste twee jaren zeven waarnemingen gedaan in Amsterdam (zie figuur 9). Indirect levert de inzet van camera's ook waarnemingen op, door de media-aandacht die deze foto's krijgen. Bewoners reageren op deze publicaties en nemen contact op. Hierdoor zijn drie oude waarnemingen bekend geworden, waarvan één met filmmateriaal en twee met als betrouwbaar ingeschatte omschrijvingen van sporen. Dat de steenmarter een vaste bewoner is geworden van Groot-Amsterdam bewijst het jonge dier dat tijdelijk in een opvang heeft gezeten.

Overigens moet er ook rekening worden gehouden met de mogelijkheid dat er ongewild (over grotere afstanden) transport van steenmarters heeft plaatsgevonden. Steenmarters kruipen vaak bij auto's onder de motorkap en overleven daar soms lange ritten. Dit kan het geval zijn geweest bij de waarneming van een dier dat op het circuswinterstallingterrein in een vrachtauto verdween en bij de steenmarter in de manege aan de zuidwestkant van het

Amsterdamse Bos. Deze laatste zou met hooien en stro transporten kunnen zijn meegekomen. Opmerkelijk is ook dat het eerst gevonden dier uit 2011 een jong dier was waarvan het melkgebit nog niet geheel was gewisseld. In dit stadium is het jong nog afhankelijk van de moeder en het is niet waarschijnlijk dat dit dier al aan het zwerven was. Wellicht is dit een aanwijzing dat hier al gevestigde en zich voortplantende dieren aanwezig waren, maar het zou ook kunnen zijn dat dit jonge dier op de een of andere wijze de stad was binnengebracht.

Literatuur

- Broekhuizen, S., M.P. Melchers & G.J.D.M. Müskens 1990. Boomsmarters *Martes martes* in het westen van Nederland: een nieuwe ontwikkeling of steeds over het hoofd gezien? *Lutra* 33: 23-29.
- Broekhuizen, S. & G.J.D.M. Müskens 1992. Steenmarter *Martes foina* (Erxleben, 1777). In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.). Atlas van de Nederlandse zoogdieren: 155-164. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, Nederland.
- Broekhuizen, S. & G.J.D.M. Müskens 2000. Geslachtsafhankelijke dispersie bij boomsmarters *Martes martes* in Midden- en Noord-Nederland. *Lutra* 43: 109-117.
- Broekhuizen, S. & G.J.D.M. Müskens 2004. Steenmarters ten westen van de IJssel. *Zoogdier* 15 (3): 14-17.
- Broekhuizen, S. & G.J.D.M. Müskens 2016. Steenmarter *Martes foina*. In: S. Broekhuizen, K. Spoelstra, J.B.M. Thissen, K. Canters & J.C. Buys (red.). Atlas van de Nederlandse zoogdieren: 254-256.
- Goverse, E. & G. Timmermans 2017. Boomsmarters in Groot-Amsterdam. *Marterpassen* 23: 59-64.
- Hamers, J., L. Heemskerk & C. van den Tempel 2013. Onderzoek naar de verspreiding en voortplanting van boomsmarters in het Noordhollands Duinreservaat. Rapport 12-043. Landschap Noord-Holland, Heiloo, Nederland.
- Harder, J. 2011. Verkennend onderzoek naar boomsmarters in Zuid-Kennemerland. Rapport 11-030.

Landschap Noord-Holland, Heiloo, Nederland.

Melchers, M. 2013. Steenmarters in Noord-Holland. Tussen Duin & Dijk 12 (1): 4-7.

Melchers, M. & G. Timmermans 1991. Haring in Het IJ. De verborgen dierenwereld van Amsterdam. Stadsuitgeverij Amsterdam, Amsterdam, Nederland.

Melchers, M. & G. Timmermans 2014. Steenmarter. In: D.M. Hoozeboom, F. Visbeen, J. Woudenberg, & W. Ruitenbeek (red.). Atlas van de Noord-Hollandse zoogdieren: 196-197. Landschap Noord-Holland, Heiloo / Noordhollandse Zoogdier Studiegroep (NOZOS), Alkmaar, Nederland.

Muskens, G.J.D.M. & S. Broekhuizen 1992. Boommarter *Martes martes* (L., 1758). In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.). Atlas van de Nederlandse zoogdieren: 165-171. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, Nederland.

Muskens, G.J.D.M. & S. Broekhuizen 2000. De boommarter *Martes martes* als verkeersslachtoffer. Lutra 43: 229-235.

Timmermans, G. & M. Melchers 1994. Het mysterie van de boommarter ten westen van Amsterdam. Een onopgemerkte populatie in de binnenduinrand! Marterpassen II: 23-26.

Timmermans, G. 1988. Eerste vondst van de boommarter *Martes martes* ten westen van Amsterdam. Lutra 31: 93.

Timmermans, G. & M. Melchers 2014. Boommarter. In: D.M. Hoozeboom, F. Visbeen, J. Woudenberg, & W. Ruitenbeek (red.). Atlas van de Noord-Hollandse zoogdieren: 192-195. Landschap Noord-Holland, Heiloo / Noordhollandse Zoogdier Studiegroep (NOZOS), Alkmaar, Nederland.

van den Akker, R. & J. Harder 2010. Oriënterend onderzoek naar het voorkomen van boommarters in de Oostelijke Vechtstreek. Landschap Noord-Holland, Castricum, Nederland.

Wijsman, H. 2013. Boommarters in Noord- en Zuid-Holland. Marterpassen XIX: 12-14.

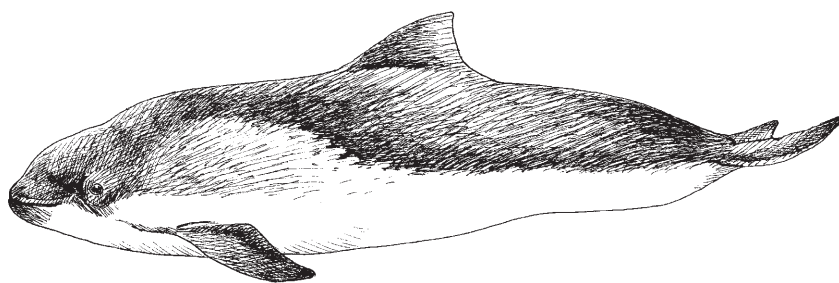
Wijsman, H., S. Broekhuizen & G. Muskens 2014. Verspreiding van de boommarter in Nederland 1989-2012. Marterpassen XX: 24-29.

Samenvatting

In 1987 werd de eerste boommarter (*Martes martes*) gevonden in Amsterdam, doodgereden op de Transformatorweg. Na deze eerste vondst duurde het tot 2004 eer een nieuwe melding, eveneens van een verkeersslachtoffer, binnenkwam. Daarna werden bijna jaarlijks boommarters gemeld. In 2017 werd voor het eerst voortplanting van de boommarter vastgesteld en heeft de boommarter zich definitief in Groot-Amsterdam gevestigd. In 2011 werd de eerste steenmarter (*Martes foina*) gemeld in Amsterdam, doodgereden op de Johan Huizingalaan. Daarna volgde meer vondsten van verkeersslachtoffers in het westelijk deel van Amsterdam. In 2017 werd voor het eerst voortplanting van steenmarter met zekerheid vastgesteld en vanaf dat jaar lijkt de soort gezien de vele recente waarnemingen zich succesvol te hebben gevestigd in het westelijk deel van Amsterdam.

Received: 22 October 2017

Accepted: 25 November 2017



Grey seal attacks on harbour porpoises in the Eastern Scheldt: cases of survival and mortality

Annemieke E. Podt¹ & Lonneke L. IJsseldijk^{2*}

¹ Stichting Rugvin, Jeruzalem 31a, NL-6881 JL Velp, the Netherlands

² Faculty of Veterinary Medicine, Department of Pathobiology, Utrecht University, Yalelaan 1, NL-3584 CL Utrecht, the Netherlands, e-mail: L.L.IJsseldijk@uu.nl

Abstract: In the southern North Sea, hundreds of mutilated harbour porpoise carcasses (*Phocoena phocoena*) are found each year on beaches. Recent studies have confirmed that these concern the remains of predation by grey seals (*Halichoerus grypus*). A retrospective study of post mortem photos helped to further characterise grey seal induced wounds and indicated that grey seal predation is currently one of the main causes of death of harbour porpoises in the Netherlands. In addition to direct mortality, non-lethal interactions also occur. Both outcomes could play a significant role in ecosystem dynamics. The Eastern Scheldt has a resident group of harbour porpoises and also grey seals can be found in this semi-enclosed tidal bay, making this a suitable area for studying inter-specific interactions. The Rugvin Foundation collects photographs of harbour porpoises in the Eastern Scheldt in a database for photo-identification purposes. Four individual harbour porpoises within this database presented bilateral tailstock lesions and additional body scarring that matched descriptions of lesions induced by grey seals. These lesions appeared to be completely healed and the sighting of these scarred animals in multiple years demonstrate complete recovery from the attacks. In addition, post mortem research revealed that over the last decade at least ten porpoises found in this tidal bay died from wounds inflicted in grey seal attacks. This apparent predation threat in combination with the scarce food sources available for harbour porpoises imposes significant pressure on the survival of this species in the Eastern Scheldt. Knowledge about the interaction between grey seals and harbour porpoises is currently increasing, mainly through the investigation of stranded harbour porpoises. Our findings demonstrate that the scope of this phenomenon goes beyond direct lethality and that behavioural adaptations in harbour porpoises, aiming to prevent detection, encounter, and, eventually capture by grey seals, are to be expected.

Keywords: *Phocoena phocoena*, *Halichoerus grypus*, interspecific interaction, predator-prey relationship, body scarring, tidal bay, Eastern Scheldt, the Netherlands.

Introduction

Predator-prey interactions play a vital role in ecosystem dynamics and almost all aspects of decision-making in prey are influenced by the risk of predation. Research on the interactions between predators and prey and the behavioural aspects involved, therefore provide

valuable knowledge on species ecology, distribution and abundance (Lima 1998a, 2002). Recently, a probably novel predator-prey interaction has been described in the southern North Sea, where hundreds of severely mutilated harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) wash ashore each year. The lesions and lacerations present on mutilated harbour porpoises

were matched to the inter-teeth-distance of grey seals (*Halichoerus grypus*), implicating this species in these interactions (Haelters et al. 2012). This theory was proven thanks to documentation of field observations of (fatal) interactions between grey seals and harbour porpoises (Bouveroux et al. 2014, Stringell et al. 2015) and the retrieval of grey seal DNA from bite marks on mutilated harbour porpoises (Jauniaux et al. 2014, van Bleijswijk et al. 2014). The characteristics of the bite marks on harbour porpoises were assessed by Leopold et al. (2015) in a retrospective study evaluating post mortem photos of harbour porpoises and it was concluded that predation by grey seals is one of the main causes of death among harbour porpoises in the Netherlands. Leopold et al. (2015) reported that besides direct mortality, non-lethal attacks are also likely to occur, with 46 'possible escaped harbour porpoises' (6% of the studied sample) which lacked large mutilations but presented bite marks with associated infections that were often believed to have contributed to the death of these individuals (Leopold et al. 2015). Interactions between grey seals and harbour porpoises along the southern North Sea coastlines have undoubtedly become more common in the past decade due to the increasing numbers of both species in this area (Reijnders 1995, Camphuysen 2004, Brasseur et al. 2010, Camphuysen 2011, Leopold et al. 2015).

In the Dutch semi-enclosed tidal bay 'the Eastern Scheldt' (Province of Zeeland), the focus area of this study, harbour porpoises and grey seals co-exist. Historical reports of harbour porpoise sightings and strandings are not available for this area and only started to emerge in the late 1990s (Zanderink & Osinga 2010, waarneming.nl). Nowadays, porpoises are resident in the Eastern Scheldt (Zanderink & Osinga 2010), as demonstrated by field observations, including re-sightings of well-recognisable individuals (Bakkers et al. 2016, rugvin.nl) and by stable isotope analysis of tissues obtained from stranded por-

poises (Jansen et al. 2013). Photo-identification techniques are used by the Rugvin Foundation to investigate the occurrence and abundance of this species in these waters (Strietman 2012, Bakkers et al. 2016). This is a widely used method for studying cetacean abundance and also provides data on the life history of individuals (Würsig & Jefferson 1990). Although harbour porpoises were previously thought to be less suitable for photo-identification methods (Evans & Hammond 2004), recent studies proved it to be feasible (Keener et al. 2013, Bakkers et al. 2016, Elliser & MacIver 2016). In the south-western part of the Netherlands, grey seals are found in the Voordelta, the coastal area west of the islands of the Zeeland and Zuid-Holland provinces. Tens of individuals are also reported to haul-out on sandbanks within the borders of the Eastern Scheldt (Arts et al. 2016). The accessible area of the Eastern Scheldt therefore presents a suitable area for studying the interspecific interactions of grey seals and harbour porpoises.

Knowledge about the frequency and consequences of non-lethal interactions is important when aiming to understand the behaviour of prey within an ecosystem (Lima 2002). Documented survival with complete recovery of harbour porpoises after a grey seal attack is, however, still lacking. Here, we present photographs of re-sighted harbour porpoises in the Eastern Scheldt that present body scarring consistent with descriptions of lesions induced by grey seals. Additionally, based on post mortem data of stranded harbour porpoises found in the Eastern Scheldt we investigate whether any of the deaths are attributable to grey seal attacks. Although we cannot quantify and generalise our findings to the whole population, we elaborate on the possible effects of this non-lethal interaction on the behaviour of individual porpoises and the resident population of the Eastern Scheldt. Currently, much research into harbour porpoise - grey seal interactions is being carried out across the North Sea. This study adds to our knowledge of the scale of this phenomenon.

Methods

To study survival and mortality of harbour porpoises in the Eastern Scheldt after a grey seal attack, we focussed on data available from live harbour porpoises observed in this area as well as data from deceased stranded individuals here. Photographs of individual animals were assessed for the presence of (healed) wounds which matched the description of grey seal induced lesions. In detail:

Non-lethal cases: Photographs of harbour porpoises in the Eastern Scheldt were opportunistically collected by the Rugvin Foundation for identification purposes, with photos dating back to 2007. Efforts to collect photographs intensified in the summer of 2015 and 2016, with dedicated photo-identification surveys in the north-western part of the Eastern Scheldt between the harbours of Burghsluis and Zierikzee. All available photographs of harbour porpoises within the photo-identification database of the Rugvin Foundation were examined for evidence of scarring consistent with lesions induced by grey seals as described by Leopold et al. (2015). Harbour porpoise tailstocks, an area often targeted by attacking grey seals, are typically visible when they surface and could therefore be assessed on the photographs. Individual harbour porpoises were included in the study when photographs of both sides of the tailstock were available and of sufficient quality, and when bilateral scarring was seen on the tailstock.

Lethal-cases: The Faculty of Veterinary Medicine (Utrecht University) database of post mortem-investigated harbour porpoises was used to provide supporting evidence of lethal grey seal attacks on animals found in the Eastern Scheldt in order to further assess the scale of this threat on the resident harbour porpoise population. Cases investigated between 2006-2016 were selected when stranding locations were at the entrance or inside the Eastern Scheldt, and when the post mortem results indicated that a grey seal attack was the most likely cause of death. Two

groups were distinguished: *direct lethal cases*, those cases with large, sharp-edge mutilations which did not show signs of healing or infection, often accompanied by suspect bite marks and scratches; and *non-direct lethal cases*, or 'the escaped porpoises' - those cases with suspect bite marks with associated inflammation, whilst large mutilations were lacking, according to Leopold et al. (2015).

Stranding date, location, age class and sex were recorded for each case. Carcass freshness was scored using the decomposition condition code (DCC): the DCC has five categories, with DCC1 including very fresh carcasses, and DCC5 including remains of carcasses (Kuiken & García Hartmann 1993). The nutritional condition code (NCC) was judged by the blubber thickness (measured at three locations at the cranial insertion of the dorsal fin: dorsal, lateral and ventral), amount of musculature, and the presence or absence of internal fat: the NCC has six categories, with NCC1 including porpoises in a very good body condition and NCC6 including porpoises in a very poor body condition. The characteristics and incidence of grey seal-associated wounds found on stranded harbour porpoises were evaluated according to Leopold et al. (2015).

Results

Non-lethal cases

Four individual porpoises from the Rugvin Foundation database met the selection criteria. These four cases are described and of each case four photographs are presented: the left lateral side (A), the right lateral side (B), the left side of the tailstock (C) and the right side of the tailstock (D).

HPI (figure 1):

The first photographs of this individual were taken in 2012. At that time, no scars were present on the lateral sides or the tailstock. The



Figure 1. Photographs of harbour porpoise 'HP1', taken on 22 July 2016 (A, B, C), and 30 August 2016 (D). *Photos: Annemieke Podt.*

individual was photographed again in 2015, with healed scars visible on its flanks and bilaterally on the tailstock. There was a notch on the dorsal side of the tailstock with bilaterally healed scars (figure 1C and 1D). There were two large scars on the right lateral side, one of which seems to extend towards the ventral side (figure 1B). Smaller scratches were present around the horizontally curved scar. There were five re-sightings of this individual in the summer of 2016. The animal obtained two new minor markings on its left lateral side in 2016, close to the already present scars (figure 1A).

HP2 (figure 2):

The first photographs of this individual were taken in 2011. The animal was scarred on both sides of the posterior part and the tailstock (figure 2C and 2D) and it had a nick in the dorsal fin. Since 2011, this individual was encountered yearly, except in 2014. The scars present on the right side of the head and flank in 2016 (figure 2B) were not observed in 2015. In 2013, no scars were visible on the left side

of the head (figure 2A). A photograph of this part of the body, made in July 2016, revealed new markings. This individual was seen twice during this summer.

HP3 (figure 3):

The first photographs of this individual were taken in 2014. Only the left side of the body was photographed, showing a scar crossing the dorsal side cranial to the dorsal fin and markings on the tailstock (figure 3A and 3C). The scar on the dorsal side was also visible on a photograph of the right side, taken in 2015 (figure 3B). No photos of the right side of the tailstock were available prior to 2016. This individual was seen twice in the summer of 2016. Photos of both sides of the tailstock were taken and showed clear scars (figure 3C and 3D), including a parallel zigzag scar on the right side of the tailstock.

HP4 (figure 4):

The first photograph of this individual was taken in 2007. More sightings followed in 2009-2012 and in 2014-2015 and there were



Figure 2. Photographs of harbour porpoise 'HP2', taken on 30 July 2016. *Photos: Annemieke Podt.*



Figure 3. Photographs of harbour porpoise 'HP3', taken on 30 August 2016 (B, C), and 31 August 2016 (A, D). *Photos: Annemieke Podt.*

four re-sightings in 2016. Markings on the tailstock were photographed for the first time in 2015, and were not present during the sighting in 2014. This individual had a notch on the

top of the tailstock. On the left side of the tailstock, parallel scars were present (figure 4C). However, the markings were not parallel on the right side and converged at the notch on



Figure 4. Photographs of harbour porpoise 'HP4', taken on 19 August (B, C), 30 August (A), and 31 August 2016 (D). Photos: Annemieke Podt.

the dorsal side of the tailstock (figure 4D). A small indentation cranial to the dorsal fin became apparent in 2014 (figure 4B).

Lethal cases

Ten cases from the post mortem database of Utrecht University met the selection criteria. These included three individuals in the 'direct lethal' group (figure 5, case TX046), and seven individuals in the 'non-direct lethal' group. All cases were juveniles, with the exception of one neonate (case UT1525) and both sexes were represented with six targeted females and four males. Most cases were very fresh (DCC1) to fresh (DCC2), with two cases in a more advanced state of decomposition (DCC3: UT125 and DCC4: UT1542). A more advanced state of decomposition often hampers the assessment of the cause of death, therefore it cannot be excluded that the mutilation and bilateral tailstock lesions on case UT1542 could have been induced post mortem. The bilateral tailstock lesion on case

UT125 presented a clear inflamed wound, which strongly points towards a previous grey seal attack based on the morphologic appearance. The cases in the non-direct lethality group in general appear in a moderate to poor nutritional condition suggesting an overall deteriorated health (average NCC of 4). Direct lethal cases present a lower NCC, representing a better nutritional condition, although numbers here are too low to make a solid judgement. The basic case characteristics including the lethality category are presented in table 1. Five carcasses were discovered at the entrance of the Eastern Scheldt, while the other five cases were found inside the Eastern Scheldt (figure 6).

Discussion

This study investigated whether the small resident population of harbour porpoises in the Eastern Scheldt is currently facing a predation pressure by grey seals. To our knowledge, there has been no direct observation of

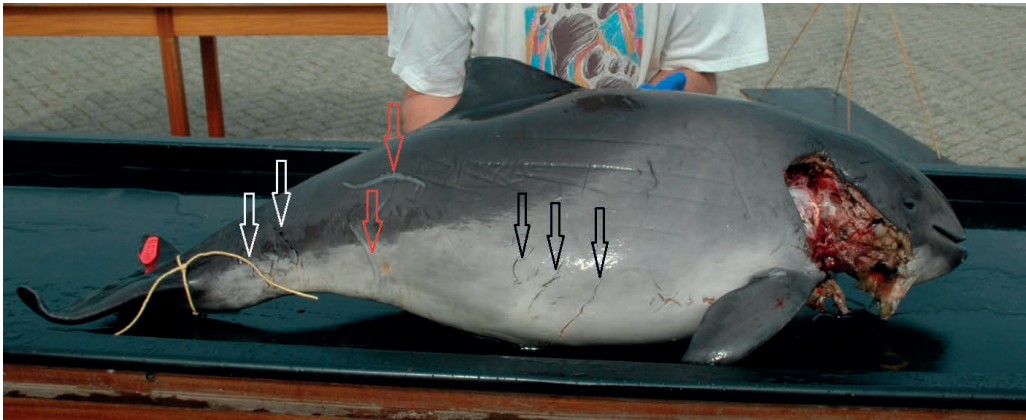


Figure 5. Harbour porpoise carcass 'TX046', showing sharp edge mutilation on the throat area, bite marks on the tailstock (white arrows) and scratches on the mid-ventral body side (black arrows). In addition, two healed scars of unknown origin are present (red arrows). *Photo: Kees Camphuysen.*

Table 1. Data of stranded harbour porpoises found at the entrance of and inside the Eastern Scheldt and which most likely died directly or non-directly from a grey seal attack based on post mortem findings.

Idcode	Date	Location	Age class	Sex	DCC	NCC	Lethality category
TX046	15-03-2006	Burgh	Juvenile	Male	2	1	Direct
TX059	23-04-2006	Scherpenisse	Juvenile	Female	1	4	Non-direct
UT125	16-08-2008	Oosterland	Juvenile	Male	3	2	Non-direct
UT159	05-08-2008	Stavenisse	Juvenile	Female	2	3	Non-direct
UT391	31-03-2010	Neeltje Jans	Juvenile	Female	2	5	Non-direct
UT442	13-03-2011	Neeltje Jans	Juvenile	Female	2	6	Non-direct
UT1129	10-03-2013	Neeltje Jans	Juvenile	Male	2	3	Direct
UT1513	22-03-2016	Kats	Juvenile	Female	1	4	Non-direct
UT1525	25-06-2016	Burghsluis	Neonate	Female	2	4	Non-direct
UT1542	11-04-2016	Oostdijk	Juvenile	Male	4	2	Direct

grey seal attacks on harbour porpoises within the Eastern Scheldt. However, at least ten harbour porpoise carcasses demonstrating bite marks and/or mutilations consistent with a grey seal attack were found in these waters. Photographs of four live harbour porpoises in the Eastern Scheldt show parallel, bilateral scarring on the tailstocks which is consistent with injuries reported to be inflicted by the teeth of grey seals (Haelters et al. 2012, Leopold et al. 2015), making a grey seal attack the most probable cause of these scars. Our study suggests that grey seal attack harbour porpoises within the borders of the Eastern Scheldt and whilst in some cases this attack

was fatal, other porpoises survive and completely recover.

In addition to the tailstock lesions on the live individuals that were the focus of this study, other markings such as bite marks on the head and the pectoral fins and nail rake marks anywhere on the body (up to five parallel scratches) have also been reported in relation to grey seal predation (Haelters et al. 2012, Leopold et al. 2015). However, in live animals, only a limited part of the porpoise's body is visible when it surfaces to breathe, and as such, scarring on the ventral side and extremities could not be assessed. Three of the four live porpoises described in

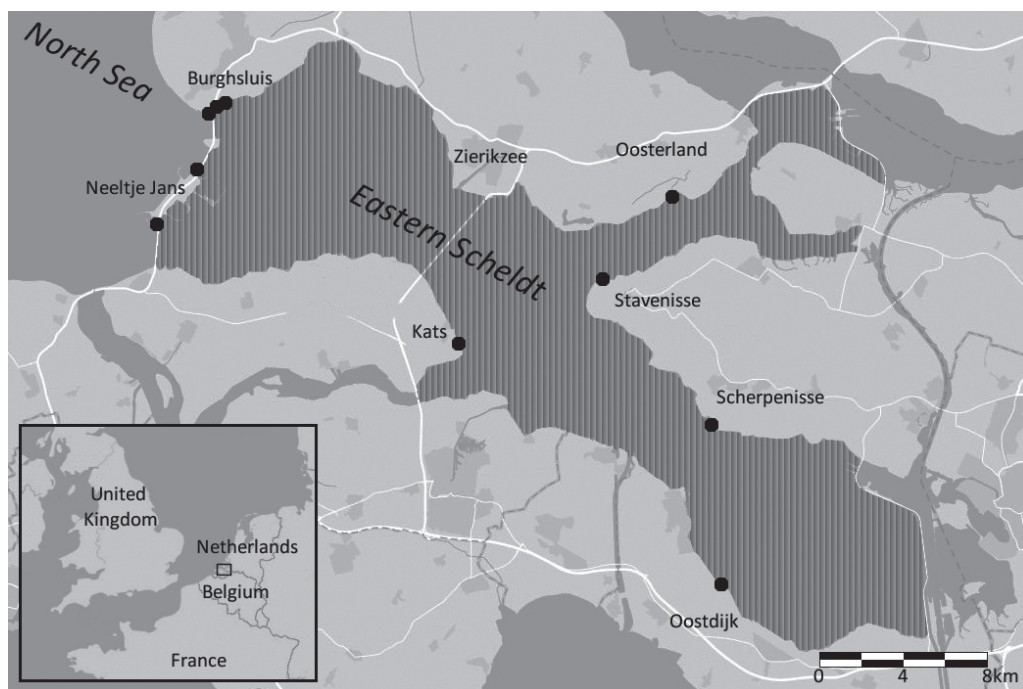


Figure 6. Map of the Eastern Scheldt area with stranding locations of ten harbour porpoises (black dots) in the Eastern Scheldt which died directly or non-directly from a grey seal attack. Five individuals were found at the entrance of the Eastern Scheldt, whilst the other five were found more inland.

this study show clear markings on the dorsal to dorsolateral sides. Also, consecutive photos of HP1, HP2 and HP4 taken during several years, demonstrate that not all lesions could have been inflicted in a single event. Moreover, it is possible that not all of the lesions on the four described porpoises can be explained by grey seal attacks. Other causes cannot be ruled out, such as contact with Japanese oysters (*Crassostrea gigas*), an invasive species with a razor-sharp shell that have colonised tidal flats in the Eastern Scheldt (Troost 2009), or temporary entanglement in fishing gear (Read & Murray 2000). Boat propeller injuries are unlikely, due to the superficial nature of the injuries on the four harbour porpoises described here (Read & Murray 2000). Other species reported to harass and kill harbour porpoises in European waters, including killer whales (*Orcinus orca*) (Cosentino 2015) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*)

(MacLeod et al. 2007), are only very rarely found in the southern part of the North Sea.

It is possible that the lesions seen on the four porpoises from the Rugvin Foundation database were inflicted outside the Eastern Scheldt, as some markings were present when animals were photographed for the first time in these waters. However, HP1 was photographed without the scars in 2012 in the Eastern Scheldt, and also HP4 was seen without tailstock lesions in 2014. Passage through the storm surge barrier that separates the Eastern Scheldt from the North Sea is possible but suggested to occur only rarely (Korpelshoek 2011). Stable isotope studies of stranded harbour porpoises from this area revealed a distinct $\delta^{13}\text{C}$ signature in muscle tissue, demonstrating that these animals foraged there for a longer period. This distinct signature was lacking in bone samples of the same individuals, suggesting a relatively recent but per-

manent shift (Jansen et al. 2013). The study of Jansen et al. (2013) suggests that the semi-open barrier may form a passage barrier and that the Eastern Scheldt would, therefore, be an ecological trap for harbour porpoises. If the porpoises do not leave the Eastern Scheldt, this would also suggest that grey seal predation is occurring in these waters. Nevertheless, grey seal attacks occur also in the coastal and deeper water of the North Sea, with stranding records of fresh, mutilated cases from anywhere on the Dutch coastline (Leopold et al. 2015). Escapes and subsequent complete recovery of harbour porpoises after grey seal attacks may also very likely occur elsewhere in the North Sea, however, the collection of good quality photographs over a period of time to prove this is considered too challenging given the elusive nature of these relatively small marine mammals.

Further evidence in the form of the mutilated carcasses found inside the Eastern Scheldt reveals that in addition to the non-lethal attacks, fatal attacks indeed occur within its borders. No clear difference was found in sex of the targeted porpoises, however the majority of them were juvenile animals. The harbour porpoises which die acutely of a grey seal attack present a better nutritional condition than those dying as a result of a previous, failed attack, where a deteriorated general health status is a common finding. These findings correspond to the results presented by Leopold et al. (2015), who concluded that the affected animals were mostly healthy juveniles.

Survival after a grey seal attack possibly allows a porpoise to learn from this predatory attempt and adapt its behaviour to try to prevent detection, encounter and eventually (fatal) capture. The result is an everlasting trade-off between energy intake and the costs of mortality due to predation; to this end, long-term behavioural changes with impacts on entire ecosystems can be expected (Lima 1998b). Changes can be seen in the abundance, habitat use, and hunger-depend-

ent risk-taking behaviours associated with energy intake (Lima 1998a, 1998b). Harbour porpoise numbers in the southern North Sea were recently reported to have decreased and it was suggested that prey availability, as well as predatory pressure played a role in this drop (Haelters & Geelhoed 2015). Harbour porpoise prey availability is reported to be low in the Eastern Scheldt (Tulp 2015) and concerns have been raised about the energy intake of the porpoises living in these waters (Jansen et al. 2013, rugvin.nl). Recently, a study by van Dam et al. (2017) on Eastern Scheldt porpoises demonstrated that their diet (especially that of adults) differs only slightly from that of North Sea stranded animals. No significant difference was found in general nutritive condition (body condition, e.g. blubber thicknesses) between Eastern Scheldt and North Sea stranded animals and therefore van Dam et al. (2017) concluded that Eastern Scheldt-bound porpoises may have developed specialised feeding skills to cope with low prey availability. This could mean that juveniles face increased competition for prey within the Eastern Scheldt with adults of their own species (van Dam et al. 2017). Nutritional challenges also include feeding adaptations as a result of predator presence. Porpoises that co-exist in areas with bottlenose dolphins adapt by losing weight to allow efficient manoeuvrability (MacLeod et al. 2007), and this phenomenon is reported in many other organisms at risk of predation (e.g. Lima 1986, Houston et al. 1993, Lima 1998b). Hunger-dependent risk-taking makes porpoises more prone to emaciation (Leopold et al. 2015). For harbour porpoises in the Eastern Scheldt - an environment where food availability is already scarce (van Dam et al. 2017) - the combination of this hunger-dependent risk-taking and a predation risk could result in a population reduction, of which the highest minimum population size was estimated at 61 individuals in June 2011, but reported to have decreased to around 30 individuals in the following five years (Bakkers & Tuhuteru 2016, rugvin.nl).

Conclusion

The documentation of complete recovery after a probable grey seal attack reveals that besides mortality, non-lethal interactions should also be considered when investigating and assessing the extent of this phenomenon, both in the Eastern Scheldt and in the North Sea. Harbour porpoises present in the Eastern Scheldt are believed to be 'trapped' and therefore resident (Jansen et al. 2013). We show that these resident porpoises are faced with a predation risk due to co-existence with grey seals, which could induce significant behavioural and distribution changes, as well as negatively affect population numbers in this area. Besides continuing the research on the wild porpoises in the Eastern Scheldt in order to estimate the abundance, post mortem research of stranded animals and subsequent stable isotope and diet analysis are also useful tools for evaluating the status of this population. To understand and eventually predict spatial and temporal changes in harbour porpoise abundance and distribution here and elsewhere, assessment of fine-scale habitat use and abundance of their prey as well as their predators would be recommended.

Acknowledgements: Fieldwork of Rugvin Foundation was funded by the World Wide Fund for Nature. We thank all the volunteers conducting the fieldwork for their help with the data collection. Special thanks go to Wouter Jan Strietman, who started with the photo-identification research on harbour porpoises in the Eastern Scheldt and collected many photographs in the first years of the project. We would also like to thank Sanne Bakkers and Naomi Tuhuteru for their data collection in the summer of 2015 and Frank Zanderink for his input on an earlier draft of this manuscript. The cases collected for post mortem research were available thanks to the volunteers of the Dutch stranding scheme. We would like to thank all students, volunteers, technicians and veterinary pathologists who helped conducting harbour porpoise necropsies at IMARES/NIOZ (2006-2007) and the department of Pathobiology (Utrecht University, 2008-2016). The post mortem research was financed by the Dutch

Ministry of Economic Affairs under grant number 140000353. Finally, we thank Steve Geelhoed, Jan Haelters and Mardik Leopold for their helpful comments and suggestions on a previous draft of this manuscript, and Rachel Thomas for her final guidance in the setup of this manuscript.

References

- Arts, F.A., S. Lilipaly & R.C.W. Strucker 2016. Water-
vogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2014 /
2015. Report BM 16.09. RWS Centrale Informa-
tievoorziening, Lelystad, the Netherlands.
- Bakkers, S. & N.A.M. Tuhuteru 2016. Photo-identifica-
tion of harbour porpoises in the Eastern Scheldt.
Internal report. Stichting Rugvin, Velp, the Neth-
erlands
- Bakkers, S., N.A.M. Tuhuteru, W.J. Strietman & F.
Zanderink 2016. Harbour porpoise photo-ID in
the Eastern Scheldt, the Netherlands. Poster pre-
sented at the 30th Conference of the European
Cetacean Society, Madeira, 14-16 March 2016.
- Bouveroux, T., J.J. Kiszka, M.R. Heithaus, R. Jauniaux
& S. Pezeril 2014. Direct evidence for gray seal
(*Halichoerus grypus*) predation and scavenging
on harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Marine
Mammal Science 30: 1542-1548.
- Brasseur, S., T. van Polanen Petel, G. Aarts, E. Meesters,
E. Dijkman & P. Reijnders 2010. Grey Seals (*Hal-
ichoerus grypus*) in the Dutch North Sea: Popula-
tion ecology and effects of wind farms. Report
C137/10. IMARES Wageningen UR, Wageningen,
the Netherlands.
- Camphuysen, C.J. 2004. The return of the harbour
porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal
waters. Lutra 47 (2): 113-122.
- Camphuysen, C.J. 2011. Recent trends and spatial pat-
terns in nearshore sightings of harbour porpoises
in the Netherlands (Southern Bight, North Sea),
1990-2010. Lutra 54: 39-47.
- Cosentino, A.M. 2015. First record of Norwegian killer
whales attacking and feeding on a harbour por-
poise. Marine Biodiversity Records 8: 1-5.
- Elliser, C. & K. MacIver 2016. Who is that? Identifying
individuals and creating a regional ID catalogue
for the harbor porpoise in the Salish Sea. Poster

- presented at the Salish Sea Ecosystem Conference, Vancouver, 13-15 April 2016.
- Evans, P.G.H. & P.S. Hammond 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review* 34 (1): 131-156.
- Haelters, J. & S. Geelhoed 2015. Over enkele jaren weer zeldzaam? Minder bruinvissen in de zuidelijke Noordzee. *Zoogdier* 26 (4): 1-3.
- Haelters, J., F. Kerckhof, T. Jauniaux & S. Degraer 2012. The grey seal (*Halichoerus grypus*) as a predator of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquatic Mammals* 38: 343-353.
- Houston, A.I., J.M. McNamara & J.M.C. Hutchinson 1993. General results concerning the trade-off between gaining energy and avoiding predation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 341: 375-397.
- Jansen, O.E., G.M. Aarts & P.J.H. Reijnders 2013. Harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Eastern Scheldt: a resident stock or trapped by a storm surge barrier? *PLoS ONE* 8 (3): e56932.
- Jauniaux, T., M.M. Garigliany, P. Loos, J.-L. Bourgain, T. Bouveroux, F. Coignoul, J. Haelters, J. Karpouzopoulos, S. Pezeril & D. Desmecht 2014. Bite injuries of grey seals (*Halichoerus grypus*) on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *PLoS ONE* 9 (12): e108993.
- Keener, W., I. Szczepaniak, J. Stern & M. Webber 2013. Porpoises and dolphins find new habitat in San Francisco Bay. State of the San Francisco Estuary Conference, Native Wildlife and Invasive Species Session, Oral Abstracts.
- Korpelshoek, L.D. 2011. Resident harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Oosterschelde (Netherlands): their behaviour compared to the behaviour of migratory harbour porpoises in the southern North Sea. MSc thesis. Leiden University, Leiden, the Netherlands.
- Kuiken, T. & M. García Hartmann (eds) 1993. Cetacean pathology: dissection techniques and tissue sampling. Proceedings of the European Cetacean Society Workshop, Leiden, the Netherlands.
- Leopold, M.F., L. Begeman, J.D.L. van Bleijswijk, L.L. IJsseldijk, H. Witte & A. Gröne 2015. Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society Biology* 282: 20142429. DOI: 10.1098/rspb.2014.2429.
- Lima, S.L. 1986. Predation risk and unpredictable feeding conditions - determinants of body-mass in birds. *Ecology* 67: 377-385.
- Lima, S.L. 1998a. Stress and decision making under the risk of predation: Recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. *Advances in the Study of Behavior* 27: 215-290.
- Lima, S.L. 1998b. Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48 (1): 25-34.
- Lima, S.L. 2002. Putting predators back into behavioral predator-prey interactions. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (2): 70-75.
- MacLeod, R., C.D. MacLeod, J.A. Learmonth, P.D. Jepson, R.J. Reid, R. Deaville & G.J. Pierce 2007. Mass-dependent predation risk and lethal dolphin-porpoise interactions. *Proceeding of the Royal Society Biology* 274: 2587-2593.
- Read, A.J. & K.T. Murray 2000. Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-15. U.S. Department of Commerce, Washington D.C., USA.
- Reijnders, P.J.H. 1995. Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. *Biological Conservation* 71 (3): 231-235.
- Rugvin.nl. Available at: <http://rugvin.nl>.
- Strietman, W.J. 2012. Photo-identification of harbour porpoises in the Oosterschelde estuary, the Netherlands. Poster presented at the 26th Conference of the European Cetacean Society, Galway, 26-28 March 2012.
- Stringell, T., D. Hill, D. Rees, F. Rees, P. Rees, G. Morgan, L. Morgan & C. Morris 2015. Predation of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) by grey seals (*Halichoerus grypus*) in Wales. *Aquatic Mammals* 41 (2): 188-191.
- Troost, K. 2009. Pacific oysters in Dutch estuaries. Causes of success and consequences for native bivalves. PhD thesis. University of Groningen, Groningen, the Netherlands.
- Tulp, I. 2015. Analyse visgegevens DFS (Demersal Fish Survey) ten behoeve van de compensatiemonitoring Maasvlakte2. Rapport C080/15. IMARES Wageningen UR, Wageningen, the Netherlands.
- van Bleijswijk, J.D.L., L. Begeman, H.J. Witte, L.L. IJsseldijk, H. Witte & A. Gröne 2015. Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society Biology* 282: 20142429. DOI: 10.1098/rspb.2014.2429.

- seldijk, S. Brasseur, A. Gröne & M.F. Leopold 2014. Detection of grey seal *Halichoerus grypus* DNA in attack wounds on stranded harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series* 513: 277-281.
- van Dam, S., L. Solé, L.L. IJsseldijk, L. Begeman & M.F. Leopold 2017. The semi-enclosed tidal bay Eastern Scheldt in the Netherlands: porpoise heaven or porpoise prison? *Lutra* 60 (1): 5-18.
- Waarneming.nl. Available at: www.waarneming.nl.
- Würsig, B. & T.A. Jefferson 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. *Reports of the International Whaling Commission, Special Issue* 12: 43-52.
- Zanderink, F. & N. Osinga 2010. De bruinvis is terug in de Oosterschelde. *Zoogdier* 21 (3): 12-15.

Samenvatting

Aanvallen van grijze zeehond op bruinvissen in de Oosterschelde: ontsnappings- en sterftegevallen

In het zuidelijke deel van de Noordzee worden jaarlijks honderden verminkte, dode bruinvissen (*Phocoena phocoena*) aangetroffen. Recente studies tonen een relatie aan met predatie door grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Door middel van een retrospectieve studie van sectiefoto's kon aangetoond worden dat aanvallen van grijze zeehonden een van de meest voorkomende oorzaken zijn van sterfte onder bruinvissen in Nederland. Naast dodelijke aanvallen worden ook niet-dodelijk aanvallen gerapporteerd, die een grote rol kunnen spelen in de dynamiek van het ecosysteem, in het bijzonder in gebieden waar veel grijze zeehonden en bruinvissen samen voorkomen. De Oosterschelde heeft een residente populatie bruinvissen en ook grijze zee-

honden komen in dit gebied voor. Dit maakt de Oosterschelde een geschikte locatie om de interactie tussen deze twee soorten te onderzoeken. Foto's van bruinvissen in de Oosterschelde worden verzameld door Stichting Rugvin voor foto-identificatiedoeleinden. In deze database werden bij vier individuen bilaterale littekens vastgelegd op de staartaanzet en op additionele delen van de flanken. Deze littekens vertoonden sterke overeenkomsten met de beschreven wonden die door grijze zeehonden kunnen worden toegebracht bij een predatiepoging. De wonden waren genezen en bovendien waren deze bruinvissen ook in voorgaande jaren geobserveerd met deze littekens. Dit bewijst dat deze vier dieren volledig hersteld zijn na het veroorzaakte trauma. Daarnaast heeft postmortaal onderzoek aangetoond dat in de laatste decennia minimaal tien in dit gebied gestrande bruinvissen gestorven zijn als gevolg van een aanval door grijze zeehond. Deze predatiedreiging, in combinatie met de schaarse voedingsbronnen die beschikbaar zijn voor bruinvissen, impliceert een aanzienlijke druk op het overleven van de bruinvis in de Oosterschelde. Gedragaanpassingen bij bruinvissen zijn daarom te verwachten. De interactie tussen grijze zeehonden en bruinvissen in de Noordzee en elders wordt intensief bestudeerd, maar de studies richten zich in veel gevallen op het onderzoek van gestrande, dode dieren. Onze bevindingen laten zien dat, naast de interacties waarbij bruinvissen direct worden gedood, ook niet-dodelijke interacties in beschouwing moeten worden genomen bij het onderzoek naar de schaal van dit fenomeen, zowel in de Oosterschelde als in de Noordzee.

Received: 8 May 2017

Accepted: 16 August 2017

Bruine en zwarte ratten, een review van recente inzichten over oude exoten

Johan B.M. Thissen¹ & Mathilde Uiterwijk²

¹ Van Bommel FAUNAWERK, e-mail: johan@vanbommel-faunawerk.nl

² Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM),
Antonie van Leeuwenhoeklaan 9, NL-3721 MA Bilthoven, the Netherlands

Abstract: *Brown rat and black rat in the Netherlands, a review of recent insights.*

The often quoted year 1727 as the year of introduction of the brown rat (*Rattus norvegicus*) in the Netherlands has not been substantiated. Zoological publications from the 18th Century do not mention brown rat or state explicitly that the species is absent. The first publication about the presence of brown rat in the Netherlands appeared in 1821. Because that publication states that by then the brown rat was already common in cities it is assumed that the species was introduced some decades earlier, around 1800. Black rat (*Rattus rattus*) and brown rat are notorious, being the hosts of ectoparasites that can transmit the plague. In the last two decades several researchers have expressed doubts on whether the second pandemic (the Black Death), which started in 1345, was caused by *Yersinia pestis*, the pest bacterium. Recently, genetic research has proven the presence of the pest bacterium in the remains of victims of the second and the first pandemic.

Trefwoorden / keywords: *Rattus norvegicus*, *Rattus rattus*, *Yersinia pestis*, pest, plague, Zwarte Dood, Black Death.

Inleiding

Klakkeloos wordt steeds weer het jaartal 1727 genoemd als jaar van introductie van de bruine rat (*Rattus norvegicus*) in Nederland, zie bijvoorbeeld de in 2016 verschenen Atlas van de Nederlandse zoogdieren (Hollander 2016). Opmerkelijk is dat 1727 ook het jaar is waarin massa's bruine ratten de Wolga bij Astrakhan overstaken. Dit was aanleiding om de geschiedenis van de bruine en ook die van de zwarte rat (*Rattus rattus*) in ons land en de invasie bij Astrakhan nog eens tegen het licht houden.

Zwarte en bruine rat zijn berucht als gastheer van uitwendige parasieten die de pest kunnen overbrengen, een ziekte die in drie pandemieën de wereld teisterde en nog af en

toe de kop opsteekt. Onderzoekers van buiten de medische disciplines, zoals historici (Cohn 2008) en geografen (Bossack & Welford 2009), hebben de laatste twee decennia twijfels geuit of de pestbacterie wel echt de oorzaak was van de Zwarte Dood, die Europa vanaf 1345 teisterde. Deze twijfels waren aanleiding om ook dit onderwerp te behandelen in deze review.

Historie en herkomst

Bruine ratten en zwarte ratten horen niet tot de oorspronkelijke dierenwereld van Europa. Beide rattensoorten zijn door menselijk handelen in Europa terecht gekomen, waarna hun aantallen toenamen tot overlastgevende proporties. Naast schade door knagen, het opeten van oogsten en voorraden en het vervuilen ervan met hun uitwerpselen, brengen ratten ziektes over, zoals de pest. De zwarte rat stamt

© 2017 Zoogdiervereeniging. Lutra articles also on the internet: <http://www.zoogdiervereeniging.nl>

uit India en de bruine vermoedelijk uit het Verre Oosten (Musser & Carleton 2005).

Zwarte rat

Sinds de Romeinse tijd is de zwarte rat bekend in Europa. Deze exoot heeft ons werelddeel waarschijnlijk bereikt door mee te liften met transporten (McCormick 2003). Bij archeologisch onderzoek zijn op meerdere locaties in Nederland botresten van zwarte ratten uit de Romeinse tijd gevonden (bron: <https://archeologieinnederland.nl/bronnen-en-kaarten/boneinfo>).

Bruine rat

Het in verschillende publicaties genoemde jaar 1727 als jaar van aankomst van de bruine rat in ons land is ontleend aan het standaardwerk over de Nederlandse zoogdieren van IJsseling en Scheygrond (1943). In dat boek staat als bron van dit jaartal niet meer dan ‘men zegt’, dat wil zeggen, niet meer dan een willekeurige mondelinge mededeling. Publicaties over de zoogdieren van Nederland uit de achttiende eeuw (Gronovius 1760, Houttuyn 1761, Boddaert 1791, Pasteur 1796) noemen de bruine rat niet als in Nederland aanwezig dier. Pasteur schrijft in 1796 expliciet dat de bruine rat al wel in naburige landen voorkomt, maar nog niet in Nederland.

Houttuyn (1761) noemt de bruine rat als ‘rot van Noorwegen’, met de aantekening ‘wordt in Noorwegen gevonden’. Vanwege de abusievelijke aanname dat de bruine rat vanuit Noorwegen Groot-Brittannië bereikt had, gaf John Berkenhout in 1769 de bruine rat de wetenschappelijke naam *Rattus norvegicus*. Een tweede Engelse naam naast ‘brown rat’ is ‘Norway rat’.

Pas in 1821 wordt de bruine rat in een zoölogische publicatie genoemd als voorkomend in Nederland. Nicatus (1821) noemt de bruine rat dan zeer frequent in steden langs grach-

ten. Dit suggereert dat de soort toen al decennia in ons land gevestigd was. In 1826 was de uitbreiding van de bruine rat in Groningen nog gaande. Van Swinderen (1826) meldt dan dat de bruine rat in Groningen nog iets minder algemeen is dan de zwarte rat. De bruine rat had op het platteland toen al de overhand, maar in de stad nog niet. Onze voorlopige en voorzichtige conclusie is dat de bruine rat zich pas ergens rond 1800 in Nederland vestigde. Zoölogische bronnen uit de achttiende eeuw zijn echter schaars en verder blijft het de vraag hoe sterk onderbouwd de melding van Pasteur in 1796 is dat de bruine rat dan nog niet in ons land voorkomt.

Provincie- en gemeenteverslagen uit het midden van de 19^{de} eeuw bevatten informatie over veel soorten zoogdieren, maar over ratten is daarin weinig te vinden. Het provincieverlag van Gelderland over 1851 (p. 242) meldt: ‘De ratten, afkomstig uit Perzië, [...] schijnen te Arnhem tot hare oorspronkelijke levenswijze terug te keren, en rigten ook buiten de woningen vele schade aan. Slim en moedig, zijn zij moeilijk te verdelgen.’ Blijkbaar had men opgemerkt dat een ander soort ratten uit het buitenland gearriveerd was en dat deze nieuwkomers eerst vooral in huis zaten maar inmiddels ook buiten. Ook had men ervaren dat deze bruine ratten moeilijker aan te pakken waren dan de zwarte ratten waaraan men gewend was.

Vraagtekens rondom 1727

Het onvoldoende gedocumenteerde jaartal 1727 in het standaardwerk ‘De zoogdieren van Nederland’ (IJsseling & Scheygrond 1943), als jaar van aankomst van de bruine rat in Nederland, kan voortgekomen zijn uit de publicatie van Pallas (1831) (zie onderstaand). Ervynck (1989) wijst er op dat het volksgeloof wil dat de introductie van de bruine rat in Europa te wijten is aan een catastrofale gebeurtenis. Hierbij gaat het om ratten die in 1727 in grote groepen de Wolga bij de stad Astrakhan,



Bruine rat. Foto: Paul van Hoof.

vlakbij de Kaspische Zee, overstaken. Na de komst van de ratten heerste er twee jaar pest in Astrakhan (Pallas 1831). Pallas is in 1741 geboren en heeft wellicht over deze gebeurtenis gehoord toen hij in 1793 of 1794, ruim 60 jaar na het optreden van de ratten, tijdens een van zijn expedities Astrakhan bezocht. Zijn beschrijving in 'Zoographica rosso-asiatICA' is na zijn dood verschenen. Verschillende auteurs (bijvoorbeeld Blasius 1857, Brehm 1865, Ritzema Bos 1879, Johnston 1903) noemen de oversteek van de Wolga een invasie van ratten naar Europa. Schlegel (1862) ziet dit anders: hij identificeert de als 'e *Cumano deserto*' beschreven herkomst van de ratten als uit de Kumanische steppe. Deze steppe ligt ten *westen* van de Wolga, en strekt zich uit tot aan de rivier de Kuma, zoals Lepechin (1774) beschrijft. Schlegel wijst er op dat Astrakhan juist ten *oosten* van de Wolga ligt. Zo bekeken was het dus een uittocht van bruine ratten uit Europa.

In dit verband is interessant dat Claudius Aelianus in zijn in het Grieks geschreven 'De aard der dieren' uit de 2^e eeuw al schrijft over ratten die in oneindig grote aantallen van tijd tot tijd strooptochten ondernemen in de

landen langs de Kaspische Zee, zwemmend over de rivieren, terwijl zij elkaar bij de staart vasthouden (Aelianus 1972). Het beschreven gedrag wijst niet op zwarte rat, anderzijds zou het voor de bruine rat wel erg vroeg zijn. A.F. Scholfield (in Aelianus 1972) meldt in een voetnoot van zijn hand in zijn vertaling van het Grieks naar het Engels dat Aelianus hier doelt op Azerbeidzjan. Aelianus beroept zich op het manuscript *Stathmoi* (Staties) van landmeter Amyntas, die mogelijk deelnam aan de grote expeditie van Alexander de Grote (Heckel 2006).

De vroegste goed gedateerde botresten van bruine ratten aan de Kaspische Zee stammen uit de vijftiende of zestiende eeuw en zijn gevonden in een paleis in Baku, de hoofdstad van Azerbeidzjan (Vereshchagin 1959). Op zich vroeg voor bruine ratten aan de rand van Europa, maar evengoed bijna twee millennia later dan volgens het manuscript *Stathmoi*, dat overigens verdwenen is en alleen nog bekend is door acht citaten door anderen (Heckel 2006).

Bruine ratten hebben West-Europa niet bereikt door oversteek van de Wolga in 1727, maar als 'opstappers' / 'verstekelingen' op

schepen uit havens aan de Oostzee, zoals in 1716 vanuit Rusland naar Denemarken bij een bezoek van de Russische oorlogsvloot met tsaar Peter de Grote en in 1728/29 naar Londen met een schip met hout uit Rusland en naar Ierland in 1722 (Rutty 1774, Bauer 2001). De genoemde jaartallen laten overigens zien dat 1727 als jaar van aankomst in Nederland niet uitgesloten is, maar dat blijft onvoldoende gedocumenteerd.

De pest

De bacterie *Yersinia pestis* is de veroorzaker van pest. Het is een zoönose, met knaagdieren als reservoir en vlooiën als vector, met de kanttekening dat bij bijzondere vormen van pest (longpest) ook overdracht direct van mens naar mens mogelijk is. Dierlijke gastheren van *Y. pestis* kunnen onderscheiden worden in enzoötische en epizoötische gastheren. Enzoötische gastheren reageren mild op een infectie, hebben er een redelijke weerstand tegen en vertonen een lage mortaliteit, terwijl bij epizoötische gastheren heftige uitbraken met hoge mortaliteit kunnen optreden en er een flinke vermeerdering van de bacteriën optreedt. De vlooiën van laatstgenoemde gastheren zullen na het sterven van hun gastheer op zoek moeten gaan naar andere voedingsbronnen, zoals de mens, waarbij *Y. pestis* overgedragen kan worden. Hoewel van 203 verschillende knaagdieren, 14 Lagomorpha (haasachtigen), en zelfs van geit (*Capra hircus*), kameel (*Camelus b. bactrianus*) en huisspitsmuis (*Crocidura russula*) (Malek et al. 2015) bekend is dat ze natuurlijk geïnfecteerd kunnen zijn met *Y. pestis*, zijn 30-40 soorten, met name vertegenwoordigers van de knaagdierfamilies Muridae (ratten en muizen) en Sciuridae (eekhoorns), van belang als permante reservoirs. De rest kan beschouwd worden als tijdelijke of epizoötische gastheren. Bij humane uitbraken zijn met name de zwarte rat, de bruine rat, of, in mindere mate, de huismuis (*Mus musculus*) betrokken (Maas

& van der Giesen, in druk).

In de geschiedenis van pestuitbraken onder mensen heeft de zwarte rat een belangrijke rol gespeeld. Deze rat leeft in de nabijheid van mensen (in schepen en huizen), kan goed klimmen en is een goede gastheer voor een efficiënte pest-vector, de oriëntaalse rattenvlo (*Xenopsylla cheopis*). Overigens, ook van de eigen menselijke uitwendige parasieten, de mensenvlo (*Pulex irritans*) en de luis *Pediculus humanus*, is bekend dat de ziekte van mens op mens overgebracht kan worden (Blanc & Balthazar 1945). Ook lijkt de bruine rat een hogere mate van weerstand te vertonen tegen *Y. pestis* dan de zwarte rat, hoewel dit in bepaalde situaties waar *Y. pestis* endemisch is, ook andersom waargenomen is (Maas & van der Giessen, in druk). Bovendien was de bruine rat tijdens de eerste en een groot deel van de tweede pandemie nog niet aanwezig in Europa.

Mensen zijn zeer gevoelig voor *Y. pestis* en infectie leidt tot acuut verlopende ziektebeelden. Builenpest ontstaat door een vlooiënbeet of door besmetting van een huidwond en uit zich door zwelling van de lymfeklieren (lymfadenopathie). De daarbij optredende zwartverkleuring door necrose (afsterven van weefsel) verklaart de andere naam van de pest: de Zwarte Dood. Als in het beloop van gewone builenpest longaandoeningen ontstaan in de vorm van secundaire longpest, kan de besmetting direct overgaan van mens op mens. In die situaties kunnen door inademing van speekseldruppeltjes zich zeer snel verspreidende besmettingen ontstaan van primaire longpest. Onbehandeld leidt deze vorm van de pest tot bijna honderd procent mortaliteit, voor de andere vormen van pest ligt het percentage tussen de 60 tot 80 procent (Bonebakker 1963).

De pest heeft in historische tijden drie enorme uitbraken over hele werelddelen gekend (pandemieën): in de vroege middeleeuwen (van 540 tot in de achtste eeuw) in het Midden-Oosten en Zuid-Europa, van 1345 tot 1722 door heel Eurazië en in Noord-

Afrika en van 1890 tot 1910 in China en India. De tweede pandemie wordt de Zwarte Dood genoemd. In Azië, Afrika en Amerika treedt de pest ook nu nog op, zij het niet als pandemie.

De eerste pandemie, die zich afspeelde in de vroege middeleeuwen, heeft Nederland voor zover bekend niet bereikt (Rosen 2006), de tweede pandemie echter wel. Deze laatste bereikte Messina op Sicilië met schepen uit de havenstad Feodosia op de Krim in oktober 1347 en in 1348 bereikte de ziekte al Zuid-Nederland. Feodosia was toen de handelskolonie Kaffa van Genua aan een van de eindpunten van de Zijderoute. In 1345 begon een Mongools leger Kaffa te belegeren. In het Mongoolse leger heerste pest. De Mongolen slingerden met katapulten pestlijken Kaffa in. Nog tijdens het beleg vluchtten twaalf Genuese schepen van Kaffa naar Messina (Hall 2009), Genua en Venetië (Horrox 1994) en brachten de pest in Italië. Het beleg mislukte overigens, vermoedelijk door de pest (Wheelis 2002).

Vanwege de grote snelheid van de uitbreiding over Europa in 1347/48, de korte incubatieperiode en het ontbreken van documentatie over zieke ratten hebben verschillende auteurs er twijfels over uitgesproken of de tweede pandemie wel echt door de pestbacterie was veroorzaakt (Cohn 2008, Bossak & Welford 2009). De grote uitbraaksnelheid zou niet passen bij verspreiding door ratten en hun vlooiën. De grote snelheid van verspreiding kan echter verklaard worden door een groot aandeel van primaire longpest in de tweede pandemie en een mogelijke rol van humaan-specifieke uitwendige parasieten, zoals luizen, waardoor de uitbraaksnelheid aanzienlijk toeneemt en de biologische incubatieperiode kort wordt (Drancourt & Raoult 2016). Verder kunnen factoren met betrekking tot klimaat (leidend tot hongersnoden), gevoeligheid van de gastheer, andere ziekten en sociale omstandigheden (zoals oorlogen) hebben bijgedragen aan de snelheid van verspreiding en een korte incubatieperiode (Andam et al. 2016).

De snelle verspreiding kan ook verklaard worden door transport door de mens. Zo verbande Messina de schepen uit Kaffa uit hun haven. Eén van de schepen bracht vervolgens de pest naar Marseille, werd daar ook weer verbannen en voer door naar Spanje (Hall 2009).

Onderzoek naar DNA van de pestbacterie heeft inmiddels definitief bewijs geleverd (Spyrou et al. 2016). Zo is in het binnenste van tanden (in de pulpa) van in de veertiende eeuw in Bergen op Zoom in massagraven begraven mensen DNA van de pestbacterie aangetoond (Haensch et al. 2010). Er liggen rond het oude gasthuis (nu de Sint Maartenskapel) naar schatting veertig massagraven met in totaal ruim 800 mensen. In het toenmalige gasthuis zijn nog eens ongeveer 50 mensen begraven. Een totaal van 850 doden betekent dat een kwart tot een derde van de inwoners van Bergen op Zoom toen aan de pest is bezweken (Vermunt & van der Kallen 2010). Ook van de eerste pandemie (vroege middeleeuwen) is aangetoond dat het werkelijk pest was, door DNA-analyse van tanden uit de zesde eeuw uit graven in Beieren (Harbeck et al. 2013).

Momenteel is de pest endemisch in steppe-achtige gebieden in Azië, Afrika en Noorden Zuid Amerika. In de tweede helft van de 20^{ste} eeuw zijn in deze gebieden besmettingen bij kamelen en geiten beschreven: het slachten en eten van vlees van deze dieren heeft ook geleid tot besmetting van mensen (Christie et al. 1980). Met tijdige toediening van antibiotica is de pest tegenwoordig goed te behandelen.

Sinds 1980 worden in Madagascar ieder jaar mensen besmet met pest. In augustus 2017 begon daar zelfs een flinke uitbraak, van vooral longpest, met 2417 bevestigde gevallen en 209 doden (World Health Organisation -Regional Office for Africa 2017). Inmiddels is de epidemie grotendeels onder controle.

Dankwoord: Jan de Rijk raadpleegde BoneInfo en provincie- en gemeenteverslagen uit de 19de eeuw. Svetlana Miteva heeft een tekst uit het Russisch vertaald.

We bedanken twee anonieme referenten voor hun constructieve bijdragen aan de tekst. Onze speciale dank gaat uit naar corresponding editor Jan Piet Bekker die door zijn achtergrond als arts in staat was om naast een goede algemene redactie belangrijke verbeteringen en aanvullingen voor te stellen voor het deel over de pest.

Literatuur

- Aelianus 1972. On the characteristics of animals III. Books XII-XVII. Loeb classical library, vertaling uit het Grieks door A.F. Scholfield. Heinemann, Londen, VK.
- Andam, C.P., C.J. Worby, Q. Chang & M.G. Campana 2016. Microbial genomics of ancient plagues and outbreaks. *Trends in Microbiology* 24: 978–990.
- Bauer, K. 2001. Wanderratte *Rattus norvegicus* (Berkhout, 1769). In: F. Spitzenberger (red.). Die Säugetiere Österreichs. (Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 13): 527–533. Austria Medien Service, Graz, Oostenrijk.
- Blanc, G. & M. Baltazard 1945. Recherches sur la mode de transmission naturelle de la pest bubonique et septicémique. *Archives de l'Institut Pasteur du Maroc* 3 (5): 173–348.
- Blasius, J.H. 1857. Naturgeschichte der Säugetiere Deutschlands und der angrenzenden Länder von Mitteleuropa. Vieweg Verlag, Braunschweig, Duitsland.
- Boddaert, P. 1791. Geographische historie van den mensch en der alom verbreide viervoetige dieren. In het Hoogduits beschreeven door den Hooggeleerden Heer E.A.W. Zimmerman, Hoogleeraar in het Carolinisch College te Brunswijk. Vertaald en met aanmerkingen vermeerderd. II. Deel. Van Paddenburg, Utrecht, Nederland.
- Bonebakker, A. 1963. Pest. In: F.S.P. van Buchem, J.A.M.J. Enneking, P. Formijne, G.A. Lindeboom, J. Mulder & A. Querido (red.). Nederlands leerboek der interne geneeskunde: 264–268. Scheltema & Holkema N.V., Amsterdam, Nederland.
- Bossak, B.H. & M.R. Welford 2009. Did medieval trade activity and a viral etiology control the spatial extent and seasonal distribution of Black Death mortality? *Medical Hypotheses* 72 (6): 749–752. doi: 10.1016/j.mehy.2008.
- Brehm, A. 1865. Illustriertes Thierleben. Eine allgemeine Runde des Thierreichs. Zweiter Band. Erste Abteilung. Die Säugethiere. Hälfte 2: Beuteltiere und Nager. Zahnarme, Hufthiere und Seesäugethiere. Bibliographisches Institut, Hildburghausen, Duitsland.
- Christie, A.B., T.H. Chen & S.S. Elberg 1980. Plague in camels and goats: their role in human epidemics. *Journal of Infectious Disease* 141 (6): 724–726.
- Cohn, S.K. 2008. Epidemiology of the Black Death and Successive Waves of Plague. *Medical History Supplement* 27: 74–100.
- Drancourt, M. & D. Raoult 2016. Molecular history of plague. *Clinical Microbiology and Infection* 22 (11): 911–915. doi: 10.1016/j.cmi.2016.08.031.
- Ervynck, A. 1989. Archeozoologisch onderzoek van de zwarte rat (*Rattus rattus*) en de bruine rat (*Rattus norvegicus*). Proefschrift Rijksuniversiteit Gent, Gent, België.
- Gronovius, L.T. 1760. Animalium in belgio habitantium. Centuria prima. *Acta helvetica, physicomathematico-anatomico-botanico-medica* 4: 243–256.
- Haensch, S., R. Bianucci, M. Signoli, M. Rajerison, M. Schultz, S. Kacki, M. Vermunt, D.A. Weston, D. Hurst, M. Achtman, E. Carniel & B. Bramanti 2010. Distinct Clones of *Yersinia pestis* caused the Black Death. *PLoS Pathogens* 6 (10): e1001134. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1001134>.
- Hall, T.C. 2009. The Complete Idiot's Guide to the Middle Ages. Penguin, New York, VS.
- Harbeck M., L. Seifert, S. Hänsch, D.M. Wagner, D. Birdsell, K.L. Parise, I. Wiechmann, G. Grupe, A. Thomas, P. Keim, L. Zöller, B. Bramanti, J.M. Riehm & H.C. Scholz 2013. *Yersinia pestis* DNA from skeletal remains from the 6th Century AD reveals insights into Justinianic Plague. *PLoS Pathogens* 9(5): e1003349. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1003349>.
- Heckel, W. 2006. Who's who in the age of Alexander the Great. Blackwell Publishing, Malden, VS.
- Hollander, H. 2016. Bruine rat *Rattus norvegicus*. In: S. Broekhuizen, K. Spoelstra, J.B.M. Thissen, K.J. Canters & J.C. Buys (red.). Atlas van de Nederlandse zoogdieren. *Natuur van Nederland* 12: 144–146. Naturalis Biodiversity Center & EIS Kenniscentrum Insecten en andere ongewervelden,

- Leiden, Nederland.
- Horrox, R. 1994. The black death. Manchester University Press, Manchester, VK.
- [Houttuyn, M.] 1761. Natuurlyke historie of uitvoerige beschryving der dieren, planten en mineraalen, Volgens het Samenstel van den Heer Linnaeus. Eerste deels, tweede stuk. Vervolg der zoogende dieren. F. Houttuyn, Amsterdam, Nederland.
- IJsseling, M.A. & A. Scheygrond 1943. De zoogdieren van Nederland I. Thieme, Zutphen, Nederland.
- Johnston, H. 1903. British mammals. Hutchinson, Londen, VK.
- Lepechin, I. 1774. Tagebuch der Reise durch verschiedene Provinzen des russischen Reiches in den Jahren 1768 und 1769. Richterische Buchhandlung, Altenburg, Duitsland.
- Maas, M. & J. van der Giessen, in druk. Towards a monitoring and surveillance system for rodent-borne diseases in the Netherlands, *Yersinia pestis* as an example. Letter report. RIVM, Bilthoven, Nederland.
- Malek, M.A., A. Hammami, A. Beneldjouzi & I. Bitam 2015. Enzootic plague foci, Algeria. New Microbes and New Infections 4: 13-6. doi: 10.1016/j.nmni.2014.11.003.
- Musser, G.G. & M.D. Carleton 2005. Superfamily Muroidea. In: D.E. Wilson & D.M. Reeder (red.). Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference: 894-1531. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, VS.
- McCormick, M. 2003. Rats, communications, and plague: toward an ecological history. Journal of Interdisciplinary History 34: 1-25.
- Nicatus, C. 1821. Commentatio, qua respondetur ad questionem zoologicam, ab ordine matheseos et philosophiae naturalis, propositam "Tradatur historia naturalis et anatome Muris sylvatici Linnaei atque Muris arvalis Linnaei [...]. Annales Academiae Rheno-Traiectinae 6: 1-132.
- Pallas, P. 1831. Zoographica rosso-asiatica. Volumen primum. Caesarea Academia Scientiarum, Sint Petersburg, Rusland.
- Pasteur, I.D. 1796. Beknopte natuurlijke historie der zoogende dieren. Tweede Deel. Honkoop & du Mortier, Leiden, Nederland.
- Ritzema Bos, J. 1879. Landbouwdierkunde. Nuttige en schadelijke dieren van Nederland. Eerste deel. Wolters, Groningen, Nederland.
- Rosen, W. 2007. Justinian's flea. Plague, Empire and the Birth of Europe. Penguin, New York, VS.
- Rutty, J. 1772. An essay towards the natural history of the county of Dublin. Volume I. Sleater, Dublin, Ierland.
- Schlegel, H. 1862. De dieren van Nederland. Gewerfelde dieren. Zoogdieren. Kruseman, Haarlem, Nederland.
- Schuenemann, V.J., K. Bos, S. DeWitte, S. Schmedes, J. Jamieson, A. Mittnik, S. Forrest, B.K. Coombes, J.W. Wood, D.J.D. Earn, W. White, J. Krause & H.N. Poinar 2011. Targeted enrichment of ancient pathogens yielding the pPCP1 plasmid of *Yersinia pestis* from victims of the Black Death. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108 (38): E746-E752.
- Spyrou, M.A., R. Tukhbatova, M. Feldman, J. Drath, S. Kacki, J. Beltrán de Heredia, S. Arnold, A.G. Sitdikov, D. Castex, J. Wahl, I.R. Gazimzyanov, D.K. Nurgaliev, A. Herbig, K.I. Bos & J. Krause 2016. Historical *Y. pestis* genomes reveal the European Black Death as the source of ancient and modern plague pandemics. Cell Host & Microbe 19: 874-881.
- [Swinderen, T. van] 1826. Lijst van dieren in de provincie Groningen gevonden. Natuurkundige Verhandelingen van de Hollandse Maatschappij der Wetenschappen te Haarlem 15 (2): 321-343.
- Vereshchagin, N.K. 1959. Zoogdieren van de Kaukasus: een geschiedenis van de ontwikkeling van de fauna. Academie van Wetenschappen, Moskou, Rusland. [In Russisch].
- Vermunt, M. & A. van der Kallen 2012. Opgravingen in Bergen op Zoom. Matrijs, Utrecht, Nederland.
- Wheelis, M. 2002. Biological warfare at the 1346 Siege of Caffa. Emerging Infectious Diseases 8 (9): 971-975. <https://dx.doi.org/10.3201/eid0809.010536>.
- World Health Organisation - Regional Office for Africa 2017. Plague outbreak Madagascar. External Situation Report 14. World Health Organization - Regional Office for Africa, Brazzaville, Republic of Congo. URL: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/259556/1/Ex-PlagueMadagascar04122017.pdf>; geraadpleegd 7 December 2017.

Samenvatting

Het vaak aangehaalde jaar 1727 als tijdstip van de introductie van de bruine rat (*Rattus norvegicus*) in Nederland is niet gedocumenteerd. Mogelijk is het verward met de oversteek van de Wolga door ratten in dat jaar. Zoölogische publicaties uit de 18^{de} eeuw noemen de bruine rat niet of melden expliciet dat de soort niet in Nederland voorkomt. In 1821 verscheen de eerste publicatie over het voorkomen van de bruine rat in Nederland. Aangezien die publicatie vermeldt dat bruine ratten dan al algemeen zijn in steden, kan aangenomen worden dat deze rat enkele

decennia eerder geïntroduceerd is, mogelijk rond 1800. De zwarte en de bruine rat zijn berucht, omdat ze gastheren zijn van uitwendige parasieten die vector zijn van de pest. In de laatste twee decennia hebben verschillende onderzoekers betwijfeld of de tweede pandemie, de Zwarte Dood, die begon in 1345, wel echt pest was, veroorzaakt door de pestbacterie. Recent heeft genetisch onderzoek de pestbacterie evenwel aangetoond in de stoffelijke resten van slachtoffers van de tweede en ook de eerste pandemie.

Received: 13 October 2017

Accepted: 24 November 2017

A case of winter reproduction in the stoat (*Mustela erminea*). An effect of artificial light?

Jaap L. Mulder¹ & Erwin van Maanen²

¹ Bureau Mulder-natuurlijk, Berkenlaan 28, NL-3737 RN Groenekan, the Netherlands,
e-mail: muldernatuurlijk@gmail.com

² Small Mustelid Foundation, Goudreinette 10, NL-6922 AE Duiven, the Netherlands,
e-mail:info@stichtingkleinemarters.nl

Most of the northern hemisphere's mustelid species (18 out of 27), including the stoat (*Mustela erminea*), exhibit delayed implantation (Mead 1989) in which after mating and successful fertilisation in spring or summer, the development of the embryo stops at the blastocyst stage after approximately two weeks. The blastocyst remains free-floating in the uterus until implantation, which occurs nine to ten months later (King & Powell 2007). The moment of implantation is strictly governed by the increasing ratio of natural light-to-dark hours in spring, which is hormonally controlled by the *Leukemia Inhibitory Factor* (LIF), in a complex feedback process. Ambient temperature changes have not been shown to affect the cycle. After implantation the embryo develops to the birth stage in 28 days. Delayed implantation in stoats is fixed and shows no apparent variation (King & Powell 2007). In north western Europe, the birth of stoats occurs between mid-April and mid-May. This means that the implantation of the blastocysts occurs around the first of April. There are no records in the literature of births occurring at other times of the year. At the end of June and the beginning of July

female stoats can be seen travelling around with their almost full grown young in tow, which soon after become independent (Mulder 1990, King & Powell 2007).

On 26 January 2017 several photographs of a stoat were taken by Gert Stegeman in the Netherlands (published on <https://waarneming.nl/waarneming/view/134097323>). The animal was crossing the ice over a ditch to the south of the town of Steenwijk (52.7638 N, 6.1184 E). The stoat was carrying a light-coloured, short-haired, juvenile mammal dangling from its mouth. The photographs aroused our attention, because the juvenile animal appeared not to be a prey animal (e.g. a young rat) but clearly a baby stoat of about three weeks old (figure 1 and 2). Its characteristics were as follows: 1. a relatively long neck and distally placed front legs; 2. relatively short ears and toes (compared to those of true mice and rats); 3. a subtly visible demarcation line on the flank, which separates the brown dorsal pelage from the white to crème belly fur, and; 4. a patch with dense and longer hairs on the back of the neck, known as the transitory 'mane', which, among mustelids, is only found in stoats.

The transitory mane of juvenile stoats (figure 3) starts to develop at an age of about three weeks. It apparently plays a role in stoats'



Figure 1. Female stoat with only very partial winter fur (ermine) on a frozen ditch, carrying a juvenile stoat of approximately three weeks old, 26 January 2017. *Photo: Gert Stegeman.*

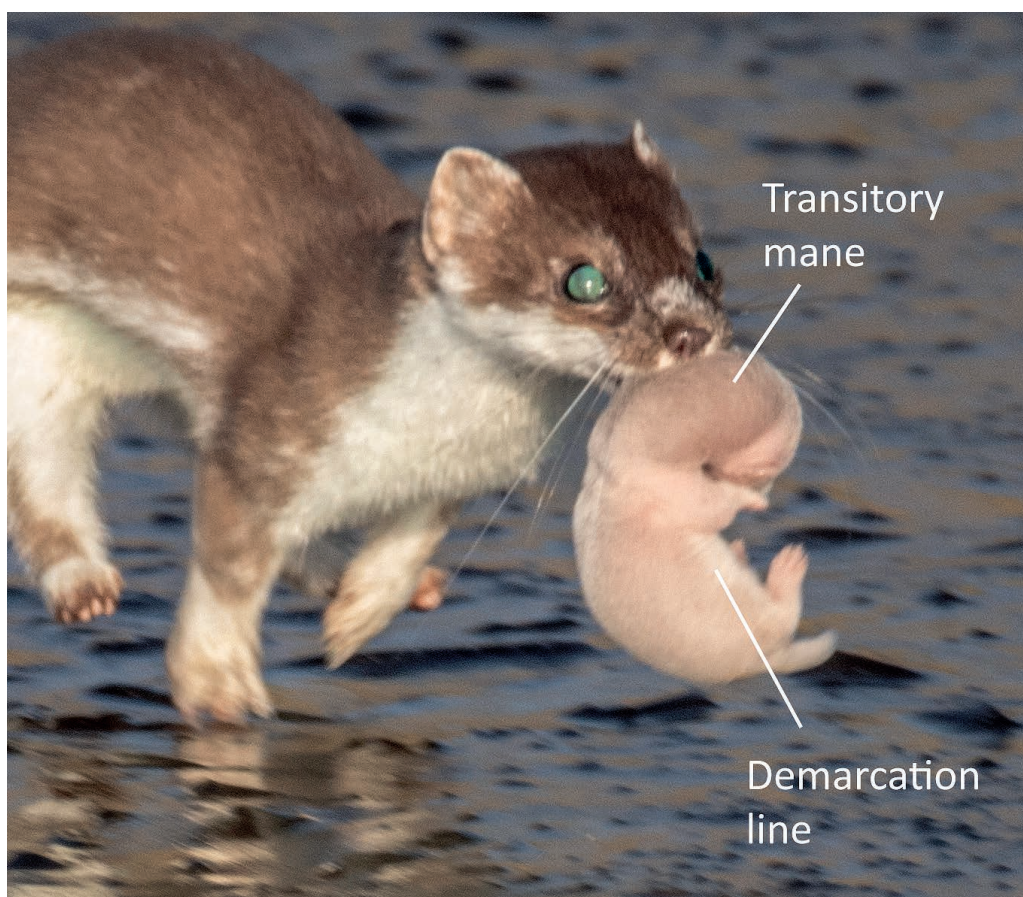


Figure 2. Close up of the juvenile stoat, showing the patch of dense transitory mane on the back of neck and the lateral demarcation line. *Photo: Gert Stegeman.*



Figure 3. Litter of young stoats of about 6 weeks old. The animal most to the right clearly shows the distinctive transitory mane on the back of the neck. *Photo: Erwin van Maanen.*

unique mating system. Adult male stoats visit nests with juvenile stoats to mate with the females (even at the blind stage) by grabbing the mane to get a hold. When they grab a male juvenile, they release it immediately; the mane apparently holds a clue for gender distinction. Fertilising juvenile females guarantees that virtually all females will have a litter the following calendar-year, which is a considerable advantage for such a short-lived species and allows the colonisation of new territory without the presence of a resident male (King & Powell 2007).

Deducing backwards in time on the approximate age of the juvenile stoat gives an embryo implantation date of around 8 December 2016. The photograph was taken on 26 January 2017 and the approximated age of the juvenile was 21 days. On average 28 days pass between

embryo implantation and birth. From this we can infer that the current natural daylight regime, shortening toward midwinter, could not have triggered the implantation of the blastocysts in this case, as the required regime only occurs in spring (March-April).

We can only speculate as to the primary cause of this aberrant winter birth. The simplest explanation may be a rare disruption of the natural hormonal birth control in the female, hence a freak occurrence of out-of-phase reproduction. Other explanations are even more speculative, but should be proposed in light of environmental changes. Disruption of the endocrine system has been linked to chemical compounds used in the modern agrarian environment, including herbicides and pesticides. However, whether such compounds or their derivatives have an



Figure 4. Stable block with permanent light, near the town of Blokzijl in the same region of Northwest Overijssel.
Photo: Erwin van Maanen.

effect on reproduction is currently unknown (N. van den Brink and M. Elmeros, personal communication).

A more plausible unnatural cause is prolonged exposure to artificial light in the immediate area of the place where the female stoat may have lived around the start of December. Milk cattle stations with nocturnal lighting are wide-spread in the Netherlands (figure 4) and in the region where the stoats were photographed. Stoats could very well live inside these illuminated stables or in their immediate vicinity. It is known through radio-tracking studies that the related polecat (*Mustela putorius*) seeks out farms during winter (Birks 2015), probably attracted by the provision of food (rodents) and thermal cover. Considerable artificial light is also emitted by greenhouses used for flower and vegetable production, with the aim of lengthening the days. One of the most intensive areas with such irradiation lighting, Luttelgeest,

is only 16 km from the place of observation (figures 5 and 6). It is possible that this female stoat lived near this source of artificial light in December and later dispersed to the area where it was photographed. In the few studies with data on dispersal in stoats, most young females did not disperse further than 6 km, but in one case a dispersal distance of 65 km was recorded (studies cited in King & Powell 2007).

A clear cause-and-effect relationship for the aberrant reproduction in this particular female stoat cannot be given. But given the strictly regulated reproduction in the stoat and the uniqueness of this case, of which no other example could be found in the literature, we question whether it is an extreme rarity or a more common occurrence driven by anthropogenic interference. We therefore appeal to the scientific and the citizen-scientist communities to keep an eye out for more such cases.

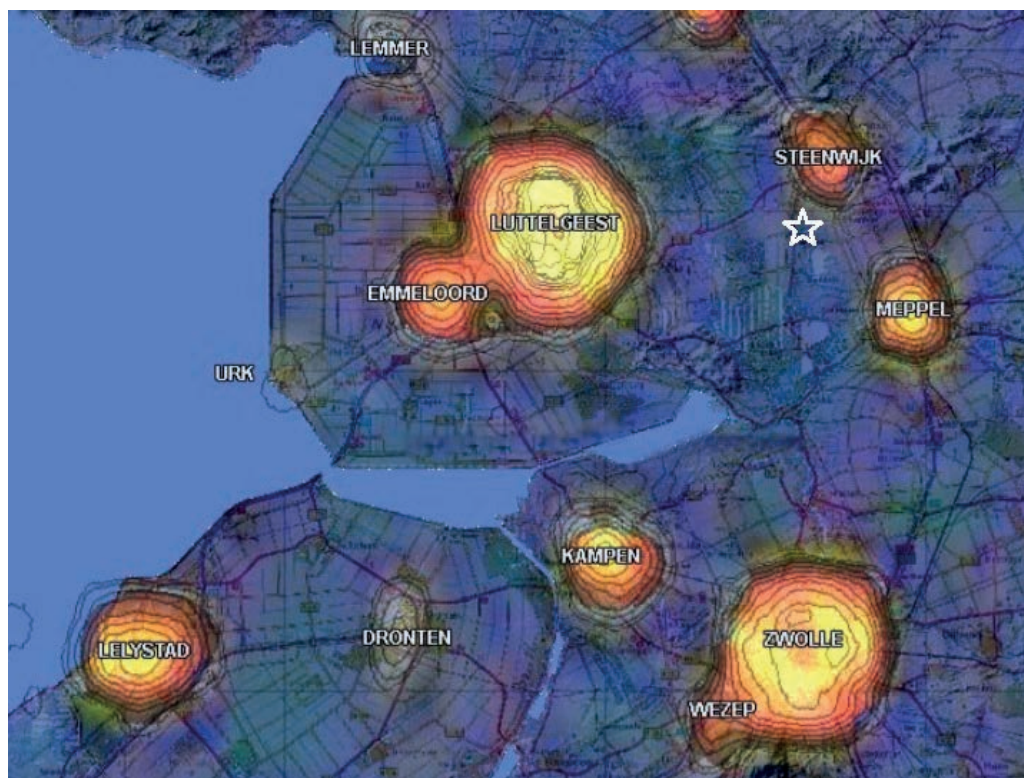


Figure 5. The amount of artificial light in the wide surroundings of the place of observation (white star), showing the intensive light of the greenhouses around the small village of Luttelgeest. Map constructed with data from the NASA, by the late Ed Stevenhagen. Source: <https://nl.wikipedia.org/wiki/Lichtvervuiling>.

Acknowledgements: Our gratitude goes first of all to Gert Stegeman for sharing the photographs of the female stoat with its kit for this publication. Secondly we like to thank all those who made constructive suggestions about this case on the Vroege Vogels forum, where one of the photographs was initially published. Last but not least we thank the Dutch Small Mustelid Foundation (www.stichtingkleinermarters.nl) for furthering the discussion about this unique case of stoat reproduction.

References

- Birks, J. 2015. Polecats. Whitted Books, Stansted, UK.
 King, C.M. & R.A. Powell 2007. The natural history of weasels and stoats. Second edition. Oxford University Press, Oxford, UK.

Mead, R.A. 1989. The physiology and evolution of delayed implantation in carnivores. In: J.L. Gittleman (ed.). Carnivore behavior, ecology and evolution: 437-464. Cornell University Press, New York, USA.

Mulder, J.L. 1990. The stoat *Mustela erminea* in the Dutch dune region, its local extinction, and a possible cause: the arrival of the fox *Vulpes vulpes*. Lutra 33: 1-22.

Samenvatting

Een geval van winterreproductie bij hermelijn - een effect van kunstmatig licht?

Op 26 januari 2017 fotografeerde Gert Stegeman een hermelijn (*Mustela erminea*) op het ijs van een sloot in de buurt van Steen-



Figure 6. Nightly view of the light effect of the greenhouses of Luttelgeest, 6 December 2015, from a distance of 7 km. Source: <https://nl.wikipedia.org/wiki/Lichtvervuiling>. Photo: IIVQ / Tijmen Stam.

wijk, Overijssel. Het dier droeg een jong in de bek dat begin januari geboren moest zijn. Dit was zeer uitzonderlijk, omdat hermelijnen hun jongen altijd rond 1 mei werpen. Hermelijnen vertonen uitgestelde implantatie: eitjes worden in voorjaar of zomer bevrucht, ontwikkelen zich tot vrij zwevende blastocysten, die zich pas begin april van het jaar daarop in de baarmoederwand nestelen en zich verder gaan ontwikkelen. Het innestelen gebeurt onder invloed van de toenemende daglengte

en is daarmee een in de tijd gefixeerd proces. Over de oorzaken achter het sterk afwijkende geboortetijdstip bij deze waarneming wordt gespeculeerd, waarbij kunstmatige lichtbronnen de meeste aandacht krijgen als factor die het normale reproductiepatroon in dit geval kan hebben verstoord.

Received: 20 October 2017

Accepted: 21 November 2017

Meten is weten? **De techniek, de overheid** **en het doorgeslagen** **tellen voorbij!**

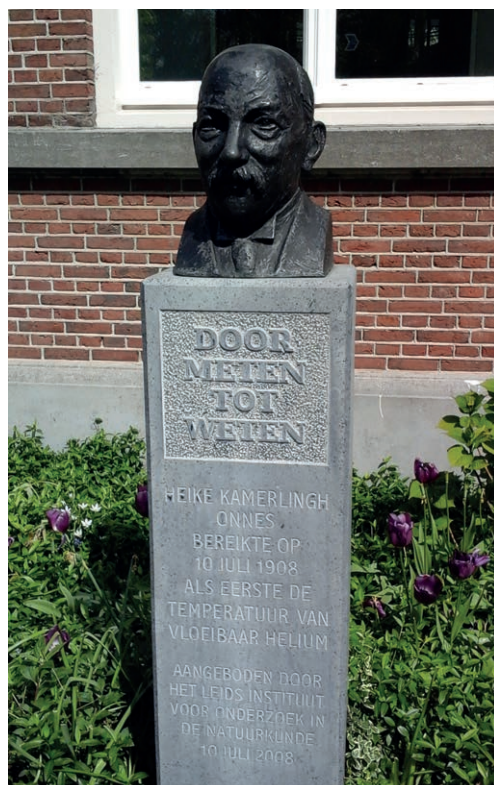
Kees J. Canters

Zuiderkerkstraat 12, NL-8011 HG Zwolle,
 e-mail: k.j.canters@gmail.com

De afgelopen winter was ik aanwezig bij een aantal verschillende presentaties over lopende telprojecten. In de aanvolgende discussies over die projecten viel regelmatig de slagzin 'meten is weten'. Het klinkt stevig en robuust en lijkt bondig en helder. Maar is dat wel zo? Zijn we niet vooral bezig om met de steeds hoogwaardiger wordende technologie nog meer waarnemingen te doen? Stellen we nog wel de juiste prioriteiten en stellen we wel de juiste vragen?

Ik vermoed dat 'meten is weten' is ontleend aan de lijfspreuk van Heike Kamerlingh Onnes (1853-1926); Nobelprijswinnaar in 1913, voor zijn onderzoek vloeibaar helium. Kamerling Onnes' motto luidde echter net iets anders, namelijk 'door meten tot weten'. 'Door meten tot weten' heeft een geheel andere strekking dan 'meten is weten'. Bij de eerste slagzin is er veel meer aan de orde: je verricht metingen en vervolgens door die metingen te interpreteren kom je tot weten. Met alleen meten ben je er nog niet!

Een van de meest verrassende gevallen die ik meemaakte, was bij een bepaald project waar al meer dan tien jaar vleermuizen geteld werden. Toen ik vroeg of er ook ideeën waren om de in de loop der jaren waargeno-



men toename bij de verschillende vleermuissoorten te verklaren, viel men even stil. Nee, men was vooral bezig om de mijns inziens uitstekende telmethode nog verder te optimaliseren. Meten gebeurde in dit geval om te weten of het goed gaat met de vleermuizen en om dat vervolgens eindeloos bevestigd te zien worden. Gelukkig was er iemand in de zaal die aangaf dat de toename waarschijnlijk te maken had met het steeds ouder worden van de bomen, het 'groen', in de naoorlogse en nieuwere woonwijken in Nederland.

Zelf was ik de afgelopen jaren betrokken bij het tellen van hazelmuisnesten in de zuid-oostelijke punt van Zuid-Limburg; een mooie bezigheid in een prachtige omgeving! Deze hazelmuistellingen worden in opdracht van de overheid uitgevoerd in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring – NEM. Ze zijn noodzakelijk om te voldoen aan inter-

nationaal aangegane verplichtingen inzake het monitoren van met naam en toenaam genoemde soorten. Terwijl al sinds jaar en dag bekend is waar de schoen wringt als het om de praktische bescherming van de hazelmuis in Nederland gaat. Het beheer van hun habitat, bosranden en aanverwante biotopen wordt vaak op het verkeerde moment van het jaar uitgevoerd of vindt te grondig plaats, waardoor nestjes sneuvelen. Bij de tellingen blijkt steeds weer, dan hier dan daar, dat het juist daaraan schort.

In de eerste jaren dat ik meedeed aan dit tel-project werden er ook gegevens over de bij een nest aanwezige vegetatie genoteerd en werd een profieltekening gemaakt van de bosrand ter plaatse. Later hoefde dit niet meer, waarbij als redenen werden genoemd: het kost teveel tijd, de informatie kan niet verwerkt worden, er wordt toch niets mee gedaan enzovoorts. Volgens mij een te makkelijk opgegeven bron om meer inzicht in de ecologie van de hazelmuis te krijgen. Juist met dit soort gegevens kunnen gerichte vragen over de ecologie van de hazelmuis in relatie tot het beheer onderzocht worden, óók door vrijwilligers. Daarbij is met name intrigerend wat toch de oorzaak is of oorzaken zijn van het optreden van de grote, jaarlijkse schommelingen in het populatieverloop van de hazelmuis in Zuid-Limburg.

Nog een voorbeeld van dat ondoordacht 'doortellen', ofwel het doorgeslagen tellen, is volgens mij het bubo-project van het NEM. Nee, het gaat hierbij niet om de oehoe (*Bubo bubo*), maar over de verspreiding van bu-nzing en bo-ommarter. Mij vielen daarbij twee dingen op. Allereerst, ook hier weer, het enthousiasme, de toewijding en de betrokkenheid van de coördinator en de deelnemers aan dit project. Zoogdieren en ook de Zoogdierverseniging oefenen een grote aantrekkingskracht uit, vooral op jonge mensen! Verder was er de vaak opzienbarende inzet van nieuwe technieken. Toch krab(de) ik mij ook hierbij achter de oren, zeker als je hoort hoe arbeidsintensief het veldwerk nog steeds is.

Want waar ging het nu precies om?

Er bestaat van beide soorten een globaal, om niet te zeggen redelijk gedetailleerd beeld van het voorkomen in Nederland. Echter, binnen de ruwe contouren van dat voorkomen komt er af en toe een leeg uurhok voor. Doel van het bubo-project is nu om vast te stellen of er werkelijk geen bunzing en / of boommarter in die (ogenschijnlijk) lege hokken voorkomt! Een vraag die volgens mij bedacht is door boekhouders en niet door ecologen of natuurbeheerders.

Beter ware het om, in plaats van slimme technieken te gebruiken, na te denken over slimme vragen. De boommarters in de Gelderse Vallei, Noordwest-Overijssel, de Achterhoek en de Hollandse duinen zijn niet ontdekt door het systematisch aflopen en afvinken van hokken. In de jaren 1990 ontstond er rumoer rond de boommarter en mensen raakten getriggerd. Ze gingen, na een geïsoleerde doodvondst van een boommarter, nadenken en gericht verder zoeken. Zo werden respectievelijk de 'valleimarter', de 'boomotter', de 'coulissenloper' en de 'duinmarter' ontdekt.

Om nu vast te stellen of de boommarter in zuidelijk Nederland voorkomt, zoals het bubo-project onder meer beoogt, is het niet nodig om alle lege uurhokken aldaar af te gaan zoeken (dat zijn er tientallen en absolute zekerheid krijg je natuurlijk nooit!), maar kan gericht langs de grens gelet worden op de binnenkort te verwachten aankomst van de boommarter uit Vlaanderen: veel meer doordacht, veel eenvoudiger en veel meer ter zake!

Kortom, ik poneer de stelling dat door: 1. het grote enthousiasme voor zoogdieren, 2. een 'noodgedwongen' tellende overheid (verplichtingen 'vanwege Brussel' – tegenwoordig niet bepaald een aanbeveling), 3. de wonderen der techniek en 4. de mogelijkheden die het digitale opperwezen biedt, de betrokken onderzoekers vergeten na te denken. Nadenken over wat we, op basis van wat er bekend is, nog niet weten. En vervolgens het stellen van de juiste vragen als het gaat om de toekomst

van de wilde zoogdierfauna in Nederland!

Ik kan het, tot slot, ook anders formuleren: de ecologie is 'uitgekeken' op alleen het waarnemen. Veel enthousiaste liefhebbers hebben dat waarnemen echter nog maar net ontdekt. Deze beide ontwikkelingen moeten bij elkaar gebracht worden, tegenwoordig wordt

dat samenwerken en vanuit verschillende invalshoeken iets onderzoeken wel co-creëren genoemd. Dus, goede vragen stellen waarbij je voor de beantwoording ervan veel waarnemingen nodig hebt. Een mooie taak voor de nog jonge specialisatierichting binnen de ecologie: *citizen conservation science*?



Meten is weten en hopelijk de start van veel mooi onderzoek!

Maurice La Haye & Marcel Schillemans

Zoogdiervereniging, Postbus 6531, NL-6503 GA Nijmegen, e-mail: maurice.lahaye@zoogdiervereniging.nl

Kees Canters vraagt in zijn bijdrage 'Meten is weten? De techniek, de overheid en het door-geslagen tellen voorbij!' (p. ... van deze Lutra) aandacht voor het, in zijn ogen, door-geslagen 'meten', wat niet zou leiden tot 'weten'. Als landelijke coördinatoren van diverse meet-netten (MLH & MS) en overall projectleider (MS) van het Netwerk Ecologische Monitoring Zoogdiermonitoring (NEM), voelen wij ons natuurlijk aangesproken door het commentaar van Canters. Op het eerste gezicht lijkt Canters een punt te hebben, het gebruik van het motto van Kamerling Onnes dient niet licht-zinnig gebruikt te worden en te verwateren tot 'meten is weten'. En ja, het NEM biedt niet direct de ruimte om te komen tot 'weten' na het 'meten', maar de resultaten van het NEM worden op ongelooflijk veel manieren gebruikt om te signaleren en als startpunt te dienen voor gedetailleerd onderzoek of noodzakelijke beschermingsacties. Wij zien het NEM als een objectieve basis waarop voortgeborduurd kan (en in sommige gevallen: moet) worden. Het aangehaalde voorbeeld van de vleermuismon-itoring in stedelijk gebied is ons niet in detail bekend, maar de andere voorbeelden zijn herkenbaar of herleidbaar en de praktijk is ons inziens toch anders dan geschetst.

Om met de hazelmuisnestenmonitoring te beginnen. De resultaten van de tellingen laten zien dat de hazelmuis heeft geprofiteerd van genomen beheer- en beschermingsmaatregelen. Transecten waar het slecht lijkt te gaan

op basis van de aantallen getelde nesten krij-gen extra aandacht van de beheerder, met wie intensief wordt overlegd, en ook de tellers hel-pen jaarlijks tijdens een werkdag in de winter om een transect met achterstallig beheer aan te pakken. Hiermee wordt niet direct de ecologie van de hazelmuis ontrafeld, daarvoor is lang-jarig en zeer intensief onderzoek noodzakelijk. Onderzoek dat bijvoorbeeld direct over grens in Vlaanderen plaatsvindt door collega Goe-dele Verbeylen. Ondanks de honderden uren veldwerk zijn de jaarlijkse schommelingen in de aantallen hazelmuizen nog steeds niet een-duidig verklaard. Dankzij de monitoring in het kader van het NEM is echter wel duidelijk dat de oostelijke populatie hazelmuizen (van het Vijlenerbossen-complex) heeft geprofiteerd van het uitgevoerde beheer, terwijl de weste-lijke populatie sterk achterblijft. Voldoende input voor de terreinbeheerder om daar vol in te zetten op versterking van de habitat.

En de nestgegevens dan? Waarom worden die niet meer genoteerd? In de praktijk blijkt dat hoe meer de vrijwillige tellers moeten note-ren, hoe lager de deelname aan het meetnet. Bovendien interpreteert elke teller er lustig op los, waardoor de onderlinge vergelijkbaarheid van de data sterk tegenvalt. Al met al te weinig reden om jaar na jaar de extra gegevens te blij-ven vragen.

En het meetnet Bubo, het inventariseren van lege uurhokken op bunzing en boom-marter met behulp van wildcamera's? Kan

dat niet efficiënter door bijvoorbeeld verkeersslachtoffers langs wegen te gaan zoeken? Of zoals Canters voorstelt door gericht langs de grens te gaan zoeken? Nou nee, verkeersslachtoffers worden al massaal ingevoerd door waarnemers, een prachtig voorbeeld van *citizen science*. Het meetnet Bubo richt zich op die gebieden waar de soort wel wordt verwacht, maar (nog) niet is waargenomen. Het meetnet Bubo draait nu twee jaar en heeft inmiddels zijn waarde bewezen. In veel gebieden blijken boommarters te leven, zelfs midden in Noord-Brabant en bovendien worden ook tal van andere zoogdieren door de wildcamera's 'betrap't. Zo werd dankzij Bubo de otter herontdekt in het Naardermeer en het lijkt er toch echt op dat de bunzing in grote delen van Nederland zeer schaars is geworden. Deze aandacht voor wildcamera's heeft bovendien geleid tot de versnelde ontwikkeling van Agouti, het fotoverwerkingssysteem dat is ontwikkeld door een consortium van Wageningen Universiteit, Natuurpunt, Silvavir en de Zoogdiervereeniging. Dankzij Agouti wordt straks een ongekende extra bron van data aangeboord en kunnen onderzoekers zich straks uitleven op de reeksen met foto's die hopelijk ingestuurd worden.

Dan de vleermuismonitoring. Schommelingen in de tellingen van de ingekorven vleermuis in Zuid-Limburg hebben geleid tot een specifiek inventarisatieonderzoek om meerdere verblijfplaatsen te zoeken (en deze zijn ook gevonden). Vervolgens werd duidelijk door ook deze verblijven op te nemen in het NEM Zoldertellingen-meetnet, dat er sprake is van wisselend gebruik van verschillende verblijven. En dat leidde weer tot een beter begrip over hoe we die verschillende verblijven dan kunnen beschermen en hoe we het draagvlak onder de, vaak particuliere, eigenaren van de gebouwen kunnen vergroten (met daarop volgende acties). Een mooi voorbeeld van hoe een stukje ontrafelde ecologie als gevolg van tellingen kan leiden tot een betere bescherming. Nog een voorbeeld. Tijdens wintertellingen bleek dat het aantal overwin-

terende baardvleermuizen in Drenthe sterk terugloopt. Reden om aan de bel te trekken en een serie onderzoeken te starten om te achterhalen wat hiervan de oorzaak is (of wat de oorzaken hiervan zijn). Daarvoor werden ook weer gegevens van andere tellingen gebruikt. 'En passant' werd (en wordt) de ecologie van de baardvleermuis verder onderzocht. Helaas blijkt het vervolgens uitermate moeizaam om budget te krijgen voor het gewenste verdiepende onderzoek. Zelfs in het geval waarbij de aantallen overwinterende dieren van ca. 1200 zijn gedaald tot minder dan 150 individuen, een achteruitgang van meer dan 80%. De betrokken onderzoekers, vrijwilligers en andere belanghebbenden hebben met een zeer beperkt budget de casus uitgebreid geanalyseerd en zijn druk doende met onderzoek, maar zelfs met de meest moderne technieken (batloggers, temperatuurloggers en minuscule zendertjes om de dieren te volgen) is het nog niet gelukt een definitieve verklaring te vinden.

En wat te denken van de analyse over hoe snel, nieuw gebouwde winterverblijven worden ontdekt en in gebruik genomen? Een combinatie van tellingen leidt tot het inzicht dat dat vaak lang duurt (met een indicatie van de 'gewenningstijd') en dat er verschillen tussen soorten zijn. Dit is belangrijk om te weten wanneer we vervangende winterverblijven aanleggen.

Een aantal vleermuissoorten (zoals gewone dwergvleermuis en laatvlieger) zijn notoir moeilijk te tellen en trends voor die soorten ontbreken. Gaat het goed of slecht met ze? Moeten we ons zorgen maken en actie voor (verdere) bescherming ondernemen, of zouden we die energie (en ook geld) beter elders voor kunnen inzetten? Na consultatie van buitenlandse collega's, uitgebreid literatuuronderzoek naar methoden, verschillende pilots om een en ander uit te testen, is een relatief nieuw meetnet ontworpen: NEM Vleermuistransecttellingen. Bepaald niet zonder nadenken.

Om samen te vatten. Het NEM heeft zijn

waarde in de afgelopen jaren meer dan bewezen. Dankzij het NEM is een robuust meetnet ontstaan waar vele honderden vrijwilligers, *citizen scientists*, met veel plezier hun waarnemingen aan doorgeven. De overheid op haar beurt gebruikt deze tellingen om haar beleid te evalueren en de Zoogdierverseniging om aandacht te vragen voor soorten die een negatieve ontwikkeling laten zien, zoals de baardvleermuis in Drenthe. En om vervolgonderzoek te stimuleren. Door het 'meten' wordt duidelijk dat er nog en en ander aan het 'weten' schort. En juist vanwege het 'strakke' meten, kan een kennislacune of trend niet makkelijk worden genegeerd.

Wij denken dat het 'weten' dat Kees Canters nastreeft een ander 'weten' is dan het 'weten' wat het NEM nastreeft. Het NEM streeft een 'basisweten' na, waarop vervolgens de verdiepende vragen verder uitgewerkt kunnen (en moeten!) worden.

Het NEM meetnet zoogdieren is voor de vele betrokkenen, tellers, onderzoekers en lokale coördinatoren een bron van inspiratie en kennis. Het draagt ook bij aan 'capacity building'

en draagvlak en daarmee al aan bescherming. Voor de financier, de overheid, is het een prachtig instrument om in te zetten. Het is onze stellige overtuiging dat de resultaten op termijn zeker ook gaan leiden tot weten, maar in het huidige tijdsgewricht van 'feiten zijn ook maar een mening' zal dat nog een hele opgave worden. Laten we daarom vooral doorgaan met tellen en samen de vragen stellen die we van belang vinden en, met als basis de niet te negeren harde gegevens, mogelijkheden voor verder onderzoek creëren. Het is wrang om te constateren, maar de onderzoek(st)er die haar/zijn hele carrière kon wijden aan het bestuderen van één soort, door het stellen van telkens nieuwe onderzoeksvragen, is helaas uitgestorven en dat is niet voor niets.

Maurice La Haye is landelijk coördinator van het Meetnet Wintertellingen vleermuizen en het Meetnet Hazelmuis nesttellingen

Marcel Schillemans is landelijk coördinator van het Meetnet Zoldertellingen en het Meetnet Vleermuistransecttellingen, en NEM projectleider

Contents of Volume 60 (2017)

Editorials

- Haelters, J. Arctic climate fugitives? 1
- La Haye, M. & B. Verboom. Year of the serotine or year of the wolf? 69

Research Papers

- Goverse, E. & G. Timmermans. Boom- en steenmarters in Groot-Amsterdam. 93
- Linnartz, L. & E. Linnartz-Nieuwdorp. The social organisation of natural herds of koniks (*Equus caballus*): subordinate stallions, rule or exception? 27
- Podt, A.E. & L.L. IJsseldijk. Grey seal attacks on harbour porpoises in the Eastern Scheldt: cases of survival and mortality. 105
- Smaal, M. & W. van Manen. Monitoring weasels (*Mustela nivalis*) with nest boxes. 19
- Thissen, J.B.M. & M. Uiterwijk. Bruine en zwarte ratten, een review van recente inzichten over oude exoten. 117
- van Dam, S., L. Solé, L.L. IJsseldijk, L. Begeman & M.F. Leopold. The semi-enclosed tidal bay Eastern Scheldt in the Netherlands: porpoise heaven or porpoise prison? 5
- van der Ende, M., A.M. Strijkstra, E. Dias & C. Smit. Spatial ecology and prey choice of tagged feral cats on the island of Schiermonnikoog. 73

Short Notes

- Kompanje, E.J.O. & K. Post. Remarkable mandibular fracture healing in an early Holocene bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). 61
- Mostert, K. & J.P. Bekker. First record of Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) in the province of Zeeland, the Netherlands. 55
- Mulder, J.L. & E. van Maanen. A case of winter reproduction in the stoat (*Mustela erminea*). An effect of artificial light? 125

In memoriam

- Broekhuizen, S., K. Camphuysen, B. Hoekstra & V. van Laar. Chris Smeenk, 1942-2017. 43

Opinion

- Canter, K.J. Meten is weten? De techniek, de overheid en het doorgeslagen tellen voorbij! 131
- La Haye, M. & M. Schillemans. Meten is weten en hopelijk de start van veel mooi onderzoek! 135