



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Spredning af anti-koagulante rodenticider med mus og eksponeringsrisiko for rovdyr

Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 159,
2015

Titel:

Spredning af anti-koagulante rodenticider med mus og eksponeringsrisiko for rovdyr

Forfattere:

Morten Elmeros
Christopher John Topping
Thomas Kjær Christensen
Pia Lassen
Rossana Bossi

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2015

ISBN nr.

978-87-93283-12-1

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	4
Sammenfatning og konklusion.....	5
Summary and Conclusion	9
1. Indledning.....	13
1.1 Baggrund	13
1.2 Formål og overordnet projektstrategi.....	16
2. Metoder.....	20
2.1 Spredning af rodenticider med mus og andre småpattedyr.....	20
2.2 Rodenticider i rovdyr	22
2.3 Kemiske analyser	23
2.4 Statistiske analyser	23
2.5 Modellering af eksponeringsrisiko for rovdyr	26
3. Resultater.....	33
3.1 Spredning af rodenticider med småpattedyr	33
3.2 Rodenticider i rovdyr	38
3.3 Modellering af rovdyrs eksponeringsrisiko for rodenticider	44
4. Diskussion.....	49
4.1 Rodenticider i småpattedyr	49
4.2 Rodenticidforgiftning af rovdyr	51
4.3 Modellering af eksponeringsrisiko for rovdyr	54
5. Konklusion.....	57
6. Perspektiver	58
Referencer	59
Bilag 1: Latinske navne for arter.....	65
Bilag 2: Feltområderne	66
Bilag 3: Automatiske loggere ved foderkasser	67

Forord

Denne rapport beskriver resultaterne af projektet 'Spredning af antikoagulante rodenticider og modellering af eksponeringsrisiko for rovdyr'.

Projektet er et samarbejde mellem Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab på Aarhus Universitet. Det er udført med støtte fra Miljøstyrelsens program for Bekæmpelsesmiddelforskning i perioden 2011-2014 (MST 667-00100 og 667-00112).

Forfatterne takker følgende for deres bidrag til projektet:

Lene Jung Kjær, Jennifer Lynch, Jens Peder Hounisen og Lars Haugaard (alle Institut for Bioscience, Aarhus Universitet) for fangster af småpattedyr og hjælp med PIT-tag-loggere, Charlotte Dahl Schiødt (Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet) for analyser af rodenticider i småpattedyr og mårdyr,

Peter Weile (Weile -Skadedyrsrådgivning), Ann-Charlotte Heiberg (AC-Heiberg Rådgivning), Morten Helholm (Mortalin), Claus Schultz (Rentokil), Hans M. Hedegaard (Dansk Skovforening) og Jens Peder Hounisen for deres bud på brugsmønstre af antikoagulante rodenticider i Danmark. De zoologiske konservatorer, naturinteresserede borgere og Naturstyrelsens vildtkonsulenter for indleveringen af dødfundne rovdyr,

Naturstyrelsen, Kronjylland for adgang til feltområderne,

Tanaco A/S, Egå for bromadiolonblokke til feltundersøgelsen (Tanaco A/S har ikke haft indflydelse på projektets design, resultater eller konklusioner).

Projektet har været tilknyttet følgegrupperne "*Natur & Pesticider*" og "*Landbrug & Pesticider*".

Følgegruppernes medlemmer takkes for kommentarer til arbejdet. Rapporten er blevet underkastet et fagligt review af Henrik Brødsgaard (Miljøstyrelsen), Thomas Secher Jensen (Naturhistorisk Museum, Aarhus), Jens Lodal (Skadedyrsbiolog.dk), Henrik Skovgaard Pedersen (Aarhus Universitet) og Peter Weile (Weile Skadedyrrådgivning).

Sammenfatning

Kemisk bekæmpelse af gnavere medfører også en risiko for at ikke-måldyr eksponeres for giftstofferne. I Danmark udføres al kemisk bekæmpelse af rotter og det meste af bekæmpelsen af andre gnavere med antikoagulante rodenticider (coumatetralyl, brodifacoum, bromadiolon, difenacoum, difethialon og flocoumafen). Antikoagulante rodenticider (herefter blot rodenticider) forhindrer blodet i at koagulere. Gnaverne dør af indre blødninger 6-10 døgn efter de har ædt en dødelig dosis af giften. Rodenticiderne har samme toksiske virkning på andre pattedyr og fugle. Ikke-måldyr, der utilsigtet forgiftes med rodenticider, kan også blive dræbt af giftstofferne. Prædatorer som rovdyr, rovfugle og ugler udsættes for sekundær eksponering, når de præderer på forgiftede gnavere. Prædatorerne dør ikke nødvendigvis efter at have ædt en enkelt forgiftet mus eller rotte, men risikoen for toksiske effekter stiger over tid, når prædatorerne æder flere forgiftede gnavere, da rodenticiderne akkumuleres i leveren.

I godkendelse af rodenticider fremhæves risikoen for eksponering og forgiftning af ikke-måldyr. I retningslinjerne for brug af rodenticider kræves det derfor, at giftstofferne anvendes på en måde, så eksponering af ikke-måldyrene minimeres, fx skal døde gnavere indsamles. Til trods for disse retningslinjer er forekomsten af rodenticider i rovdyr, rovfugle og ugler meget høj i Danmark. Endvidere er koncentrationen af rodenticider i flere af de danske rovdyr højere end det niveau, der er fundet i rovdyr, der er døde på grund af sekundær forgiftning med rodenticider. Mus er en vigtig fødekilde for næsten alle rovdyr, mens rotte kun indgår mere sporadisk i rovdirenes føde. Mus formodes derfor at være den væsentligste kilde til sekundære eksponering af rovdyr, selvom det meste rodenticid er udlagt til bekæmpelse af rotter.

Årsagen til de højere forekomster af rodenticider i rovdyr i Danmark kendes ikke, men det kan skyldes måden og intensiteten, som gnavere - især rotter - bekæmpes med i og omkring bygninger sammenholdt med en relativ høj tæthed af bygninger i landzone. Rodenticider er endvidere blevet brugt i skovbruget, i juletræsproduktionen, ved fodringspladser for jagtbart vildt (herefter vildtfodringspladser) og lign.

Dette projekt sigter på at bestemme de væsentligste forhold, der kan forklare den vidt udbredte forekomst af sekundær forgiftning af rovdyr i Danmark ved 1/ at undersøge spredningen af rodenticider med mus omkring en giftkilde, 2/ at undersøge forekomst og koncentration af rodenticider i ilder og husmår før og efter brugen af bromadiolon i skove, juletræskulturer, mv. i 2011 blev forbudt, og 3/ at modellere eksponeringsrisikoen for rovdyr ved forskellige scenarier for brugen af rodenticider.

Spredning af rodenticider omkring foderkasser

Spredningen af rodenticider med mus blev bestemt ved fangst-genfangst undersøgelser i to områder med foderkasser over en 6-ugers periode i efteråret. Efter fangst-genfangstundersøgelsen blev der placeret bromadiolon i kasserne, hvorefter mus og spidsmus blev indsamlet over de næste 2 uger for direkte at bestemme spredningen af forgiftede småpattedyr. I alt 294 smågnavere og 39 almindelig spidsmus blev analyseret for bromadiolon.

Middelfaststandene ($\pm$ standardafvigelse) mellem genfangster af mærkede halsbåndmus, rødme og markmus var henholdsvis $20,2 \pm 18,0$ m, $11,2 \pm 13,2$ m og $9,0 \pm 10,7$ m. Spredningsafstandene for

halsbåndmus var længere end for de to andre arter. Bromadiolon blev detekteret i alle de undersøgte arter af småpattedyr (almindelig spidsmus, rødmus, markmus, dværgmus, halsbåndmus og husmus) bortset fra en enkelt ung rotte, der blev fanget i en af fælderne. I de to feltområder blev der detekteret bromadiolon i henholdsvis 5% og 21% af de undersøgte småpattedyr.

Andelen af småpattedyr med bromadiolon i kroppen faldt hurtigt med stigende afstand til foderkasserne, 0-20 m: 49%, 21-40 m: 14%, 41-60 m: 10%, 61-80 m: 9%, 81-100 m: 5%, og >100 m: 0%. De fundne afstande mellem foderkasser og forgiftede individer blandt de undersøgte arter svarede til de afstande, der blev fundet ved fangst-genfangst-undersøgelsen. Middelfaststanden mellem halsbåndmus med bromadiolon i kroppen og en foderkasse var større end middelfaststanden mellem foderkasser og forgiftede individer af de andre arter. Den længste registrerede afstand mellem en foderkasse og et forgiftet småpattedyr - en halsbåndmus - var 89m.

Feltundersøgelserne af spredningen af rodenticider via mus omkring foderkasser viser, at en bred vifte af musearter og spidsmus eksponeres selvom giftstofferne ikke lægges frit tilgængeligt. Det viser, at forgiftede mus, der er eksponeret ved rottebekæmpelse i foderkasser i og omkring bygninger, kan være en væsentlig kilde til sekundære forgiftning af rovdyr. Spredningsafstandene for de forskellige musearter og spredningen af rodenticider med forgiftede mus er sandsynligvis længere på andre tidspunkter af året end om efteråret. Spredningen af forgiftede småpattedyr vil formentlig også være større, hvis den undersøges over længere perioder og i større områder.

Sekundær forgiftning af rovdyr med rodenticider

Forekomsten og koncentrationen af alle seks typer antikoagulante rodenticider, der er godkendt i Danmark, blev analyseret i levervæv fra husmår og ilder indsamlet før og efter 2011, henholdsvis i perioderne 1999-2004 og efter 2012-2013. I 2011 blev bromadiolon-produkter, der blev anvendt til bekæmpelse af mus og mosegris i skovbruget, juletræsproduktionen og andre steder 'væk' fra bygninger, forbudt. For at sammenligne eksponeringen i flere arter med forskellige føde- og habitatpræferencer blev forekomsten og koncentrationen af rodenticider i husmår og ilder indsamlet før 2011 sammenlignet resultaterne af en tidligere undersøgelse af rodenticider i lækat og brud, der blev indsamlet i perioden 1998-2008, men primært 1999-2004.

Der blev detekteret rodenticider i de fleste husmårer (99%) og ildere (94%). Forekomsten af rodenticider faldt ikke efter 2011 i hverken husmår eller ilder. I 93% af husmårerne og i 73% af ilderne kunne detekteres mere end et giftstof. I gennemsnit blev der detekteret flere forskellige giftstoffer i husmår end i ilder. Antallet af giftstoffer i de enkelte dyr steg i husmår (fra 3,4 til 4,2) men ikke i ilder (2,5 giftstoffer) mellem de to indsamlingsperioder. Bromadiolon var det hyppigst forekommende giftstof i begge arter i begge perioder, og det giftstof der udgjorde den største andel af den totale rodenticidbelastning i begge arter. Af de seks godkendte rodenticider er bromadiolon det giftstof, der sælges i største mængder i Danmark.

Totalkoncentrationen af rodenticider var højere i husmår end i ilder i begge indsamlingsperioder. Koncentrationen af rodenticider steg i husmår mellem de to indsamlingsperioder til trods for restriktionen i brugen af bromadiolon i 2011. Totalkoncentrationen af rodenticider i ilder var den samme i de to indsamlingsperioder. I 69% af husmårer og i 38% af ildere oversteg totalkoncentrationen af rodenticider det niveau, der er fundet i mårdyr, der er døde på grund af sekundær forgiftning. Der er en positiv sammenhæng mellem koncentrationen af rodenticider i husmår og ilder og arealet med bebyggelse og arealet med juletræer i de områder, som rovdyrene er indsamlet i.

Blandt rovdyrene indsamlet i 1999-2004 var forekomsten af rodenticider i brud, lækat og husmår højere end i ilder. Totalkoncentration af rodenticider i husmår var højere end i de tre andre arter. Rodenticidkoncentrationen i brud, lækat og ilder var ikke forskellig. Forskellene i rodenticidniveauerne hos de fire mårdyrarter svarer til de forskelle, der kunne forventes på grund af arternes

forskellige fødevalg og habitatbrug. Forekomsten af smågnavere i føden hos både husmår og ilder er 20-30%, men da husmår lever og fouragerer tættere på bygninger, hvor den kemiske bekæmpelse af gnavere er mest intens, eksponeres husmår mere regelmæssigt end ilder. Brud og lækat lever overvejende af smågnavere (80-90%), men da brud og lækat lever i mere naturnære habitater end husmår, er sandsynligheden for at det enkelte byttedyr er forgiftet mindre, hvilket resulterer i høje forekomster men lavere koncentrationer sammenlignet med husmår.

Modellering af eksponeringsrisiko for rovdyr

Eksponeringsrisikoen for rovdyr blev estimeret som et samlet eksponeringsindeks for belastningen med forgiftede gnavere over et år i hvert rovdyrterritorium og andelen af territorier, hvori der ikke forekommer forgiftede gnavere gennem et år. Eksponeringsrisikoen blev modelleret for brud, lækat, ilder, husmår og skovmår i tre forskelligartede landskaber på 10x10 km for at vurdere betydningen af landskabssammensætningen og arter med forskellige habitatpræferencer. Der foreligger ingen systematiske opgørelser over forbruget af rodenticider eller det tidsmæssige mønster i brugen af giftstofferne. I modellen anvendtes brugsmønstre for forskellige anvendelser af rodenticider, som er baseret på interviews med skadedyrsbekæmpere, rottekonsulenter og andre nuværende og tidligere brugere af rodenticider. Spredningsafstandene for forgiftede mus, som blev bestemt ved feltundersøgelserne, blev indarbejdet i modellen. Generelt anvendtes konservative estimater for de parametre, der formodes at have betydning for spredningen af forgiftede mus og risikoen for sekundær eksponering af rovdyr.

Tre eksperimenter blev gennemført med modellen for at bestemme 1/ ændringen i eksponeringsrisikoen ved ophør af brug af rodenticider i skove og juletræskulturer, 2/ eksponeringsrisiko ved forskellige halveringstider for hvor længe, der er forgiftede mus tilgængelige for rovdyr efter en bekæmpelse er ophørt, og 3/ betydningen af behandlingshyppigheden af bygninger med rodenticider på eksponeringsrisikoen for rovdyr.

Eksperiment 1 viste, at en meget høj andel af rovdyrterritorier blandt alle de fem modellerede arter udsættes for sekundær eksponering for rodenticider i danske landskaber. Ophør af brug af rodenticider i skove og juletræer medførte kun et minimal fald i andelen af territorier, der ikke blev eksponeret (fra 99-100% til 96-100% afhængigt af art og landskab). Disse modelestimater svarer til de meget høje forekomster af rodenticider målt i rovdyr indsamlet både før og efter muligheden for at anvende bromadiolon i skove, juletræer, mv. bortfaldt. Det modellerede eksponeringsindeks faldt dog med 15-37%, når anvendelsen af rodenticider i skove og juletræer ophørte. Variationen i eksponeringsindekset i de enkelte territorier steg inden for hver art, specielt for arter med små territorier som lækat og brud.

Der foreligger kun enkelte undersøgelser af, hvor længe rovdyrene eksponeres efter der er anvendt rodenticider i et område. I eksperiment 1 anvendte 14 dage som standardværdi for halveringstiden for hvor længe, der er forgiftede mus tilgængelige for rovdyrene. Eksperiment 2 viste, at det gennemsnitlige eksponeringsindeks for rovdyrene stiger og falder proportionalt med halveringstiden i tilgængeligheden af forgiftede mus. Selv med en kort halveringstid på kun 7 døgn vil andelen af ikke-eksponerede territorier dog fortsat være meget lav, <1% for husmår og mellem 0-5% for brud afhængigt af landskabets sammensætning.

Det anslås, at der anvendes rodenticider i og omkring ca. 33% af alle bygninger i landzone hvert år. En reduktion af behandlingshyppigheden af bygninger kunne forventes at føre til et fald i eksponeringsrisikoen for rovdyrene. Eksperiment 3 viste, at det gennemsnitlige eksponeringsindeks faldt proportionalt med behandlingshyppigheden af bygninger. Faldet i eksponeringsindekset varierede mellem arter og landskaber. Reduceres behandlingshyppigheden i og omkring bygninger sker der dog kun et minimalt fald i andelen af rovdyrterritorier, hvor der ikke kan findes forgiftede gnavere.

Andelen af ikke-eksponerede territorier var 0,5-4% for husmår og 0,9-12% for brud i de forskellige landskaber, hvis der kun anvendes rodenticider ved 8% af bygninger i landzone.

Syntese og anvendelse

Bekæmpelse af rotter og mus med antikoagulante rodenticider medfører en omfattende forgiftning af rovdyr, selv hvis giftstofferne kun anvendes i og omkring bygninger. Hvis det fremover skal være undtagelsen og ikke reglen, at finde rodenticider i rovdyr og andre ikke-måldyr, fx rovfugle og ugler, skal der ske markante ændringer i brugen af giftstofferne og måden gnaverbekæmpelsen udføres på.

Alle arter af mus og spidsmus forgiftes ved bekæmpelse af rotter med rodenticider i foderkasser, der ellers anvendes for at undgå eksponering af ikke-mål arter. Mus udgør en meget vigtig fødekilde for de fleste rovdyr, og musene kan være den vigtigste kilde for sekundære forgiftning af rovdyrene.

Der er rodenticider i næsten alle husmårer og ildere i Danmark. Koncentrationen af rodenticider i rovdyrene afhænger af andelen af det bebyggede areal og arealet med juletræer i landskabet.

Restriktionen i 2011 af brugen af bromadiolon i skove, juletræer og andre steder ude i naturen har ikke ført til et fald i forekomsten eller koncentration af rodenticider i husmår og ilder.

Koncentrationen i mange individer af rovdyrene overstiger det niveau, der kan være letalt for måldyr. Betydningen af den udbredte forgiftning på rovdyrenes bestandsstatus kendes ikke.

Modelleringen af eksponeringsrisikoen for rovdyr viser, at et stop for brugen af rodenticider i skovbruget og juletræsproduktionen ikke kan forventes at føre til en væsentlig reduktion i forekomsten af rodenticider i nogen af de modellerede rovdyrarter. Det gennemsnitlige eksponeringsniveau vil dog falde for alle arterne.

Spredningen af mus, der er forgiftet i forbindelse med rottebekæmpelse i og omkring bygninger i landzone, kan alene resultere i de meget høje forekomster af rodenticider, der er observeret i rovdyr i danske landskaber.

Det er nødvendigt med en meget markant reduktion i behandlingshyppigheden af bygninger med rodenticider i landområder (anslået 33% pr. år i dag) for at reducere forekomsten af rodenticider i rovdyr. Desuden bør brug af alle rodenticider i skove og andre steder ude i naturen, fx ved vildtfodringspladser stoppes. For helt at undgå forgiftning af rovdyr og andre ikke-måldyr skal giftstofferne formentlig helt udfases.

Den opstillede model kan anvendes i forvaltningen til at evaluere eksponeringsrisikoen for forskellige rovdyrarter i danske såvel som udenlandske landskaber. Modellen kan anvendes til at evaluere effektiviteten af ændringer i brugsmønstre for rodenticider i forhold til at reducere den udbredte forgiftning af rovdyr, som brugen af rodenticider medfører.

Summary

The use of rodenticides to control rodent populations poses a risk for non-target wildlife species. Anticoagulant rodenticides (hereinafter ARs) are the most commonly used group of poisons to control rodents. ARs have a delayed effect and animals that have received a lethal dose will die from haemorrhages after 6-10 days. The ARs have the same toxic effect in non-target wildlife species as in the targeted rodents. Predators are particular at risk from secondary poisoning when they predate on poisoned rodents or scavenge on carcasses of poisoned rodents. Poisoned rodents have a higher predation risk than non-exposed ones. The risk of toxic effects in the predators increases as ARs accumulate in the predators following repeated sub-lethal exposures.

In Denmark, all chemical control of rats and most control of mice are performed with ARs (coumatetralyl, brodifacoum, bromadiolone, difenacoum, difethialone og flocoumafen). Despite regulatory measures and guidelines on the use of ARs aimed at preventing exposure of non-target species, the actual exposure rate of predatory species in Denmark is very high. The frequencies of carnivores, raptors and owls with detectable levels of ARs exceed frequencies found in most other European countries and parallel the levels of secondary poisoning of carnivores during field application of rodenticides in New Zealand. Furthermore, many predators in Denmark have potential lethal burdens of ARs in their liver.

The cause for this high occurrence of secondary AR poisoning of predators in Denmark is unknown, but may relate to the high density of buildings in rural landscapes and a systematic control of rodents – particular rats – in and around rural buildings. The present project aims to elucidate the causes of the widespread occurrence of secondary poisoning of mammalian predators in Denmark by 1/ determine the dispersal of ARs by mice and voles around baiting boxes, 2/ examine AR prevalence and concentration and temporal development of AR levels in stone marten and polecat 3/ to model the rodenticide exposure risk for predators at landscape levels.

Dispersal of rodenticides with small mammals

Dispersal distances of mice and voles were assessed by capture-mark-recapture over six-week period in two study areas around baited baiting boxes during the autumn season. Subsequently, bromadiolone bait was placed in two bait boxes in the study areas and during the following two weeks mice, voles and shrews were collected for rodenticide analyses.

Mean dispersal distances between recaptures of yellow-necked mice, bank voles and field voles were 20.2 ± 18.0 m, 11.2 ± 13.2 m and 9.0 ± 10.7 m. Yellow-necked mice dispersed longer distances than the other species.

A total of 294 mice and voles and 39 common shrews were analysed for bromadiolone. In the two study areas, 5% and 21% of all the analysed small mammals had detectable levels of bromadiolone. Bromadiolone was detected in all examined species of small mammals (common shrew, bank vole, field vole, harvest mouse, yellow-necked mouse and house mouse).

The proportion of small mammals with detectable levels of bromadiolone decreased with increasing distance to the baiting boxes, 0-20 m: 49%, 21-40 m: 14%, 41-60 m: 10%, 61-80 m: 9%, 81-100 m: 5%, and >100 m: 0%. Maximum distance between a poisoned rodent and a baiting box was 89 m.

Poisoned yellow-necked mice were collected at longer distances from baiting stations than the other species.

The field study of the dispersal of AR with mice and voles confirms the basic hypothesis for the project that poisoned mice and voles may spread far enough from baiting boxes near buildings to become available to predators. The dispersal distances of mice and voles and the dispersal of AR with the small rodents are probably even longer in other seasons and if assessed over a longer sampling period and larger sampling areas than determined in the field study during autumn and over a two week period.

Rodenticide poisoning in carnivores

Prevalence and concentrations of all six anticoagulant rodenticide substances (bromadiolone, brodifacoum, coumatetralyl, difenacoum, difethialone and flocoumafen) registered for use in Denmark were analysed in liver tissue from stone martens and polecats sampled before (1999-2004) and after (2012-2013) the usage of bromadiolone products to control voles in forestry, Christmas tree production and other usage away from buildings was banned in 2011. AR prevalence and concentrations detected in stone martens and polecats sampled before the ban was imposed, were compared with AR levels determined in weasel and stoat from a previous study to compare the exposure level in four mustelid species with different food and habitat preferences.

AR residues were detected in 99% of the stone martens and 94% of the polecats. Bromadiolone – the most commonly used AR substance in Denmark – was the most commonly detected substance in both species in both periods, and contributed mostly to the total AR burden both species. 93% of the stone martens and 73% of the polecats had detectable levels of more than one rodenticide substance. The number of different AR substances detected in individual stone martens was higher than in polecats. The average number of AR substances increased from 3.4 to 4.2 between the two sampling periods in stone martens while it was stable in polecats (2.5). The total AR concentration was higher in stone martens than in polecats in both sampling periods.

Overall, 69% of stone martens and 38% of polecats had AR levels higher than concentrations known to cause mortalities in mustelids exposed experimentally or exposed during field application of rodenticides. The total AR concentration was positively related to the relative build-up area and area used for Christmas tree production in the 10x10 km UTM square where the animals were collected. Despite the cessation of bromadiolone usage in forestry and Christmas trees between the two sampling periods there was no decrease in prevalence of AR in either stone marten or polecat. On the contrary, the AR burden in stone marten increased from 1999-2004 to 2012-2013, while it remained constant in polecats.

The results from the present study of stone martens and polecats were corrected to the detection limits in the chemical analysis in the previous study of stoats and weasels. ARs were detected at similar frequencies in weasels, stoats and stone martens, while prevalence was lower in polecats. Also the total AR concentration differed between species. The highest levels were detected in stone marten. The variation in AR levels in mustelids may reflect the species' different food and habitat preferences. Stone martens typically forage near buildings, where rodent control is most intense. Thus, the stone marten exposure to ARs is higher than the polecat despite the similar low level of small rodents in both species' diet. Weasels and stoats feed on rodents more frequently, but as they forage in more natural habitats the probability of AR exposure per rodent prey item will be lower than the stone marten, resulting in similar overall exposure rates.

Modelling of exposure risk for carnivores

An exposure model was constructed to assess changes in AR exposure risk to predators under different scenarios for AR use at landscape level. The exposure risks were measured as a rodenticide exposure index per predator territory and the incidence of territories with no exposure risk. Exposure risks were modelled for stoat, weasel, polecat, stone marten and pine marten in three 10x10 km landscapes with different landscape compositions to evaluate the variability associated with landscape structure. Temporal AR usage and rates for different types of rodent control were based on interviews with pest managers and other users of rodenticides. Dispersal of AR poisoned mice and vole was assumed to be the same as the dispersal rates and distances measured from the baiting study. Generally, we applied conservative estimates for parameters affecting potential rodenticide exposure to carnivores for all scenarios.

Three model experiments were performed to evaluate exposure risk for carnivores 1/ with and without usage of ARs in forestry, Christmas tree production and other use away from buildings, 2/ sensitivity of environmental half-life of ARs availability to predators, and 3/ sensitivity of baiting frequencies in and around building with the present AR usage pattern.

A very low percentage of predator territories had no exposure to ARs. Modelling the cessation of AR use in forestry and Christmas tree production had only a negligible impact on the proportion exposed territories (99-100% to 96-100% depending on species and landscape). These levels compare with the empiric information of ARs in predators. However, the modelled average exposure index decreased by 15-37% and the variation between territories increased noticeably, especially for predators with smaller territories and less association with human habitation, e.g. stoats and weasel. This indicates a positive impact greater than suggested by the reduced percentage of territories with zero exposure.

Information on the period that AR poisoned rodents is available for predators in the environment after baiting has ceased is limited. A standard value of 14 days was used. Increasing or decreasing environmental half-life increased or decreased the exposure index close to proportionally. However, even with a very short 7-day half-life, the proportion of unexposed territories was close to zero for stone marten and 0-5% for weasel, depending upon the landscape composition.

Thirty-three percentages of all buildings in rural areas are assumed to be treated with ARs each year in Denmark. Reducing baiting frequency at rural buildings to 16.5% and 8.3% of rural buildings annually, resulted a linearly reduction in the modelled mean exposure index. The rate of reduction differed between landscapes and species. However, the 75% reduction in baiting frequency of buildings to 8.3% annually only resulted in an insignificant increase in unexposed territories, 0.5-4% for stone marten and 0.9-12% depending on landscape structure.

Syntheses and application

The use of rodenticides to control rodents results in a widespread dispersal of the poisons and secondary poisoning of carnivores in Denmark. A substantial reduction in the rodenticide use and methods to control rodents is needed, if it is to be the exception and not the rule to find rodenticides in carnivores and other non-target species, e.g. raptors and owls.

All species of rodents and shrews are exposed to ARs during rat control operations with bait boxes. Thus, mice and voles that constitute a much higher proportion of mammalian and avian predator's diet than rats can be a major route for secondary poisoning of carnivores with ARs.

The prevalence of AR residues in stone marten and polecat is very high. The AR levels in stone martens and polecat is correlated with build-up area and area with Christmas tree production in landscape. The restriction of bromadiolone use in woodlands, Christmas tree production and elsewhere

away from buildings in 2011 has not resulted in reduced prevalence and concentration of ARs in stone martens or polecats.

Prevalence of AR residues was very high in all the examined mustelid species (stoat, weasel, polecat and stone marten), and the tissue concentrations exceeded the levels known to cause mortalities in mustelids in a large number of individuals of all species. The effects of the present level of AR poisoning on population status of the carnivores are unknown.

Modelling the AR exposure rates and levels suggests that dispersal of mice and voles exposed during rat control in and around buildings may result in secondary exposure to almost all carnivores in landscapes with the densities of buildings in rural areas that are typically seen in Denmark. The exposure risk varies with the size of the carnivore species' home-range and landscape composition.

Modelling of AR exposure rate and level suggests that the cessation of AR use in woodlands, Christmas tree production and elsewhere away from buildings will reduce the exposure level, but will only reduce exposure rate of mammalian carnivores negligibly in typical Danish landscapes.

The baiting frequency of buildings in rural areas must be reduced radically to reduce the exposure rate of carnivores. Furthermore, use of all ARs away from building, e.g. in forests, Christmas trees and game feeding stations, should be banned. To prevent any secondary poisoning of predators it would probably be necessary to phase out the ARs.

Although there are uncertainties regarding AR use (e.g. application frequency and volumes), dispersal of AR exposed rodents around baiting boxes, the decay rate of ARs available for the carnivores, the model can be applied for regulatory use to assess AR exposure risk systematically for carnivores with different regulations and scenarios for AR use.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Bekæmpelse af gnavere med antikoagulante rodenticider er vidt udbredt (WHO 1995, Erickson & Urban 2004, Laakso m.fl. 2010). Antikoagulante rodenticider er langsomtvirkende giftstoffer, der blokerer blodets evner til at koagulere. De forgiftede dyr dør som følge af indre blødninger 6-10 døgn efter at have indtaget en dødelig dosis af giften. Udviklingen af resistens overfor giftene hos gnavere førte i 1960'erne til udviklingen af mere toksiske 'anden-generations' antikoagulante rodenticider (Pelz 2001, Vandenbrough m.fl. 2008, Lodal 2010, Vein m.fl. 2011). Anden-generations rodenticiderne nedbrydes og udskilles også langsommere end de ældre typer gift. Derfor akkumuleres anden-generationsmidler i større grad i rovdyr og -fugle, der æder forgiftede gnavere, med en øget risiko for forgiftning og negativ påvirkning af helbredstilstanden og overlevelsen af de eksponerede prædatorer (fx Alterio 1996, Berny m.fl. 1997, Newton m.fl. 1999).

Mange arter af vilde dyr bliver eksponeret for antikoagulante rodenticider, selvom arterne ikke er målet for bekæmpelsen (fx Erickson & Urban 2004, Dowding m.fl. 2010, Laakso m.fl. 2010). Antikoagulante rodenticider har samme toksiske virkning i alle pattedyr og i fugle, som stofferne har i gnaverne. Risikoen for sekundære forgiftninger blev beskrevet allerede i 1960'erne (Evans & Ward 1967). Tidligere laboratorieundersøgelser konkluderede, at risikoen for sekundær forgiftning af rovdyr og fugle var minimal (Grolleau m.fl. 1989, Lund & Rasmussen 1986). Senere undersøgelser i laboratorier og felten har dog dokumenteret letale effekter hos rovdyr og -fugle på grund af sekundær eksponering med antikoagulante rodenticider (Alterio m.fl. 1997, Berny m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, Giraudoux m.fl. 2006, Dowding m.fl. 2010, Walker m.fl. 2010).

Den udbredte sekundære forgiftning af rovdyr viser, at forgiftede gnavere er tilgængelige for rovdyrene i områder, hvor der bekæmpes gnavere med antikoagulante rodenticider. I Danmark ligger forekomsten af antikoagulante rodenticider i små rovpattedyr og rovfugle på 84-100 % af individerne hos de undersøgte arter (Elmeros m.fl. 2011, Christensen m.fl. 2012). Ikke kun forekomsterne var høje i prædatorerne. Hos de fleste arter var der flere individer med rodenticidkoncentrationer i leveren, der kan være letale for rovdyr og rovfugle (200 ng/g vådvægt) (Grolleau m.fl. 1989, Newton m.fl. 1999). Enkelte rovdyr havde rodenticidkoncentrationer over 800 ng/g vv, der er forbundet med letale toksiske effekter i ræv efter sekundær eksponering for rodenticider (Berny m.fl. 1997). Rovdyr fra mårdyrfamilien (lækat, brud, ilder, husmår og skovmår) er formentlig mere udsat for sekundær forgiftning end større rovdyr på grund af mårdyrenes kropsform og størrelse, der medfører et højt energiforbrug per gram kropsvægt (Townsend m.fl. 1984).

Forekomsten af rodenticider i brud og lækat er væsentligt højere i Danmark end i rovpattedyr i andre europæiske lande (fx McDonald m.fl. 1998, Shore m.fl. 2003, Elmeros m.fl. 2011). Tilsvarende høje forekomster og koncentrationer i rovdyr er kun registreret i rovdyr ved intensive bekæmpelseskampagner af gnavere ude i naturen i Frankrig og New Zealand (fx Alterio 1996, Alterio m.fl. 1997, Berny m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, Eason m.fl. 2002). Lækat og ilder er ikke-hjemmehørende arter på New Zealand og bekæmpes for at beskytte den oprindelige fauna.

Bekæmpelse af gnavere i Danmark

Bekæmpelse af gnavere i Danmark udføres i vidt omfang som kemisk bekæmpelse med rodenticider (Lodal 2010). Ud over rotter har man bekæmpet mus og mosegrise med rodenticider. Det er lovpligtigt at bekæmpe rotter jf. Miljøbeskyttelsesloven (LBK nr. 879 af 26/06/2010), og de bekæmpes systematisk i byer og i og omkring bygninger i landzone (By- og Landskabsstyrelsen 2010). Desuden bekæmpes mus på mange husdyrbrug. Mus i og omkring bygninger og tidligere mosegris og andre studsmus i skove og juletræskulturer, bekæmpes kun, hvis de medfører gener. Bekæmpelse af rotter udføres typisk af kommunale eller private professionelle skadedyrsbekæmpere. Bekæmpelse af mus - og tidligere mosegrise - udføres ofte af private lodsejere.

Siden midten af 1990'erne har seks aktivstoffer med antikoagulant virkning været godkendt til bekæmpelse af gnavere: coumatetralyl, bromadiolon, difenacoum, brodifacoum, difethialon og flocoumafen. Af de godkendte antikoagulante rodenticider er coumatetralyl det eneste første-generations stof. I retningslinjerne for brug af rodenticider kræves det, at giftstofferne anvendes, så eksponering af dyr uden for målgruppen undgås og stoffernes langtidsvirkninger på miljøet minimeres. Risikoen nedsættes blandt andet ved lægge giften i foderkasser, der forhindrer større dyrs adgang til giften og indsamling af døde gnavere. Kasserne forhindrer dog ikke adgangen for andre små gnavere, insektædere og invertebrater (insekter, snegle og lign.), der kan komme ind i kasserne og æde gift eller sekundær forgiftning af rovdyr, når de præderer på forgiftede småpattedyr.

Der foreligger ingen systematiske opgørelser af forbruget af antikoagulante rodenticider eller hvor og hvornår på året giftstofferne bruges i Danmark. Kun salget af produkter og aktivstoffer opgøres i Miljøstyrelsens årlige bekæmpelsesmiddelstatistik (www.mst.dk). Anden-generations antikoagulanterne udgør en stigende andel af det årlige salg af aktivstoffer (>90% i 2010-2012). Til kemisk bekæmpelse af rotter er antikoagulante rodenticider den eneste godkendte stofgruppe. Omkring 66% af den samlede mængde af antikoagulante rodenticider vurderes at blive anvendt til bekæmpelse af rotter, mens resten af aktivstofferne findes i produkter til bekæmpelse af mus (Lodal 2010). Coumatetralyl har meget lav toksicitet for mus (Fisher 2005), og mus kan i praksis kun bekæmpes med de mere toksiske, persistente og akkumulerende anden-generations antikoagulanter. Salget af produkter med anden-generations antikoagulanter til bekæmpelse af mus har været stigende i de seneste år (P. Weile pers. medd. Sep. 2011).

I 2010 udsendte miljøministeriet en revideret bekæmpelsesplan mod rotter (By- og Landskabsstyrelsen 2010). Samtidig blev der indført ændringer i privates muligheder for at købe produkter med antikoagulante rodenticider. Formålet med disse foranstaltninger var blandt andet at reducere risikoen for eksponering af arter, der ikke er i målgruppen for den kemiske bekæmpelse af rotter og mus.

Med den nye bekæmpelsesplan for rotter blev der blandt andet indført krav om bedre uddannelse og certificering af skadedyrsbekæmpere. Det er dog endnu ikke alle skadedyrsbekæmpere, der har gennemgået denne autorisationsuddannelse. Privates muligheder for at købe rodenticider blev ændret ved at begrænse størrelsen af produktet med antikoagulante rodenticider, som private kan købe. Da der er ikke samtidigt blev indført restriktioner i antallet af enheder og dermed mængden af rodenticider som private kan købe, medfører begrænsningen i pakkestørrelsen ikke nødvendigvis et reduceret forbrug af rodenticider af ikke-autoriserede private brugere.

Endelig har det siden udgangen af 2011 ikke været tilladt at anvende de bromadiolon-produkter, der tidligere blev anvendt til bekæmpelse af mosegris og studsmus i skovbruget, juletræproduktionen, ved fodringspladser for jagtbart vildt (herefter vildtfodringspladser) og andre steder 'væk fra bygninger'. Det er fortsat muligt at anvende et coumatetralyl-baseret produkt til bekæmpelse af rotter ude i naturen. Alle typer antikoagulanter kan anvendes til bekæmpelse i og omkring bygninger.

Eksposering af rovdyr

Sekundær eksposering af rovdyr med rodenticider ved bekæmpelse af gnavere er veldokumenteret. Ved de fleste undersøgelser af rovdyrers belastning med antikoagulante rodenticider er der kun undersøgt et mindre antal dyr af hver art eller individer af en enkelt art i et begrænset område i forbindelse med større bekæmpelseskampagner i felten (fx Berny m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, Fournier-Chambrillon m.fl. 2004). Der er kun gennemført enkelte undersøgelser, hvor et større antal individer er analyseret, så variationer i gifthyppigheder og -niveauer mellem arter, gennem året eller i forskellige områder kunne belyses (Shore m.fl. 2003, Elmeros m.fl. 2011, Walker m.fl. 2010).

De høje forekomster og koncentrationer af antikoagulante rodenticider i rovdyr og -fugle fra Danmark viser, at forgiftede gnavere er let tilgængelige for prædatorerne (Elmeros m.fl. 2011, Christensen m.fl. 2012). Dette til trods for at rodenticider primært anvendes på afgrænsede punktkilder eller små områder, og at rodenticiderne anvendes på en måde, så risikoen for eksposering af dyr uden for målgruppen begrænses, fx ved at lægge giftstofferne i foderkasser, hvor større dyr ikke har adgang.

Rodenticider er effektive ved selv små doser, og gnaverne kan få en letal dosis af de mest giftige anden-generationsstoffer ved blot et enkelt måltid (Fisher 2005, Lodal 2010), og bekæmpelsen af gnavere på den enkelte ejendom, er oftest af kort varighed. Til trods for den høje toksicitet af især anden-generations stofferne, kan giftstofferne dog findes i gnavere i et område flere måneder efter en bekæmpelse er afsluttet (Murphy m.fl. 1998, Sage m.fl. 2008, Tosh m.fl. 2012). Dette skyldes formentlig, at gnaverne samler depoter af det giftholdige foder, der kan eksponere gnavere, der er immigreret ind i det behandlede område efter de oprindeligt residerende gnavere er døde, eller der er individer, der ikke æder en letal dosis og overlever bekæmpelsen. Resistens hos gnavere forøger risikoen for sekundær forgiftning af rovdyr og -fugle, da de mus og rotter, der har udviklet resistens over for de antikoagulante rodenticider, kan ophobe større mængder af giftene (Smith 1999, Atterby m.fl. 2005). De resistente gnavere lever med gift i kroppen og vil være tilgængelig som bytte for prædatorer i længere tid end ikke-resistente gnavere ved en bekæmpelseskampagne. I tilgift hertil er behandlingsperioden ofte længere ved forsøg på at bekæmpe resistente forekomster af gnavere.

Årsagen til de meget høje forekomster af antikoagulante rodenticider i rovdyr, rovfugle og ugler i Danmark er ikke kendt (Elmeros m.fl. 2011, Christensen m.fl. 2012). Giften kunne stamme fra privats bekæmpelse af mus, skadedyrsbekæmperes rotte- og musebekæmpelse, den kommunale rottebekæmpelse eller ulovlig rottebekæmpelse af privatpersoner med produkter godkendt til bekæmpelse af mus. De undersøgte rovdyr og -fugle blev indsamlet, da det var tilladt at anvende bromadiolon til at bekæmpe mus og mosegris i skove, juletræskulturer, ved vildtfodringspladser og lign., og da private også havde nemmere mulighed for at købe antikoagulante rodenticider.

Brugen af antikoagulante rodenticider i skove og det åbne land vil resultere i en meget direkte spredning og en høj eksposeringsrisiko for rovdyrene. Bekæmpelsen i skove og juletræer må dog formodes at være for lokal til at kunne forklare forekomsten af rodenticider i alle rovdyr og -fugle. En anden mulig kilde til det generelt høj eksposeringsniveau for alle rovdyr og -fugle er den systematiske kommunale og private rottebekæmpelse i og omkring bygninger i landzone sammenholdt med den relativt høje tæthed af ejendomme i landzone. I tilgift hertil kan den vidt udbredte fodring af jagtbart vildt og bekæmpelse af rotter på disse vildtfodringspladser medføre en eksposering af rovdyr og -fugle.

Det er ikke muligt direkte at estimere eksposeringsrisikoen for rovdyrene eller at identificere hvilke faktorer, der er væsentlige for den effektive spredning af rodenticider og eksposering af rovdyrene, ved blot at måle forekomst af giftstofferne i rovdyr og -fugle. At gennemføre kontrollerede forsøg for at bestemme eksposeringsrisikoen og faktorer, der kan forklare de høje eksposeringsniveauer, vil være meget ressourcekrævende på den skala, der er nødvendig for undersøgelser af højmobile arter med lave bestandstætheder som rovdyrene eller fugle. Vurderingen af de potentielt skadelige virk-

ninger af biocider og pesticider på faunaen er oftest baseret på ekstrapoleringer af laboratorieforsøg på få arter. Ved vurderingerne af eksponeringsrisikoen for biocider og pesticider tages der oftest ikke videre hensyn til de rumlige og temporære mønstre i eksponeringen for giftene og arternes bestandsdynamik og brug af landskabet (fx Fischer 2005). For at vurdere eksponeringen af faunaen for pesticider og biocider og eventuelle effekter på bestands- og landskabsniveau må spredningen af giftstofferne og eksponeringen af faunaen modelleres og skaleres op til landskabsniveau (Topping m.fl. 2003, Sibly m.fl. 2005).

1.2 Formål og overordnet projektstrategi

Projektets mål var at undersøge mulige forklaringer på de meget høje forekomster af antikoagulante rodenticider (herefter blot rodenticider) i rovdyr og identificere vigtige faktorer for den høje eksponering af rovdyrerne. Målet for projektet blev opnået gennem tre aktiviteter:

- 1/ Feltundersøgelser af rumlig spredning af rodenticider med mus og andre små pattedyr omkring en giftkilde under forhold, der svarer til normal anvendelse af rodenticider ved bekæmpelse af gnavere,
- 2/ Analyser af forekomst og koncentration af rodenticider i husmår og ilder og ændringer i belastningen over tid samt sammenligning af eksponeringsniveauet i husmår og ilder med niveauet i brud og lækat bestemt i en tidligere undersøgelse,
- 3/ Udvikling af en model for spredningen af rodenticider og estimere eksponeringsrisikoen for rovdyr ved forskellige scenarier for bekæmpelse af gnavere.

Spredningen af rodenticider med mus

Bekæmpelseskampagner af gnavere med rodenticider i naturen medfører en effektiv optagelse i gnaverne, der er tilgængelige for rovdyrerne og følgelig en meget direkte sekundær eksponering af rovdyrerne i området (fx Berny m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, Sage m.fl. 2008). Hvor effektivt og hvor langt rodenticider spredes ud i miljøet ved bekæmpelse af gnavere ved 'punktkilder' fx ved foderer med gift ved landbrugsejendomme og vildtfodringspladser er kun undersøgt ved enkelte studier (Townsend m.fl. 1995, Brakes & Smith 2005, Tosh m.fl. 2012, Broll m.fl. 2013).

Spredning af rodenticider og den potentielle sekundære eksponering af rovdyr blev kvantificeret ved at undersøge mus' bevægelsesmønstre og spredningen af forgiftede mus omkring giftstoffer ved feltundersøgelser. Feltundersøgelsen fokuserede på mus, da mus udgør en langt større andel af føden hos rovdyrerne end rotter (fx Elmeros 2006, Nielsen 2006, Johansson 2012). Mus bekæmpes i mindre omfang end rotter, men da mus også æder den gift, der lægges ud til rottebekæmpelse (Brakes & Smith 2005, Tosh m.fl. 2012), medfører den systematiske bekæmpelse af rotter i og omkring bygninger i landzone også en eksponeringsrisiko for rovdyr og -fugle. Derudover bekæmpes mus i vidt omfang med sikringsordninger på landbrugsejendomme med animalsk produktion.

For undersøgelsen af spredningen af rodenticidforgiftede mus var hypoteserne:

- 1/ Hyppigheden af forgiftede mus vil falde med stigende afstand til en giftkilde, og
- 2/ Koncentration af rodenticider i de forgiftede mus falder med stigende afstand til giftkilden.

Rodenticider af forskellige rovdyrarter

Rovdyrs eksponering for rodenticider må forventes at variere mellem arterne afhængigt af deres fødevalg og habitatpræferencer. Fem rovdyrarter fra mårdyrfamilien med forskellige fødevalg og habitatpræferencer indgår i projektet: lækat, brud, ilder, husmår og skovmår. Skovmåren indgår kun i modelleringen af eksponeringsrisikoen.

Forekomst og koncentrationer af rodenticider i husmår og ilder analyseredes i dyr indsamlet før og efter 2011, hvor brugen af giftstofferne til bekæmpelse af gnavere i skovbruget, juletræsproduktio-

nen, på vildtfodringspladser og lign. blev forbudt. Eksponeringsniveauerne i husmår og ilder indsamlet før 2011 blev sammenlignet med hyppigheden og koncentrationer af rodenticider i brud og lækat, der blev indsamlet i samme periode (Elmeros m.fl. 2011) for at belyse forskelle i eksponeringsniveauer mellem flere arter med forskellige føde- og habitatpræferencer.

Brud findes spredt i landskabet i habitater med mange smågnavere, der er det altdominerende fødeemne for arten (Elmeros 2006, Elmeros m.fl. 2007a, King & Powell 2007). Egnede levesteder for brud er habitater med højt og tæt vegetationsdække som naturgræsarealer, moser og krat, skovbryn og -lysninger samt i udyrkede arealer omkring bygninger. Der er fundet rodenticider i brud ved flere undersøgelser (Alterio m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, McDonald m.fl. 2001, Elmeros m.fl. 2011). Letale effekter i brud på grund af sekundær forgiftning er demonstreret eksperimentelt med warfarin, et stof med meget lav toksicitet sammenlignet med nyere antikoagulanter (Townsend m.fl. 1984). Brud er fredet i Danmark.

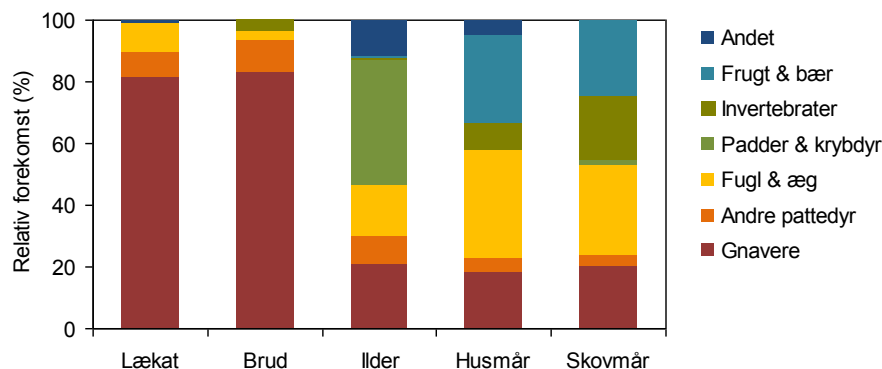
Lækat lever også i udpræget grad af smågnavere, og arten er knyttet til habitater med stor forekomst af smågnavere (Elmeros 2006, Elmeros m.fl. 2007b, King & Powell 2007). Lækat findes pletvis i landskabet i habitater med en tæt græs- og urtevegetation som enge, moser, brede levende hegn, småbiotoper skovbryn, og i og omkring bygninger. Rodenticider er detekteret i lækat ved flere undersøgelser (fx Alterio m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, McDonald m.fl. 2001, Elmeros m.fl. 2011). Dødelighed som følge af sekundær eksponering for rodenticider er påvist i lækat ved feltundersøgelser og et eksponeringsforsøg med bromadiolon (Grolleau m.fl. 1989, Murphy m.fl. 1998). Lækat er fredet i Danmark.

Ilder findes typisk i fugtige områder som moser, enge og ådale, men lever også i mere tørre habitater og kan fouragere omkring bygninger (Hammershøj m.fl. 2007). Padder og smågnavere udgør størstedelen af ilderens føde (Nielsen 2006). Desuden tager den krybdyr og fisk. Sekundær forgiftning med rodenticider i ilder er registreret i flere tilfælde (fx Alterio m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998, Shore m.fl. 2003, Fournier-Chambrillon m.fl. 2004). Ilder er opført på Habitatdirektivets bilag V. Ilder er fredet i Danmark, men det er tilladt at bekæmpe den, dvs. den må fanges i fælder eller skydes, hele året i forsvarligt indhegnede fuglehold og pelsfarme samt i og omkring (<25m) bygninger.

Husmår lever i mosaiklandskaber og skov (Broekhuizen & Müskens 2000, Madsen m.fl. 2007). Arten har i stor grad tilpasset sig det menneskeskabte landskab og findes også i byområder. Husmår har et meget bredt fødevalg bestående af smågnavere, fugle, frugter og bær (Johansson 2012). Frugter og bær dominerer føden i sensommeren og efteråret. Der er fundet rodenticider i enkelte undersøgte husmårer (Berny m.fl. 1997, Sánchez-Barbudo m.fl. 2012). I Danmark er husmår jagtbar fra 1. september til 31. januar. Desuden er det tilladt at bekæmpe den, dvs. den må fanges i fælder eller skydes, hele året i forsvarligt indhegnede fuglehold og pelsfarme samt i og omkring (<25m) bygninger.

Skovmår er knyttet til skov og mosaiklandskaber med småskove (Broekhuizen & Müskens 2000, Zalewski 2001, Elmeros m.fl. 2008). Som husmår har skovmår et meget bredt fødevalg bestående af smågnavere, fugle, frugter og bær (Elmeros m.fl. 2008, Johansson 2012), men på grund af en anden habitatbrug forventes skovmår at være mindre udsat for sekundær forgiftning fra kemisk bekæmpelse af gnavere i og omkring bygninger end husmår. Skovmår er fredet i Danmark og desuden opført på Habitatdirektivets bilag V.

Forekomsten af småpattedyr i de fem arters føde varierer: 91% af lækatte (N=86), 92% af brude (N=115), 27% af ildere (N=221), 34% af husmårer (N=149) og 42% af skovmårer (N=83) (Elmeros 2006, Nielsen 2006, Elmeros m.fl. 2008, Johansson 2012). Da der oftest er flere forskellige fødeemner i det enkelte dyr, er forekomsten af alle de fundne fødeemner omregnet til en relativ forekomst for at kunne sammenligne arternes fødevalg (figur 1).



FIGUR 1
RELATIV FOREKOMST AF FORSKELLIGE FØDEEMNER FOR LÆKAT (N=86) BRUD (N=115), ILDER (N=221), HUSMÅR (N=149) OG SKOVMÅR (N=83) I DANMARK. DET ENKELTE INDIVID KAN INDEHOLDE FØDEEMNER FRA FLERE GRUPPER (EFTER ELMEROS 2006, NIELSEN 2006, JOHANSSON 2012).

Vi forventede at:

- 1/ Ændringerne i brugen af rodenticider efter 2011 har resulteret i lavere forekomster og koncentrationer i husmår og ilder.
- 2/ Forekomsten og koncentrationen af rodenticider vil være højere i husmår end i ilder fordi husmår lever og fouragerer i habitater tættere på bebyggelse.
- 3/ Forekomsten af rodenticider i brud og lækat, der har smågnavere som den altdominerende føde, vil være høj sammenlignet med forekomsten i ilder og husmår.

Modellering af eksponeringsrisiko

Spredningen af rodenticider omkring giftkilder og eksponeringsrisikoen for rovdyrene på landskabsplan blev undersøgt ved at opbygge en dynamisk eksponeringsmodel. Målet med modellen var at identificere mulige årsager til den vidt udbredte forekomst af rodenticider i rovdyr i Danmark, ud fra en formodning om at mus er den vigtigste kilde til eksponeringen af rovdyr.

Eksponeringsmodellen blev baseret på resultaterne af spredningen af rodenticider med mus og andre småpattedyr fra feltundersøgelserne af spredningsafstande og rodenticider i småpattedyr omkring en gift fra projektets første del. Dynamikken i eksponeringen af rovdyrene modelleredes ud fra elimineringsraten af forgiftede mus i miljøet, behandlingshyppigheder og -tidspunkter gennem året for bekæmpelse af gnavere med antikoagulanter i og omkring bygninger, i skove og juletræskulturer, samt de forskellige rovdyrarteres territoriestørrelser og placeringen af territorierne i landskabet.

Eksponeringsrisikoen ved forskellige scenarier for bekæmpelsen af gnavere sammenlignes for lækat, brud, ilder, husmår og skovmår. Resultaterne af modelleringens forskelle i eksponeringsrisikoen for rovdyrene blev sammenlignet med resultaterne af de direkte målinger af forekomster af rodenticider i rovdyrene i denne og en tidligere undersøgelse (Elmeros m.fl. 2011).

Hypoteserne for modelleringen af eksponeringsrisikoen for rovdyrene var:

- 1/ at de høje forekomster af rodenticider i rovdyr i Danmark kan forklares med den relativt høje tæthed af bygninger i landzone og bekæmpelsen af gnavere i og omkring bygningerne.
- 2/ at eksponeringen af forskellige arter rovdyr vil variere mellem arterne og mellem landskaber med forskellige sammensætninger, fx forventes eksponeringen af skovmår at falde mere end eksponeringen af husmår.

neringen af ilder ved ophør af brug af rodenticider i skovbrug, juletræskulturer og på vildtfodringspladser.

2. Metoder

2.1 Spredning af rodenticider med mus og andre småpattedyr

Spredningen af rodenticider i mus blev undersøgt ved feltundersøgelser, der efterlignede bekæmpelse af gnavere med giftstoffer i og omkring bygninger og i et 'naturområder' (fx vildtfodringsplads, skov og juletræer), som tidligere var tilladt. Spredningen blev dels estimeret ved at registrere bevægelsesafstande for mus ved fangst-genfangst-undersøgelser i feltområderne og ved direkte at måle rodenticidforekomster og -koncentrationer i småpattedyr i forskellige afstande fra opstillede foderkasser. Betegnelsen 'mus' dækker kun små arter fra ordenen gnavere. I rapporten anvendes også betegnelsen 'småpattedyr', da et antal almindelig spidsmus indgår i analyserne af rodenticider.

Feltområder og opstilling

Feltundersøgelsen blev gennemført i to undersøgelsesområder på Naturstyrelsens arealer ved Kalø på Djursland i september-november 2012. Der er ikke udført kemisk bekæmpelse af gnavere på Naturstyrelsens arealer ved Kalø siden 2010 (K. Egebjerg, NST Kronjylland, pers. medd.). Der blev ikke udført kemisk bekæmpelse af gnavere på naboejendomme inden for 500 m fra feltområderne i sommeren og efteråret 2012. De rodenticider, der kan registreres i de indsamlede småpattedyr, forventes derfor at stamme fra gift udlagt i foderkasserne, da de undersøgte småpattedyr oftest ikke bevæger sig over store afstande (Wolton & Flowerdew 1985, Korn 1986, Sandell m.fl. 1991, Szacki 1999, Stradiotto m.fl. 2009).

I de to undersøgelsesområder blev opstillet fælder til levendefangst af småpattedyr i et grid, der dækkede ca. 75 x 200 m, samt to foderkasser med ca. 5 meters afstand til automatisk registrering af besøg af mærkede mus og som senere blev anvendt til tildeling af bromadiolon. I alt blev opstillet 147 fælder i Kalø-området og 149 fælder ved Vikærshøj. Foderkasserne bestod af en plastikkasse 18x28 cm med et indgangshul på ca. 5 cm i diameter. Foderkasserne blev opstillet ved en bygning i område 1 (Kalø) og i kanten af en yngre løvtræsbevoksning i område 2 (Vikærshøj). Placeringen af fælder og foderkasser fremgår af Bilag 2.

Kalø-området bestod af græsplæne lige omkring bygningen, kratvegetation, yngre løvtræsbevoksning med enkelte ældre træer og mindre arealer med uplejet græs- og urtevegetation. Vikærshøj-området bestod af en yngre løvtræsbeplantning, arealer med uplejet permanent græs- og urtevegetation samt et gammelt læhegn. Størrelsen af de to områder var bestemt af de naturlige afgrænsninger af områderne. Kalø-området var afgrænset på de fire sider af en vej og marker på tre af siderne. På den sidste side var området afgrænset af en grusvej med en græsplæne, mark og et mindre vandhul med bevoksning omkring. Vikærshøj-området var afgrænset af mark og åbne græsarealer på tre sider og en mindre bevoksning omkranset af marker.

Tidsplan for feltundersøgelser

Feltundersøgelserne og indsamlingen af mus til rodenticidanalyser strakte sig over 8 uger i hvert område (tabel 1). I hvert område blev gennemført to fangstsessioner a 4 fangstdage med 14 dages mellemrum til fangst og mærkning af mus. I de første seks uger blev der fodret med æble, korn og 3-4 ikke-giftige foderblokke a 25 g i foderkasserne. I de sidste to uger blev de ikke-giftige foderblokke erstattet med 3-4 blokke a 25 g med bromadiolon (0,005% v/v) til bekæmpelse af rotter. Om nødvendigt blev der suppleret med foder, ikke-giftige foderblokke eller bromadiolon-blokke dagligt

i kasserne. I de to sidste uger, startende 4 dage efter der første gang blev lagt bromadiolon i kasserne, blev der indsamlet mus for at bestemme forekomsten og koncentrationerne af rodenticid i mus i forskellige afstande fra foderkasserne.

Fangst af småpattedyr og mærkning af mus

Småpattedyrene blev fanget i levendefangst-fælder af type Ugglan Special med et indgangshul på min. 2,5 cm (Jensen & Hansen 2003). Fælderne var foret med hø som redemateriale og æble og korn som foder. Ved første fangst af en mus blev art, køn, alder/funktionelle og reproduktionsstadiet (juvenile, subadulte/ikke kønsmodne, adulte/kønsmodne og for hunnerne om de var drægtig eller diegivende) og vægt registreret. Dvärgmus og spidsmus blev kun artsbestemt. Mus med en kropsvægt over 15g blev endvidere mærket individuelt med en 12 mm PIT-tag (Passive Integrated Transponder, Oregon RFID®) under huden i nakken. En PIT-tag er en chip med et unikt nummer. Efter fangst og eventuel mærkning blev småpattedyrene sat fri på fangstlokaliteten. Genfangster af mærkede mus blev registreret ved aflæsning af PIT-tag-nummer med en håndholdt scanner.

Ved foderkasserne blev PIT-tag-mærkede mus' besøg registreret med hjælp af en automatisk logger med en antenne monteret under indgangshullet til kasserne. Med de automatiske loggere kunne mus i foderkasserne blive registreret flere gange inden for samme besøg. Registreringer af samme PIT-tag inden for 5 minutter blev regnet som ét besøg ved bestemmelse af besøgsraten. Besøgsraten blev beregnet som antal besøg pr. døgn pr. individ.

Det meste af foderet og giftblokkene forsvandt fra foderkasserne ved Kalø hver nat. Det var formentlig rotter, der åd eller fjernede giften og fodret. Rotteekskrementer i foderkasserne og en tydelig væksel mellem kasserne og et relativt stort hul tyder på, at rotter besøgte foderkasserne regelmæssigt. De regelmæssige besøg af rotter kan have begrænset musenes besøgsrate i foderkasserne.

TABEL 1

TIDSPLAN FOR FELTUNDERSØGELSENE AF SPREDNINGEN AF RODENTICIDER MED SMÅPATTEDYR. UNDER- SØGELSENE STARTEDE MEDIO SEPTEMBER. BROMADIOLON BLEV UDLAGT I FODERKASSERNE TRE DAGE FØR INDSAMLINGEN AF MUS OG ANDRE SMÅPATTEDYR STARTEDE I UGE 7 VED KALØ OG UGE 8 VED VIKÆRSBJERG.

Lokalitet	Aktivitet	Uge 1	Uge 2	Uge 3	Uge 4	Uge 5	Uge 6	Uge 7	Uge 8	Uge 9
Kalø	Fangst & mærkning	x			x					
	Automatisk registrering	x	x	x	x	x	x	x	x	
	Bromadiolon udlægning							x	x	
	Indsamling af mus							x	x	
Vikærshjerg	Fangst & mærkning		x			x				
	Automatisk registrering		x	x	x	x	x	x	x	x
	Bromadiolon udlægning								x	x
	Indsamling af mus								x	x

Indsamling af mus og andre småpattedyr

Spredningen af rodenticid med mus og andre småpattedyr omkring en gift blev målt direkte ved at indsamle småpattedyr i ugerne efter tildelingen af bromadiolon i foderkasserne og analysere muse- ne for bromadiolon. De indsamlede gnavere blev suppleret med spidsmus, der var døde i fælderne.

Den toksiske effekt af antikoagulate rodenticider er forsinket. Blødninger ses først efter et par dage, og dyrene dør 6-10 dage efter de har ædt en letal dosis af giften (Brakes & Smith 2005). Koncentra- tionen af rodenticider i gnavere er højest 2-7 dage efter en bekæmpelse starter på en lokalitet (Fi- sher m.fl. 2003, Sage m.fl. 2008). Indsamlingen af småpattedyr til rodenticidanalyser startede tre dage efter der blev lagt bromadiolon i foderkasserne. Til indsamlingen anvendtes samme fældetype og fældegrid som ved fangst-genfangst-delen. I hvert undersøgelsesområde blev der indsamlet mus

på dagene 4-7 og 11-14 efter gifttildeling. Gnaverne blev aflivet ved at knække nakken på dyrene. Fældennummer, art, køn, alder og evt. PIT-tag-ID blev registreret for alle indsamlede dyr. I alt indsamledes 293 smågnavere og 39 almindelig spidsmus i de to feltområder.

I den sidste indsamlingsuge blev der kun genfanget enkelte mærkede mus i begge feltområder. Fangsterne af ikke-mærkede rødmus, markmus og halsbåndmus skete overvejende i kanten af områderne. Der var ingen registreringer med loggen i foderkasserne i den sidste uge, hvilket indikerer at de fleste mærkede mus i forsøgsområderne var indsamlet eller døde af bromadiolon i løbet af den første indsamlingsuge i de to områder.

Før tildelingen af bromadiolon blev 15 rødmus og 15 halsbåndmus indsamlet i hvert feltområde til bestemmelse af baggrunds niveauer af rodenticider i områderne. De fleste af disse mus var fundet døde i fælderne under fangst-genfangst-undersøgelserne. De dødfundne mus blev suppleret med rødmus og halsbåndmus, der blev fanget i læhegn og beplantninger, der støder op til feltområderne i dagene op til tildelingen af bromadiolon i foderkasserne.

2.2 Rodenticider i rovdyr

Eksponeringen af husmårer og ildere med antikoagulante rodenticider før og efter lovændringen af brugen af rodenticider i skove, juletræer, mv. blev bestemt ved at måle forekomster og koncentrationer af giftstofferne i levervæv fra rovdyr indsamlet før og efter lovændringen (tabel 2). Prøver fra husmårer og ildere indsamlet før 2005 (1999-2004) kom fra Institut for Bioscience's vævsprøvebank for rovdyr. Nye husmårer og ildere blev indsamlet fra sommeren 2012 til vinteren 2014. Oplysninger om fundsted, dødsdato og -årsag, køn, længde og vægt blev registreret.

TABEL 2
FORDELINGEN AF UNDERSØGTE HUSMÅRER OG ILDERE PÅ DØDSÅRSAG OG KØN I DE TO INDSAMLINGSPERIODER SAMT DE BRUDE OG LÆKATTE DER ER UNDERSØGT VED EN TIDLIGERE UNDERSØGELSE (ELMEROS M.FL. 2011).
*FOR BRUD OG LÆKAT DÆKKER 'BEKÆMPET' OVER UTILSIGTEDE FANGSTER I ROTTE- OG MULDVARPEFÆLDER.

Art	Periode	Total	Dødsårsag			Køn	
			Trafikdræbt	Bekæmpet*	Andet	Hanner	Hunner
Husmår	1999-2004	40	24	16	-	20	20
	2012-2013	31	26	4	1	18	13
Ilder	1999-2004	40	24	10	6	20	20
	2012-2013	29	19	6	4	24	5
Lækat	1996-2008	60	46	2	12	38	20
Brud	1996-2008	65	19	8	38	46	17

De indsamlede rovdyr er hovedsageligt trafikdræbte dyr og dyr der er nedlagt i forbindelse med bekæmpelse i og omkring bygninger, forsvarligt indhegnede fuglehold og lign. De typiske dødsårsager blandt de indsamlede dyr forårsager kraftige blødninger i dyrene, hvorfor eventuelle symptomer på eksponeringen for rodenticider ikke kunne erkendes. Ved obduktionen blev udtaget levervæv til rodenticidanalyse. Dyrene og prøverne blev opbevaret på frost (-18°C) indtil obduktion og undersøgelse for rodenticider.

I en tidligere undersøgelse blev belastningen med rodenticider bestemt i brud og lækat (Elmeros m.fl. 2011). Resultaterne for dyrene i perioden 1996-2008 fra denne undersøgelse blev sammenlignet med belastningerne i husmår og ildere fra den første indsamlingsperiode for at belyse forskelle i eksponeringen for arter med forskellig føde og habitatpræferencer. Brude og lækatte var indsamlet og behandlet på samme måde som husmårer og ildere.

2.3 Kemiske analyser

Forekomst og koncentrationer af rodenticider (bromadiolon, brodifacoum, coumatetralyl, difenacoum, difethialon og flocoumafen) i småpattedyr og rovdyr blev bestemt ved hjælp af væske-kromatografi (HPLC, high pressure liquid chromatography) koblet med tandem massespektrometri (MS-MS) (Albert m.fl. 2010). I småpattedyrene blev koncentrationerne i hele dyret bestemt for eventuelt at kunne estimere, hvilken dosis rovdyr udsættes for, når de æder forgiftede byttedyr. I rovdyrerne blev koncentrationerne bestemt i levervæv.

Rodenticiderne blev ekstraheret fra 0,5 g homogeniseret vævsprøve (tørret med natriumsulfat) ved omrystning i 7 ml acetonitril á to omgange. Det samlede ekstrakt fra hver prøve blev reduceret til 10 ml, hvorfra 2 ml blev oprenset på en C18-fase (SPE)-kolonne, inddampet til tørhed og genopløst i 1 ml metanol til LC/MS-MS analysen. LC/MS-MS systemet bestod af en Agilent 1200 series HPLC (Agilent Technologies, USA) med en Kinetex C18 Kolonne (150 x 2.1 mm, 2. 5 µm particle size; Phenomenex, USA) og et QTrap 5500 triple quadrupole mass spektrometer (AB Sciex, USA) med en elektrospay i negativ ion-mode. Den mobile fase bestod af 5mM ammonium acetat og metanol:acetonitril (50:50 v/v), med en flowrate på 0,2 ml/minut og en lineær gradient. For hvert rodenticid analyseredes for specifikke ionpar med bestemte mass-ladningsforhold (tabel 3). Ioniseringsforholdene i MS-MS'en var med kapilarspændingen 4500V, temperatur 600C, og nitrogen blev brugt som bære- og kollisionsgas.

Validering

Koncentrationerne af rodenticider blev kvantificeret med kalibreringskurver genereret ud fra analyser af standardopløsninger af hvert enkelt aktivstof (Ehrenstorfer GMBH, Germany). Detektionsgrænserne blev bestemt som tre gange standardafvigelsen for fem blindprøver. Detektionsgrænserne var 0,51 ng/g for brodifacoum, 0,69 ng/g for bromadiolon, 0,30 ng/g for coumatetralyl, 0,32 ng/g for difenacoum, 0,40 ng/g for difethialon og 0,65 ng/g for flocoumafen. Genfindingsraterne blev bestemt fra kontrolprøver af kyllingelever spiket med en kendt mængde rodenticid. Genfindingsprocenterne varierede mellem 36% og 77%. Ved kvantificeringen blev analyseresultaterne korigeret for genfindingsprocenterne i de enkelte prøver.

TABEL 3
PARAMETRENE FOR DETEKTION AF DE ENKELTE RODENTICIDER VED TANDEM MASSESPEKTROMETRI (MS-MS)

Rodenticid	Precursor ion (Da)	'Produktioner' (Da)	Kollisionsenergi (eV)
Bromadiolon	527	81; 250	-80; -48
Brodifacoum	523	81; 135	-66; -48
Coumatetralyl	291	143; 247	-52; -26
Difenacoum	443	143; 293	-68; -42
Difethialon	539	81; 79	-66; -64
Flocoumafen	541	161; 289	-44; -42

2.4 Statistiske analyser

Bevægelsesafstande for mus ved fangst-genfangst og de automatiske loggere

Det overordnede mønstre i musenes bevægelsesafstande, der blev registreret ved fangst-genfangst-undersøgelserne og de automatiske loggere ved foderkasserne, blev analyseret med generaliserede lineær mixed modellering (GLMM). Afstandene mellem genfangster var den afhængig variabel. Område og art (rødmus, alm. markmus, og halsbåndmus) indgik i analyserne som forklarende variable. Der kunne være registreret flere afstande for samme individ, og de individuelle mus blev behandlet som en tilfældig effekt, og musene var grupperede til hvert feltområde.

For at bestemme om der var forskelle mellem bevægelsesafstande inden for og mellem fangstperioder, blev genfangster fra perioder med fælder i feltområderne (genfangster inden for fangstperiode) og første genfangst i en efterfølgende fangst-/indsamlingsperiode (mellem fangstperiode) inkluderet som forklarende variabel. Forskelle i bevægelsesafstande mellem arter, feltområder og i/mellem fangstperiode blev vurderet med t-tests af de estimerede least square means for den enkelte art, området og i/mellem fangstperiode.

Antallet af registreringer af mærkede mus i foderkasserne var forholdsvis begrænset sammenlignet med fangst-genfangst og indsamlingen af mus. På grund af en teknisk fejl i SD-kortet i loggeren i Kalø-området har det ikke været muligt at hente data ud fra kortet. Resultaterne fra den automatiske logger på Vikærshøj præsenteres i bilag 3, men behandles ellers ikke i rapporten.

Forekomst og spredningen af bromadiolon med småpattedyr

Forekomsten af bromadiolon mellem arter og feltområder blev sammenlignet med Fisher's exact tests. Koncentrationen af bromadiolon i forskellige afstande blev analyseret med generaliserede lineær modellering. Område, art og mindste afstand mellem fangststedet og en gift blev inkluderet som forklarende variabler. På grund af den meget lave prøvestørrelse indgik den ene brune rotte og de to husmus fanget i Kalø-feltområdet ikke i de statistiske analyser af koncentrationen af bromadiolon i småpattedyrene.

Rodenticidforekomst og -koncentrationer i rovdyr

Rovdyrene blev grupperet efter art, køn, sæson, dødsårsag og indsamlingsperiode. Forskelle i forekomsten af et eller flere rodenticider (TotalAR) og de enkelte aktivstoffer blev analyseret med Fisher's exact test, og antallet af aktivstoffer i enkelte dyr blev sammenlignet med t-test. Forskelle i koncentrationen af den summede koncentration af rodenticider (TotalAR) og koncentrationerne af de enkelte aktivstoffer mellem grupper blev testet med generaliserede lineære modellering med negative binomial fordeling af den afhængige variabel (koncentrationen af rodenticider), og art, køn, sæson, dødsårsag og landskabskarakteristika som forklarende variabler (tabel 4). Parvis sammenligning af forskelle i koncentrationer inden for grupperne blev bestemt ud fra de estimerede least square means.

Landskabskarakteristika og arealanvendelse blev ekstraheret i ArcMAP ud fra FOT-2011 kort (www.fot.dk) og NaturErhvervstyrelsens markkort (www.naturerhverv.dk). Arealet af forskellige landskabskarakteristika og arealanvendelse blev opgjort i forhold til landarealet på 10x10km-kvadratniveau (Dansk Kvadratnet, www.gst.dk) i forhold til landarealet i kvadratet. Landskabet har ændret sig mellem de to indsamlingsperioder, men ændringerne vurderes at være minimale i forhold til den variation der er mellem de enkelte kvadrater som rovdysene blev indsamlet i i de to perioder. De relative arealer og antal af bygninger blev log-transformeret for at få en normalfordeling på de numeriske variabler. Hvis arealet af to landskabselementer var korrelerede, fx det bebyggede areal og antallet af bygninger, blev den parameter med mindst forklarende værdi ekskluderet fra modellen.

Rodenticidkoncentrationer i husmårer og ildere indsamlet i perioden 1999-2004 blev sammenlignet med koncentrationerne i brud og lækat indsamlet i 1996-2008 (Elmeros m.fl. 2011). I den tidligere undersøgelse af rodenticider i brud og lækat blev koncentrationerne bestemt vha. HPLC koblet til en fluorescensdetektor og en photodiode array (PDA) detektor. Metoden er beskrevet nærmere i Elmeros m.fl. (2011). På grund af forskellene i analysemetoderne og små prøvestørrelser for især brud var detektionsgrænserne i den første undersøgelse omtrent dobbelt så høje pr. gram prøve som i analyserne af husmår og ilder. For at sammenligne resultaterne i de to undersøgelser blev resultaterne for husmår og ilder korrigeret, så detektionsgrænsen svarer til detektionsgrænsen i brud i den første undersøgelse (Dowding m.fl. 2010). Desuden indgår difethialon ikke i sammenligning af rodenticidniveauerne i de fire arter, da rovdysenes belastning med det stof ikke blev bestemt i den første undersøgelse.

De statistiske testes blev gennemført i SAS 9.3 og SAS Enterprise Guide 4.1 (SAS Institute Inc., Cary, USA).

TABEL 4

FAKTORER SOM VARIATIONEN I TOTALKONCENTRATIONEN AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER (TOTALAR) OG KONCENTRATIONEN AF DE ENKELTE STOFFER I ROVDYRENE BLEV ANALYSERET I FORHOLD TIL. LANDSKABS-KARAKTERISTIKA ER EKSTRAHERET UD FRA FOT11-KORT (WWW.FOTDANMARK.DK).

Faktor	Beskrivelse
Art	Husmår, ilder, lækat, brud
Periode	Før 2005 (1999-2004), Efter 2011 (2012-2013)
Køn	Han, Hun
Sæson	Forår (marts-maj), sommer (juni-august), efterår (September-november), vinter (december-februar)
Dødsårsag	Trafikdræbt, bekæmpet (fældefanget eller skudt), andet (fundet død, ihjelbidt af hund eller kat og lign.)
A_Bebygget	Bebygget areal pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat
N_Bygninger	Antal bygninger pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat
A_Skov	Skovareal pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat
A_Juletræer	Areal af juletræsplantager pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat
A_Frugtplantager	Areal af frugtplantager pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat
A_Vådområder	Arealet af fugtige lysåbne naturtyper (ferske enge, moser og lign.) pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat
A_Hede	Arealet af tørre lysåbne naturtyper (overdrev, tørre permanente græsmarker, hede og lign.) pr. hektar landareal i 10km-UTM kvadrat

2.5 Modellering af eksponeringsrisiko for rovdyr

ALMaSS

Modelleringen af risikoen for sekundær eksponering af rovdyr via forgiftede mus ved brug af antikoagulante rodenticider til bekæmpelse af gnavere blev udviklet i ALMaSS (Topping m.fl. 2003, 2010). ALMaSS er et open-source modellerings-miljø, og alle koder er tilgængelige på hjemmesiden <http://ccpforge.cse.rl.ac.uk/gf/project/almass/>. Dokumentationen for koder og funktioner bag ALMaSS-modelleringen kan findes på adressen: www.ecosol.dk/ODdox/RodenticideModel_ODdox/index.html.

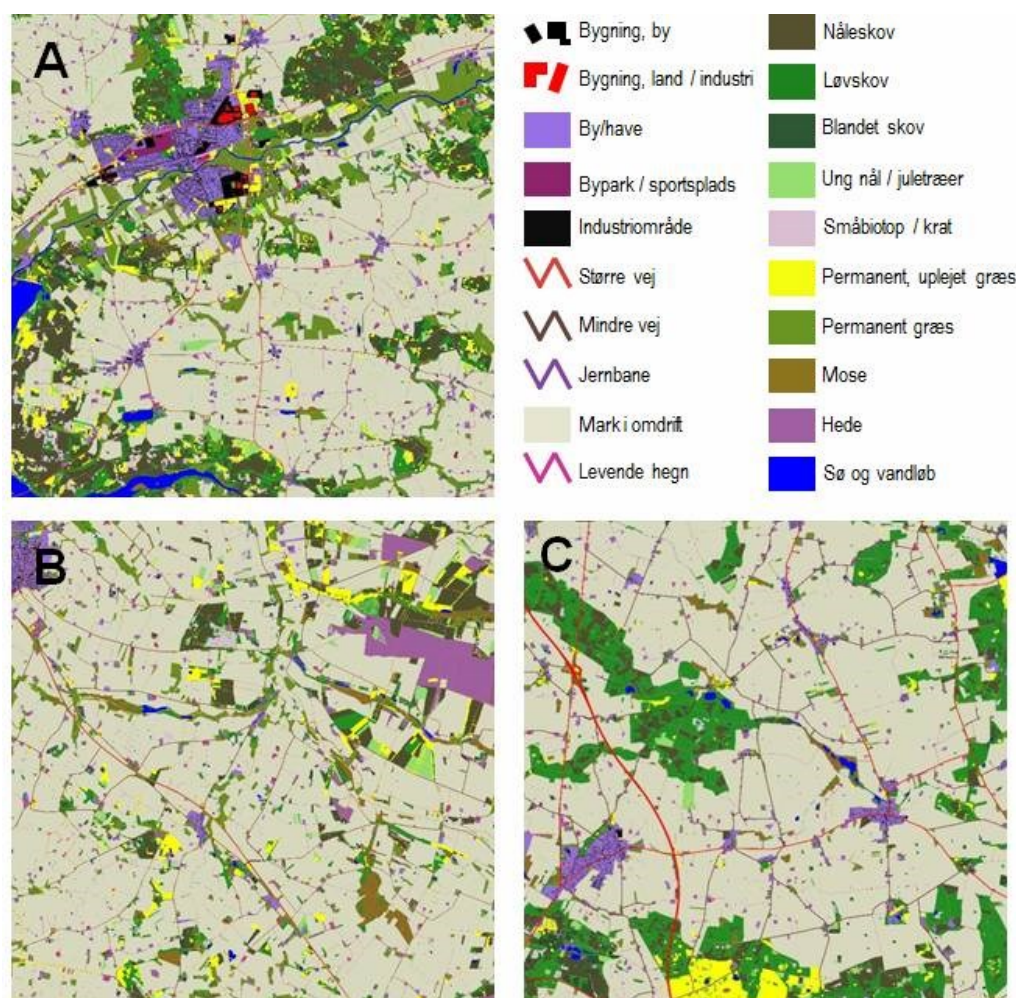
To nye funktioner blev udviklet for at beskrive bekæmpelsen af gnavere med rodenticider og eksponeringen af rovdyrene på landskabsplan ('Rodenticide' og 'RodenticidePredator'). Sammen med det bagvedliggende landskab beskriver de to funktioner de temporære og rumlige mønstre i brugen af rodenticider ved forskellige former for bekæmpelse af gnavere, spredningen af rodenticider med mus omkring giftkilder og placeringen af rovdyrenes territorier i det aktuelle landskab.

Modellandskaber

For at undersøge variationen i eksponeringsrisikoen blev alle scenarier kørt i tre 10x10km områder med forskellige sammensætninger af habitater og arealanvendelse (tabel 5, figur 2). De tre områder repræsenterer et landskab, der er meget domineret af landbrug med relativt små marker, men en overordnet lav heterogenitet (ved Herning), et landskab med store marker og større skovområder (Præstø) samt et mere blandet landskab ved Bjerringbro.

TABEL 5
LANDSKABSSAMMENSETNINGEN (% AF AREALET) I DE TRE LANDSKABER ANVENDT I SUMULERINGERNE AF ROVDYRS EKSPONERINGSRISIKO FOR RODENTICIDER.

Landskabstype	A/ Bjerringbro	B/ Herning	C/ Præstø
Småbiotop	1,5	0,8	0,3
Mark i omdrift	52,1	70,5	66,1
Hede	0,0	3,4	0,0
Hegn og markskel	1,8	3,9	2,5
Læhegn	0,1	0,9	0,3
Græsmark, ikke omdrift	8,2	1,2	0,0
Permanent, uplejet græsareal	4,1	2,6	2,5
Bebygget	9,0	4,6	6,4
Sø og vandløb	1,7	0,6	0,7
Mose	1,1	2,1	1,2
Skov	19,0	8,6	19,6
Plantage	1,5	1,7	0,6



FIGUR 2
DE TRE LANDSKABER ANVENDT VED SIMULERINGERNE AF ROVDYRS EKSPONERINGSRISIKO FOR RODENTICIDER. A: BJERRINGBRO, B: HERNING OG C: PRÆSTØ.

Parametrisering af spredning af rodenticider med mus

Spredningsrater for mus, der er forgiftet med rodenticider, formodes at svare til de spredningsafstande, der blev bestemt ved fangst-genfangst-undersøgelserne i første del af projektet (se afsnit 2.1 og 3.1). Afstandene varierede mellem arterne, men for alle arter var de fleste registrerede bevægelsesafstande under 100-200m. Da variationen i spredningsafstande mellem arterne var forholdsvis små blev afstandene for halsbåndmus anvendt i den videre udvikling af modellen. Halsbåndmus var både ved fangst-genfangst og målingen af rodenticider i småpattedyrene den art, der bevægede sig længst.

Spredningen af forgiftede mus omkring en gift blev betragtet som en simpel diffusion omkring en punktkilde og forventes at være ens i alle retninger. Kurven for diffusionen i det 2-dimensionelle rum blev kalibreret med den 1-dimensionelle kurve for de fundne spredningsafstande for halsbåndmus. Ligningen til at beskrivelse af spredningen af mus med rodenticider estimerer mængden af gift i en celle (fx 5x5m) i landskabet over tid. For hver tidsenhed (1 dag) forventes en bestemt andel (p) af den i en celle forekommende gift (a_t) at spredes videre til nabo-cellerne. Spredningsraten bestemmes af yderligere to parametre: d - længden af cellens bredde, og D - den forventede 'elimineringssrate' for giften i miljøet udtrykt som halveringstiden for rodenticid. Halveringstiden i

modellen beskriver tiden, hvor der er rodenticid tilgængelig for rovdyrene i miljøet og ikke blot halveringstiden af giften i småpattedyrene.

For hver dag er mængden af rodenticid i en celle givet af formlen:

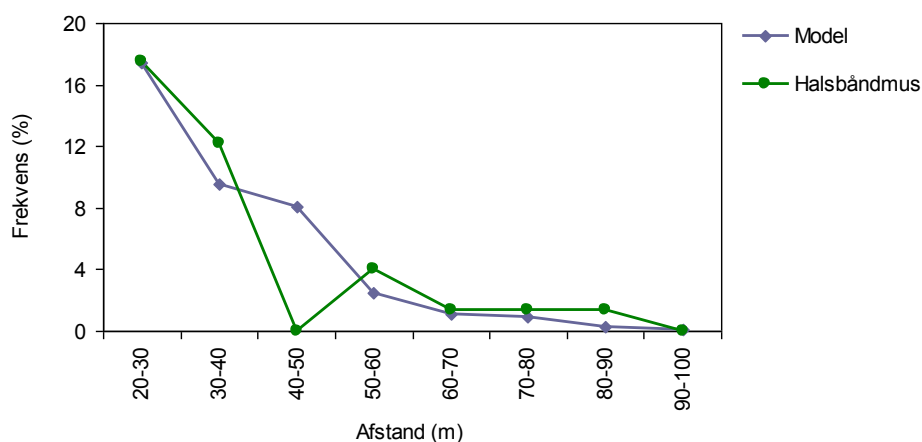
$$a_o = (a_t (1-D))p$$

Denne mængde skal deles med antallet af naboceller (k). Mængden af rodenticid i en celle er desuden bestemt af summen af mængden af rodenticid, der spredes til cellen fra nabocellerne. Ændringen i rodenticidmængden i en celle over tid beskrives med formlen:

$$a_{t+1} = \sum_{k=0}^n a_{ok} + a_t - a_o$$

For at tilpasse den beregnede spredningsrate af rodenticider til spredningsafstandene for halsbåndmus fundet ved feltundersøgelserne blev parametrene p og D varieret indtil der var god overensstemmelse mellem den modellerede og den målte spredningsrate fra feltundersøgelserne. Least square estimation blev anvendt til at sammenligne de to kurver.

Ved tilpasningen af kurverne blev intervallet 0-10m ikke inkluderet, da der er meget stor variation i den modellerede giftmængde med så få celler. Fangst-gefangst-undersøgelser med en afstand mellem fælderne på ca. 12m kan heller ikke beskrive musenes spredning over så få meter. Overensstemmelsen mellem den modellerede og den fundne spredningsrate var bedst ved en cellebredde på 5m (figur 3). Cellebredden 5m blev anvendt ved de efterfølgende simuleringer af spredningen af rodenticider med mus.



FIGUR 3
DE REGISTREREDE SPREDNINGSRATER FOR HASLBÅNDMUS OG MODELLENS TILPASSEDE DIFFUSSIONSKURVE FOR SPREDNINGEN AF RODENTICID OMKRING EN GIFTKILDE.

Spredning af rodenticider i landskabet

ALMaSS-kort er polygonbaserede, hvor hver polygon er klassificeret som én af 55 forskellige landskabstyper. Bygninger, skove og juletræsplantager blev klassificeret som mulige lokaliteter for gnavebekæmpelse. Centrumskoordinaten for polygonen for de potentielle bekæmpelseslokaliteter blev bestemt og anvendt som den præcise lokalitet for giftkilden i simuleringerne. Bygninger blev yderligere delt op i bygninger i land- og byområder for at kunne simulere forskellige hyppigheder for bekæmpelse ved de to typer bygninger. For at klassificere bygninger til bygninger i by- eller landzone blev afstanden til de nærmeste bygninger målt. Hvis der var mere end 5 bygninger inden for 100m blev bygningen klassificeret som en bygning i byområde, hvis der var mindre end 5 bygninger

blev bygningen klassificeret som bygning i landzone. Kriterierne med 5 bygninger og 100m blev bestemt ved visuel bedømmelse af klassificeringen af bygninger i by- eller landzone i Bjerringbro-landskabet. Kriterierne blev herefter anvendt i de andre landskaber ved alle simuleringerne.

Til hver potentiel bekæmpelseslokalitet blev knyttet en typebestemt årlig sandsynlighed for, at der ville ske bekæmpelse på lokaliteten, og en temporær fordeling af mulige starttidspunkter for bekæmpelsen. Ud fra den årlige sandsynlighed for, at der blev bekæmpet gnavere på en lokalitet, blev det bestemt om der skulle ske bekæmpelse på den enkelte potentielle lokalitet ved starten af en ny simulering. Hvis der blev bekæmpet gnavere på lokalitet det år, blev datoen for starten af bekæmpelsen valgt fra en liste over potentielle bekæmpelsesdatoer. Denne liste bestod af 365 sandsynligheder for at bekæmpelsen startede på hver af årets dage. Starttidspunktet og de daglige sandsynligheder for gnaverbekæmpelsen blev tilpasset sæsonmønsteret for bekæmpelsen ved lokalitetstyperne: bygninger i by- og landzone, skovbrug og juletræsproduktionen.

Når bekæmpelsen startede på en lokalitet, forløb den over en given periode. Længden af bekæmpelsesperiode var også afhængig af lokalitetstypen. Når en bekæmpelse ophørte på en lokalitet efter en given periode formodes giften at være ædt op eller fjernet, således at der ikke var ny gift tilgængelig for gnavere omkring bekæmpelseslokalitet. Giften i musene omkring bekæmpelseslokalitet vil herefter forsvinde afhængigt af den halveringstid, der blev anvendt ved simuleringerne.

Der findes ingen systematiske opgørelser om behandlingshyppigheden og årsmønsteret for gnaverbekæmpelse med rodenticider, eller for hvor længe der anvendes gift ved bekæmpelse i og omkring de enkelte bygninger og ejendomme i by- og landzone eller opgørelser af brugsmønsteret af rodenticider i skovbruget og i juletræsproduktionen. Værdierne for de årlige hyppigheder, tidspunkter på året og længden af bekæmpelsen på forskellige lokalitetstyper, der indgår i modelleringen, blev fastsat efter interview og vurderinger af professionelle skadedyrsbekæmpere, rottekonstulenter og tidligere brugere af rodenticider i skov og juletræsproduktionen (tabel 6).

Den gennemsnitlige behandlingslængde med rodenticider blev beregnet ud fra typiske bekæmpeshyppigheder og -længder ($v\%$ i 30 døgn, $x\%$ i 60 døgn, $y\%$ i 120 døgn og $z\%$ i 180 døgn) ved bekæmpelse af gnavere på forskellige lokalitetstyper:

$$\text{Middel bekæmpelseslængde (døgn)} = (v \cdot 30 + x \cdot 60 + y \cdot 120 + z \cdot 180) / 100$$

Gennemsnitsværdierne blev brugt ved alle simuleringerne i de tre landskaber med mindre andet er oplyst for simuleringerne. 14 dage blev anvendt som standardværdi for halveringstid med mindre andet er oplyst for simuleringerne. Standardværdier for bekæmpeshyppigheder, -tidspunkter og -længder i modelleringen fremgår af tabel 6.

TABEL 6

DE TYPISKE BRUGSMØNSTRE FOR ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER VED FORSKELLIGE TYPER BEKÆMPELSE, DER ER ANVENDT VED MODELLERINGEN AF ROVDYRS EKSPONERINGSRISIKO FOR RODENTICIDER MED MINDRE ANDET ER ANGIVET FOR DET ENKELTE EKSPERIMENT.

Type	Årlig bekæmpelses-hyppighed	Starttidspunkter for bekæmpelse	Bekæmpelseshyppigheder og -længde	Gennemsnits bekæmpelses-længde (døgn)
Bygninger i byområde	5% pr. år	25% forår, 75% efterår	94%, 30 døgn 5%, 60 døgn 1%, 180 døgn	33
Bygninger i landområde	33% pr. år	25% forår, 75% efterår	94%, 30 døgn 5%, 60 døgn 1%, 180 døgn	33
Juletræs-plantage	2,8% pr. år (5% pr. år i år 2-6 af 9-års produktions-tid)	September- Oktober	75%, 30 døgn 15%, 60 døgn 10%, 180 døgn	44
Skov	0,1% pr. år (1% af skov nyplantes årligt hvoraf 10% behandles årligt).	Juli-Oktober	75%, 60 døgn 15%, 120 døgn 10%, 180 døgn	50

Modellering af eksponering af rovdystrene

Modelleringen af den potentielle eksponering af rovdystrene bestod af to dele. Det første skridt var at placere territorier for de fem forskellige rovdystarter (lækat, brud, ilder, husmår og skovmår) i landskaberne, hvorefter den potentielle eksponering for rodenticider i territorierne estimeres. Ved modelleringen blev rovdystrenes territorier modelleret som kvadratiske og uden overlap mellem nabo-territorier. Størrelse og placering af territorierne blev modelleret for hver art i forhold til det bagvedliggende landskabs sammensætning ud fra to kriterier:

- 1/ Mindste og største typiske territoriørrelser for arterne bestemt ud fra litteratordata (lækat: 40-200 ha; brud: 40-150 ha; ilder: 200-500; husmår: 150-400; skovmår: 15-400 ha),
- 2/ Hvert territorium skulle indeholde en tilstrækkelig mængde ressourcer. For at bestemme mængden af ressourcer i et område blev 1x1 m-celle tildelt en habitatkvalitetsscore ud fra landskabstypen for cellen og arternes levevis og habitatpræferencer (fx er værdien af skov større for skovmår end for lækat). Den samlede score for et potentielt territorium blev summeret for at beregne om der var tilstrækkelig ressourcer til at placere et territorium i området. Habitatkvalitetsscorerne og den nødvendige ressourcemængde blev tilpasset efter ekspertvurdering af territorierne antal og placering i Bjerringbro-landskabet. De samme habitatkvalitetsscorer blev anvendt ved placeringen af rovdystrene i Herning- og Præstø-landskaberne.

Processen med at placere territorierne blev startet fra det nordvestlige hjørne af 10x10km-kvadratet. Hvis den samlede score for habitaterne i et område kunne opfyldes med cellerne øst og syd for startcellen, inden det potentielle territorium oversteg den maksimale territoriørrelse, blev der placeret et territorium i området. Cellerne i det område kunne herefter ikke indgå i et nyt territorium for arten. Hvis kriterierne ikke kunne opfyldes før maksimumstørrelsen blev opnået, rykkedes startpunktet frem til den næste celle mod øst, hvorefter proceduren blev gentaget. Når der ikke var flere mulige placeringer mod øst, blev processen fortsat med startpunktet fra vest i næste række af celler mod syd.

Placeringen af rovdystterritorierne blev bestemt én gang for hvert landskab. Denne fordeling af arternes territorier blev efterfølgende anvendt ved simuleringen af de forskellige brugsscenarier for rodenticider, så det er muligt direkte at sammenligne forskelle i den potentielle eksponering mellem landskaberne og ved forskellige scenarier for gnaverbekæmpelse inden for en art. Figur 4 viser to eksempler på placeringen af territorier for brud.



FIGUR 4
EKSEMPLER PÅ FORDELINGEN AF TERRITORER (TURKIS KVADRATER) FOR BRUD I LANDSKABERNE VED BJERLINGBRO (A) OG HERNING (B). TERRITORIERNE ER SAMLET OMKRING LANDSKABSTYPER MED SEMINATUR OG UNDGÅR BYOMRÅDER OG STØRRE AGROINDUSTRIELLE OMRÅDER. SE FIGUR 2 FOR SIGNATURER FOR LANDSKABSTYPERNE.

Kvantificeringen af rodenticideksponeringen

Den potentielle rodenticideksponering blev kvantificeret ved at beregne et eksponeringsindeks for hvert rovdyrterritorium baseret på den gennemsnitlige daglige mængde af rodenticider i territoriet. For hver dag blev den tilgængelige mængde af rodenticider for rovdysene opgjort i hver 1x1m celle i territoriet og summeret for alle cellerne for alle dagene gennem hele simuleringsperioden. Den totale rodenticideksponering blev derefter delt med længden af simuleringsperioden. Dette eksponeringsindeks er ikke et egentligt mål for eksponeringsniveauet, men et relativt mål for den potentielle eksponering, der kan sammenlignes mellem landskaber og forskellige scenarier inden for arten. Ændringer i eksponeringsindekset mellem scenarier og landskaber kan også sammenlignes mellem arter.

Modeleksperimenter

Hvert scenarie blev simuleret 100 gange med en længde på et år i de tre landskaber. 100 replikater var tilstrækkeligt til at det gennemsnitlige eksponeringsindeks var stabilt, dvs. værdierne ændrede sig mindre end 1%, når der tilføjedes flere replikater.

Eksperiment 1 – Eksponeringsrisiko ved tidligere og nuværende rodenticidbrug

I eksperiment 1 blev to scenarier for brugsmønstret af rodenticider simuleret for de fem rovdyrarter (lækat, brud, ilder, husmår og skovmår).

I scenarie 1 simuleredes eksponeringsrisikoen for rovdysene ved det tidligere tilladte brugsmønster før 2012, hvor gnavere kunne kæmpes med rodenticider i skove og juletræskulturer samt bygninger i by- og landzone og frekvensen af behandlingstidspunkter, -tidspunkter og -længder efter standardværdierne (tabel 6).

Scenarie 2 simulerede den nuværende tilladte brug med samme bekæmpelseshyppigheder, -tidspunkter og -længder i og omkring bygninger i by- og landzone som tidligere, men ingen bekæmpelser i skove og juletræsplantager.

Eksperiment 2 – Følsomheden af eksponeringsrisikoen ift. halveringstiden

Halveringstiden for rodenticider ved modelleringen af eksponeringsrisikoen for rovdyrene svarer ikke til halveringstiden for metabolisering eller eliminering af et stof i et dyr. Halveringstiden for rodenticider i modellen inkluderer faldet i koncentrationen af rodenticid i musene over tid før de dør, tilgængeligheden af forgiftede mus - døde eller levende - for rovdyrene i naturen, og tiden hvor der kan være rodenticider tilgængelige for gnaverne i fødedepoter efter bekæmpelsen er stoppet.

Halveringstiden af bromadiolon i leveren på mus er 28 døgn efter en eksponering på 50% af LD₅₀ (Vandenbrouck m.fl. 2008). Bromadiolon er det aktivstof, der sælges i størst mængder i Danmark jvf. Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistik (www.mst.dk). For andre antikoagulanter varierer halveringstiden i leveren i gnavere mellem 16-207 døgn. I modelleringen af eksponeringsrisikoen for rovdyr anvendtes 14 døgn som standardværdi, som et forholdsvis konservativt estimat for halveringstiden for hvor længe forgiftede gnavere er tilgængelige for rovdyrene i naturen efter en bekæmpelse er afsluttet.

For at teste følsomheden af den modellerede eksponeringsrisiko for rovdyr i forhold til halveringstiden, simulerede vi eksponeringsrisikoen for brud og husmår med halveringstider på 7, 14, 28 og 56 døgn (tabel 7).

TABEL 7
HALVERINGSTIDER FOR RODENTICIDER I MUS ANVENDT I SIMULERINGERNE AF ROVDYRS EKSPONERINGSRISIKO FOR RODENTICIDER. VED SIMULERINGSEKSPERIMENT 1 OG 3 ER HALVERINGSTIDEN SAT TIL 14 DØGN.

Halveringstid (døgn)	Daglig elimineringsrate
7	0,0943
14	0,0483
28	0,0245
56	0,0123

Eksperiment 3 – Bekæmpelseshyppighed i og omkring bygninger

Den største usikkerhed i forhold til modellering af eksponeringsrisikoen for rovdyr er hyppigheden for bekæmpelsen af gnaverne, som kan være lavere end de standardværdier, der vurderes at være typiske. Eksperiment 3 tester følsomheden af den modellerede eksponeringsrisiko for rovdyrene i forhold til behandlingshyppigheden i og omkring bygninger svarende til scenarie 2 i eksperiment 1. Modellens følsomhed blev evalueret ved at simulere eksponeringsrisikoen for brud og husmår ved bekæmpelseshyppigheder i og omkring bygninger, der var 50% og 25% af de hyppigheder som rottekonculenter vurderede som realistiske.

Analyser af modellerede eksponeringsrisiko for rovdyrene

Den potentielle eksponeringsrisiko ved de forskellige eksperimenter blev sammenlignet ud fra eksponeringsindekset for hvert territorium og andelen af territorier uden potentiel eksponering. Middelværdien og variationskoefficienten (CV) for eksponeringsindekset blev opgjort for alle rovdyrterritorier i landskaberne (mellem 10 og 40 territorier afhængig af art og landskab). Middel og CV blev beregnet over de 100 replikater af de forskellige scenarier for hver art. Antal og andel af territorier uden potentiel eksponering for rodenticider (eksponeringsindekset = 0), blev også opgjort.

3. Resultater

3.1 Spredning af rodenticider med småpattedyr

Bevægelsesafstande bestemt ved fangst-genfangst

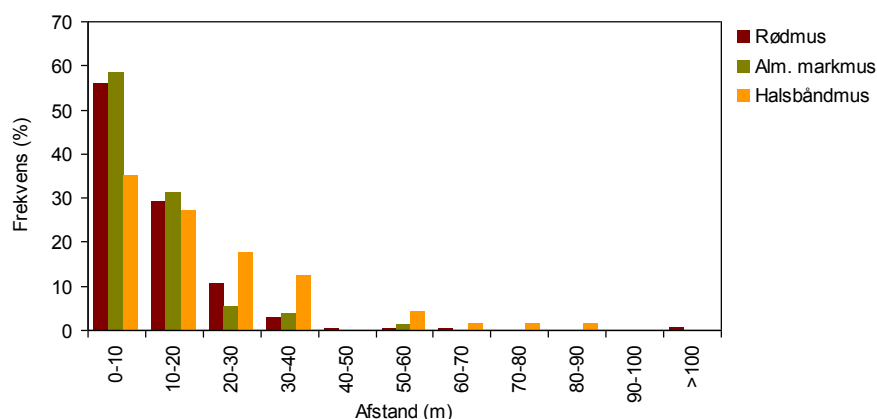
De 349 individuelt mærkede mus blev genfanget 712 gange, inklusiv den sidste fangst, hvor de blev aflivet (tabel 8). De fleste genfangster blev registeret under 50m fra den foregående fangst. Halsbåndmus bevægede sig generelt længere end rødmus og almindelig markmus, hhv. $20,2 \pm 18,0$ m, $11,2 \pm 13,2$ m og $9,0 \pm 10,7$ m ($t=2,20$, $df=452$, $P<0,05$, $t=2,65$, $df=452$, $P<0,01$.), mens der ikke var forskelle mellem rødmus og almindelig markmus ($t=0,66$, $df=452$, $P=0,51$) (tabel 9, figur 5). Der var ingen forskel på arternes bevægelsesafstande i de to feltområder og ingen mus havde vandret mellem områderne. Endvidere var der ikke forskel i musenes bevægelsesafstande dagligt inden for fangstperioder med fælder ($N=558$) og efter 14 dage mellem fangstperioderne uden fælder ($N=154$) i feltområderne.

TABEL 8
OVERSIGT OVER ANTAL MÆRKEDE MUS, GENFANGNE INDIVIDER, GENFANGSTER OG MIDDEL (SD: STANDARDAFVIGELSE), MINIMUMS OG MAKSIMUMS SPREDNINGS-AFSTANDE FOR HVER ART I DE TO FELTOMRÅDER.

Område	Art	Mærkede	Genfangne individer	Genfangster	Afstande (m)	
					Middel $\pm$ SD	Min. - maks.
<u>Kalø</u>	Rødmus	116	96	281	$13,1 \pm 16,6$	0 - 175,9
	Alm. markmus	16	7	11	$8,5 \pm 6,2$	0 - 20,0
	Halsbåndmus	34	20	38	$17,1 \pm 16,6$	0 - 73,6
<u>Vikærshøj</u>	Rødmus	104	85	280	$9,2 \pm 8,4$	0 - 44,8
	Alm. markmus	47	32	66	$9,0 \pm 11,4$	0 - 51,2
	Halsbåndmus	32	20	36	$23,6 \pm 19,1$	0 - 86,7

TABEL 9
STATISTISKE ANALYSER (GLMM) AF SAMMENHÆNGE MELLEM BEVÆGELSESAFSTANDE FOR MÆRKEDE MUS' BESTEMT VED FANGST-GENFANGSTER OG ART, FELTOMRÅDE OG FANGSTPERIODE.

Variabel	Frihedsgrader	F	P	Forskel
Art	2	3,93	0,02	Halsbåndmus > rødmus og alm. markmus
Område	1	0,32	0,57	-
I / mellem fangstperiode	1	0,12	0,72	-
Art*område	2	0,80	0,45	-



FIGUR 5
BEVÆGELSESAFSTANDE VED FANGST-GENFANGST AF RØDMUS (N=561), ALM. MARKMUS (N=77) OG HALS-
BÅNDMUS (N=74) SAMLET FOR DE TO FELTOMRÅDER.

Forekomst af bromadiolon i småpattedyr

I alt 333 småpattedyr fra de to feltområder blev analyseret for bromadiolon (Tabel 10). De fordelte sig med 172 småpattedyr fra Kalø-området og 161 småpattedyr fra Vikærshjerg-området. Af disse blev der påvist bromadiolon i 9 småpattedyr (5%) fra Kalø og 33 småpattedyr (21%) fra Vikærshjerg.

Samlet var andelen af småpattedyr, hvori der blev detekteret bromadiolon, signifikant lavere ved Kalø end ved Vikærshjerg ($X^2=13,90$, $df=1$, $p<0,001$). Forskellen skyldtes signifikante forskelle i andelen af forgiftede rødmus og halsbåndmus, hhv. 0% mod 23,2% og 2,8% mod 23,8%, mens der ikke var statistisk forskel i andelen af forgiftede almindelig spidsmus og almindelig markmus (Tabel 10). Der blev detekteret bromadiolon i begge de to undersøgte husmus fanget ved Kalø.

Fordelingen af småpattedyr indsamlet til undersøgelse for bromadiolon i relation til afstand til giftdepot er vist i Tabel 11. Der var ingen forskel i det gennemsnitlige antal småpattedyr indsamlet per fælde over de i alt 8 fældenætter i forskellige afstandsintervaller mellem Kalø (1,12 småpattedyr/fælde) og Vikærshjerg (1,09 småpattedyr/fælde) (ANOVA: $F_{1,13}=0,054$, $p=0,82$).

Blandt musene, der blev indsamlet før tildelingen af bromadiolon i foderkasserne, blev der detekteret en meget lav koncentration af bromadiolon (1 ng/g vv) i en enkelt rødmus fanget ved Kalø.

TABEL 10

ANTAL SMÅPATTEDYR UNDERSØGT FOR BROMADIOLON, ANDELEN MED BROMADIOLON (BRM) OG KONCENTRATIONEN (MIDDEL OG MIN.-MAKS.) I DYRENE MED BROMADIOLON I DE TO UNDERSØGELSESMRÅDER, OG STATISTISK SAMMENLIGNING (FISHER'S EXACT TEST) AF FOREKOMSTEN MELLEM OMRÅDERNE.

Art	Kalø			Vikærshjerg			P
	Antal	BRM-forekomst (%)	BRM (ng/g vv)	Antal	BRM-forekomst (%)	BRM (ng/g vv)	
Alm. spidsmus	26	19,2	5 (1-18)	13	7,7	3 (-)	0,6426
Rødmus	77	0,0	-	69	23,2	10 (1-31)	<0,0001
Alm. markmus	16	6,3	10 (-)	33	15,2	8 (3-13)	0,6489
Dværgmus	14	0,0	-	25	24,0	45 (2-145)	0,0705
Halsbåndmus	36	2,8	193 (-)	21	23,8	228 (30-364)	0,0202
Brun rotte	1	0,0	-	-	-	-	-
Husmus	2	100	126 (67-184)	-	-	-	-

TABEL 11

ANTAL AF FÆLDER OG INDSAMLEDE SMÅPATTEDYR I DE TO FELTOMRÅDER I FORHOLD TIL MINDSTE AFSTAND TIL EN GIFT. ANTALLET AF SMÅPATTEDYR MED BROMADIOLON I DE FORSKELLIGE AFSTANDSINTERVALLER ER ANGIVET I PARENTES. DER BLEV INDSAMLET MUS PÅ OP TIL 160 METER FRA FODERKASSERNE VED KALØ, MEN KUN OP TIL 120 METER VED VIKÆRSBJERG.

A/ Kalø

	Mindste afstand (m) til gift							
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-160
Antal fælder	13	30	25	13	17	17	16	16
<u>Antal småpattedyr</u>								
Alm. spidsmus	5 (3)	7 (2)	1	3	3	1	3	3
Rødmus	2	18	18	4	10	12	8	5
Alm. markmus	3 (1)	6	2	1	1	2	1	0
Dværgmus	1	1	2	0	1	1	2	6
Halsbåndmus	2	13	9 (1)	5	3	1	2	1
Brun rotte	0	1	0	0	0	0	0	0
Husmus	2 (2)	0	0	0	0	0	0	0
Fangster totalt	15 (6)	46 (2)	32 (1)	13	18	17	16	15
Fangster pr. fælde	1,15	1,53	1,28	1,00	1,06	1,00	1,00	0,94

B/ Vikærshjerg

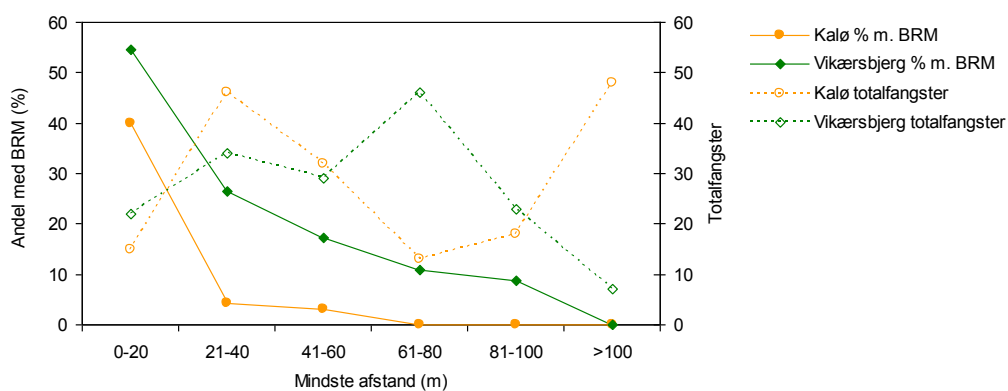
	Mindste afstand (m) til gift					
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120
Antal fælder	17	35	38	33	17	9
<u>Antal småpattedyr</u>						
Alm. spidsmus	0	0	3	8 (1)	2	0
Rødmus	4 (3)	17 (6)	20 (3)	14 (3)	12 (1)	2
Alm. markmus	11 (5)	11	0	7	1	3
Dværgmus	6 (3)	1	5 (1)	6 (1)	6 (1)	1
Halsbåndmus	1 (1)	5 (3)	1 (1)	11	2	1
Fangster totalt	22 (12)	34 (9)	29 (5)	46 (5)	23 (2)	7
Fangster pr. fælde	1,29	0,97	0,76	1,39	1,35	0,78

Spredning af bromadiolon i småpattedyr

Andelen af forgiftede småpattedyr i forhold til mindsteafstanden til en foderkasse i de to feltområder er illustreret i figur 6. For småpattedyr fanget i feltområdet Kalø, lå andelen af forgiftede småpattedyr på 40-50% indenfor en afstand af 20 meter fra foderkasserne og faldt derefter markant til et niveau under 10% på afstande mellem 20 og 60 meter. Den største eksakte mindsteafstand mellem en fælde, hvor der blev fanget et forgiftet småpattedyr, og en af foderkasserne var 49 m. I feltområdet Vikærshøj lå andelen af forgiftede småpattedyr på 50-60% inden for en afstand af 20 meter fra foderkasserne. På afstande mellem 20 og 40 meter lå andelen på ca. 30%, hvorefter den faldt til 15-20% på en afstand af 40-60 meter, og faldt yderligere til 10-15% på afstande mellem 60 meter og 100 meter. Den største eksakte afstand mellem en fælde, hvor der blev fanget et forgiftet småpattedyr, og en af foderkasserne var 89 m.

Den artsspecifikke afstandsfordeling af forgiftede småpattedyr fremgår af tabel 11. I feltområde ved Kalø var halsbåndmus den art, der blev fundet på størst afstand af en af foderkasserne (49m), mens de forgiftede almindelig spidsmus og almindelig markmus blev fundet ud til hhv. 16 m og 29 m. De to forgiftede husmus blev fanget sammen i en fælde 2 meter fra en af foderkasserne ved bygningen på Kalø. På trods af at rødmus var den art, der hyppigst blev fanget i undersøgelsesområdet, blev der ikke detekteret bromadiolon i nogen af 77 undersøgte rødmus fra Kalø.

I feltområdet ved Vikærshøj blev forgiftede rødmus og dværgmus registreret på størst afstand fra foderkasserne (hhv. 89 m og 82 m). Den ene forgiftede almindelig spidsmus blev registreret 74 m's afstand. Halsbåndmus med bromadiolon blev fundet ud til 45 m fra foderkasserne, mens forgiftede almindelig markmus kun blev fundet indenfor 20 meters afstand fra foderkasserne. De overordnede forskelle i bevægelsesafstande for arterne bestemt ved fangst-genfangst og spredningsafstande for småpattedyr med bromadiolon svarer til hinanden.



FIGUR 6
ANDELEN AF FORGIFTEDE MUS MED BROMADIOLON (BRM) OG DET TOTALE ANTAL FANGSTER I FORSKELLIGE AFSTANDSINTERVALLER FRA NÆRMESTE FODERKASSE I DE TO UNDERSØGELSESMÅRÅDER.

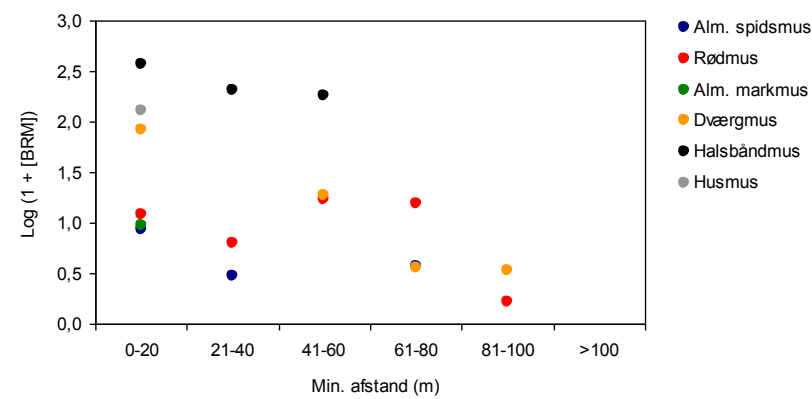
Koncentrationen af bromadiolon i alle de undersøgte småpattedyr var højest i halsbåndmus og faldt med stigende afstand til foderkasserne (tabel 12). Den lavere forekomst af bromadiolon i småpattedyrene i Kalø-feltområdet kom også til udtryk ved en generelt lavere koncentration i småpattedyrene end i Vikærshøj-området. Blandt de småpattedyr, hvori der blev detekteret bromadiolon, var koncentrationen også højest i halsbåndmus (tabel 13). Der var derimod ingen effekt af afstanden til en foderkasse og ingen forskel mellem de to feltområder. Der synes dog at være en faldende tendens i koncentrationen i de forgiftede småpattedyr med stigende afstand (figur 7).

TABEL 12
SAMMENHÆNGEN MELLEM KONCENTRATIONEN AF BROMADIOLON I ALLE DE UNDERSØGTE SMÅPATTEDYR I FORHOLD TIL ART, MINDSTE AFSTAND TIL EN FODERKASSE MED GIFT OG FELTOMRÅDE.

Variabel	Friheds- grader	χ^2	P	Forskel
Art	4	22,51	0,0002	Halsbåndmus > Alm. spidsmus, rødmus, alm. markmus og dværgmus
Afstand_gift	1	22,07	<0,0001	Negativ sammenhæng
Feltområde	1	10,36	0,0013	Vikærsbjerg > Kalø

TABEL 13
SAMMENHÆNGEN MELLEM KONCENTRATIONEN AF BROMADIOLON I DE SMÅPATTEDYR HVORI RODENTICIDET KUNNE DETEKTERES I FORHOLD TIL ART, MINDSTE AFSTAND TIL EN FODERKASSE MED GIFT OG FELTOMRÅDE.

Variabel	Friheds- grader	χ^2	P	Forskel
Art	4	52,48	<0,0001	Halsbåndmus > Alm. spidsmus, rødmus, alm. markmus og dværgmus
Afstand_gift	1	2,50	0,1139	-
Feltområde	1	0,06	0,8061	-



FIGUR 7
GENNEMSNITSKONCENTRATIONEN AF BROMADIOLON [BRM] I SMÅPATTEDYR HVORI RODENTICIDET KUNNE DETEKTERES I FORHOLD TIL ART, MINDSTE AFSTAND TIL EN FODERKASSE MED GIFT SAMLET FOR DE TO FELTOMRÅDER.

3.2 Rodenticider i rovdyr

Rodenticider i husmår og ilder før og nu

Alle de seks godkendte rodenticider kunne detekteres i husmårer og ildere indsamlet både før 2005 og efter 2011, hvor brugen af bromadiolon mod mus og mosegris i skove, juletræskulturer og lign. ude i naturen stoppede (tabel 14). Bromadiolon er det aktivstof, der detekteres i flest individer og i de højeste koncentrationer i begge arter i begge perioder.

TABEL 14
FOREKOMST OG KONCENTRATIONER AF TOTALKONCENTRATIONEN AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDE (TOTALAR) OG AF DE ENKELTE AKTIVSTOFFER (NG/G VÅDVÆGT I LEVERVÆV) I HUSMÅR (A) OG ILDER (B) I DE TO INDSAMLINGSPERIODER.

A/ Husmår

		N	Forekomst	Middel (ng/g vv)	Median (ng/g vv)	Maks. (ng/g vv)	Andel med >50 ng/g vv (%)	Andel med >200 ng/g vv (%)
<u>Før 2005</u>	TotalAR	40	98%	419	219	2361	78	55
	Coumatetralyl	40	50%	4	0	38	0	0
	Brodifacoum	40	50%	23	0	400	10	3
	Bromadiolon	40	95%	345	185	2355	75	45
	Difenacoum	40	78%	5	1	35	0	0
	Difethialon	40	68%	42	1	954	18	5
	Flocoumafen	40	3%	0	0	5	0	0
<u>Efter 2011</u>	TotalAR	31	100%	1116	1275	2147	94	87
	Coumatetralyl	31	35%	3	0	47	0	0
	Brodifacoum	31	77%	42	10	436	16	10
	Bromadiolon	31	100%	957	1083	2083	90	84
	Difenacoum	31	90%	44	12	505	19	3
	Difethialon	31	32%	19	0	234	13	3
	Flocoumafen	31	84%	50	2	380	23	13

B/ Ilder

		N	Forekomst	Middel (ng/g vv)	Median (ng/g vv)	Maks. (ng/g vv)	Andel med >50 ng/g vv (%)	Andel med >200 ng/g vv (%)
<u>Før 2005</u>	TotalAR	40	93%	170	28	782	45	38
	Coumatetralyl	40	45%	2	0	28	0	0
	Brodifacoum	40	43%	14	0	206	10	3
	Bromadiolon	40	90%	148	10	756	45	28
	Difenacoum	40	48%	4	0	34	0	0
	Difethialon	40	23%	2	0	70	3	0
	Flocoumafen	40	5%	0	0	6	0	0
<u>Efter 2011</u>	TotalAR	29	97%	339	266	1466	52	52
	Coumatetralyl	29	21%	2	0	28	0	0
	Brodifacoum	29	34%	19	0	347	7	3
	Bromadiolon	29	97%	272	228	1026	52	52
	Difenacoum	29	55%	26	1	205	21	3
	Difethialon	29	21%	5	0	55	3	0
	Flocoumafen	29	28%	15	0	276	7	3

Forekomsten af rodenticider var meget høj i husmårer (98%-100%) og ildere (93%-97%), og der var ingen forskel i forekomsten af rodenticider mellem de to arter eller mellem to indsamlingsperioder for arterne (tabel 15 og 16). Forbuddet mod at anvende bromadiolon i skove, juletræer og lign. til bekæmpelse af mus og mosegris efter 2011 resulterede ikke i et fald i forekomsten af bromadiolon i hverken husmår og ilder (tabel 16). Blandt de enkelte aktivstoffer var forekomsten af brodifacoum, difenacoum, difethialon og flocoumafen højere i husmårer end i ildere. I begge arter var forekomsten af flocoumafen højere i dyrene indsamlet efter 2011 end i dyrene indsamlet før 2005. I husmår steg forekomsten af brodifacoum, mens forekomsten af difethialon faldt. I ilder faldt forekomsten af coumatetralyl.

TABEL 15

FISHER'S EXACT TEST AF FORSKELLE I FOREKOMSTEN AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER (TOTALAR) OG DE ENKELTE AKTIVSTOFFER I HUSMÅR OG ILDER INDSAMLET FØR 2005 OG EFTER 2011. INGEN FORSKEL: =.

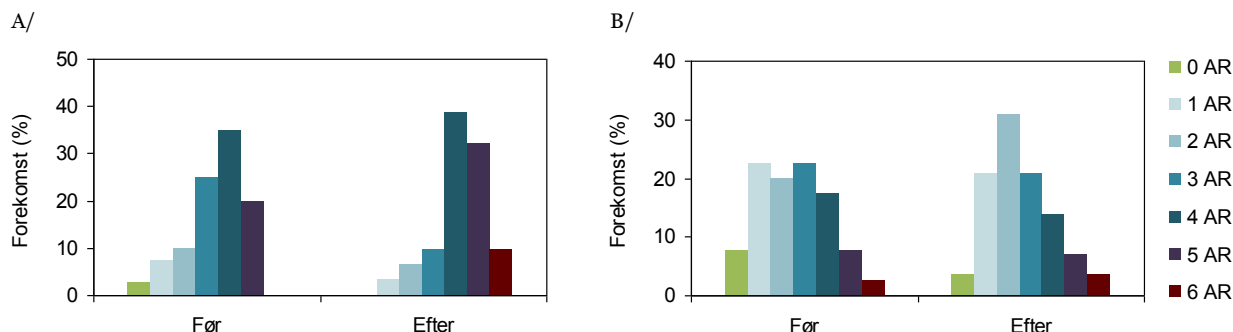
	P	Art m. højeste forekomst
TotalAR	0,2054	=
Coumatetralyl	0,3035	=
Brodifacoum	0,0110	Husmår
Bromadiolon	0,2713	=
Difenacoum	<0,0001	Husmår
Difethialon	<0,0001	Husmår
Flocoumafen	<0,0001	Husmår

TABEL 16

FISHER'S EXACT TEST AF ÆNDRINGER I FOREKOMSTEN AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER (TOTALAR) OG DE ENKELTE AKTIVSTOFFER MELLEM DE TO INDSAMLINGSPERIODER FØR 2005 OG EFTER 2011 I HUSMÅR OG ILDER. ÆNDRINGEN OVER TID: INGEN FORSKEL: =, STIGNING: +, FALD: -.

Art		P	Ændring over tid
<u>Husmår</u>	TotalAR	1,0000	=
	Coumatetralyl	0,2394	=
	Brodifacoum	0,0264	+
	Bromadiolon	0,5010	=
	Difenacoum	0,2077	=
	Difethialon	0,0042	-
	Flocoumafen	<0,0001	+
<u>Ilder</u>	TotalAR	0,6337	=
	Coumatetralyl	0,0437	-
	Brodifacoum	0,6190	=
	Bromadiolon	0,3895	=
	Difenacoum	0,6279	=
	Difethialon	1,0000	=
	Flocoumafen	0,0136	+

Det gennemsnitlige antal af rodenticider, der kan detekteres i de enkelte individer, er højere i husmårer ($3,76 \pm 1,28$) end i ildere ($2,54 \pm 2,47$) ($t=5,26$, $df=138$, $P<0,001$). I husmårer er antallet af aktivstoffer pr. individ steget fra 3,4 aktivstoffer i dyr indsamlet før 2005 til 4,2 aktivstoffer i dyr indsamlet efter 2011 ($t=2,60$, $df=69$, $P<0,02$), mens der ikke er en ændring i antallet af aktivstoffer i ildere indsamlet før 2005 og efter 2011 ($t=0,07$, $df=67$, NS) (figur 8).



FIGUR 8
FORDELINGEN AF HUSMÅR (A) OG ILDER (B) EFTER ANTALLET AF DETEKTERBARE ANTIKOAGULANTE RODENTICIDE (AR) I DE INDIVIDUELLE DYR INDSAMLET FØR 2005 OG EFTER 2011

Totalkoncentrationen af rodenticider var højere i husmårer end i ildere, og koncentrationen var højere i rovdyr indsamlet efter 2011 end i rovdyr fra før 2005 (tabel 17). Stigningen i totalkoncentrationen var signifikant for husmår, mens totalkoncentration af rodenticid i ilder ikke ændrede sig signifikant mellem de to indsamlingsperioder (tabel 18, figur 9). Koncentrationen var højest i rovdyr indsamlet i løbet af vinteren. Den sæsonmæssige variation var mest markant hos ildere. Blandt de enkelte aktivstoffer ses tendenser til de samme forskelle i koncentrationer mellem indsamlingsperioder og sæsoner. Forbuddet mod at anvende bromadiolon i skove, juletræer og lign. til bekæmpelse af mus og mosegris efter 2011 resulterede ikke i et fald i koncentrationen af bromadiolon i de to arter. Samlet set steg koncentrationen ($z=3,51$, $P<0,0005$). Stigningen var dog kun signifikant for husmår (husmår: $z=4,53$, $P<0,0001$, ilder: $z=0,83$, $P=0,4047$).

Andelen af husmårer og ildere med rodenticidniveauer, der kan være letale for mårdyr, steg for begge arter over tid. For husmår steg andelen med potentielt letale koncentrationer (>200 ng/g vv) fra 55% i dyr indsamlet før 2005 til 87% i dyr indsamlet efter 2011. Hos ilder steg andelen med >200 ng/g vv fra 38% til 53%. Over 60% af husmårerne og over 10% af ilderne havde koncentrationer på mere end 800 ng/g vv, der er koncentrationen, der er forbundet med letale effekter i ræve, der blev udsat for sekundær eksponering med rodenticider (Berny m.fl. 1997).

Der var en signifikant positiv sammenhæng mellem totalkoncentrationen af rodenticider i husmårerne og ilderne og det bebyggede areal og arealet med juletræskulturer i de 10x10 km-kvadrater, hvor rovdyrene blev indsamlet (tabel 18, figur 10). De undersøgte husmårer og ildere er ikke indsamlet i de samme kvadrater i de to perioder. Der er dog ikke forskelle i det bebyggede areal eller arealet med juletræskulturer i indsamlingskvadraterne for husmårer og ildere i de to perioder (Bebygget areal: Husmår: $t=1,37$, $df=69$, NS. Ilder: $t=1,62$, $df=67$, NS. Juletræer: Husmår: $t=1,24$, $df=69$, NS. Ilder: $t=0,41$, $df=67$, NS). Tilfældige forskelle i bebyggelsesgraden og arealet med juletræer i indsamlingskvadraterne i de to perioder kan derfor ikke forklare den observerede stigning i rodenticidbelastningen. Sammenhængen mellem de to landskabselementer og totalkoncentrationen af rodenticider er ikke tydelig for de to indsamlingsperioder eller arterne enkeltvis, formentlig på grund af den store variation i koncentrationen mellem individer og den begrænsede prøvestørrelse.

TABEL 17

SAMMENHÆNGEN MELLEM TOTALKONCENTRATIONEN AF RODENTICID I HUSMÅR OG ILDER INDSAMLET FØR 2005 OG EFTER 2011 I FORHOLD TIL ART, INDSAMLINGSPERIODE, SÆSON, KØN, DØDSÅRSAG OG STØRRELSEN AF DET BEBYGGEDE AREAL PR. HEKTAR LANDOMÅDE I INDSAMLINGSOMRÅDET.

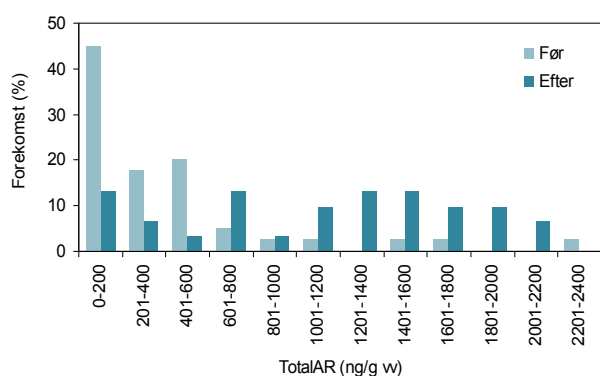
Faktor	DF	χ^2	P	Forskel
Art	1	21,75	<0,0001	Husmår > ilder
Periode	1	12,66	0,0004	Efter 2011 > før 2005
Sæson	3	13,52	0,0036	Efterår < vinter, forår og sommer
Køn	1	0,03	0,8737	-
Dødsårsag	2	5,18	0,0751	-
A_Bebygget	1	6,25	0,0124	Positiv sammenhæng
A_Juletræer	1	3,88	0,0489	Positiv sammenhæng

TABEL 18

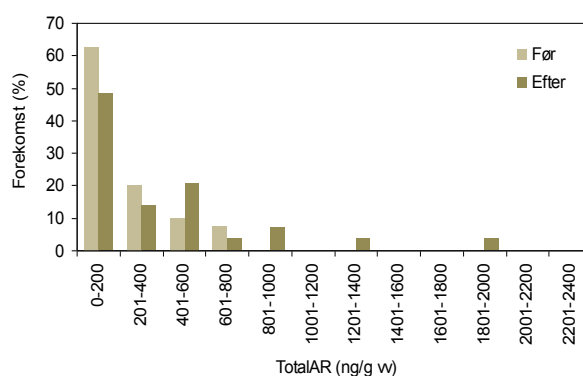
ARTSVISE ANALYSER AF SAMMENHÆNGEN MELLEM TOTALKONCENTRATIONEN AF RODENTICID I HUSMÅR OG ILDER INDSAMLET FØR 2005 OG EFTER 2011 I FORHOLD TIL INDSAMLINGSPERIODE, SÆSON, KØN, DØDSÅRSAG OG STØRRELSEN AF DET BEBYGGEDE AREAL PR. HEKTAR LANDOMÅDE I INDSAMLINGSOMRÅDET.

	Faktor	DF	χ^2	P	Forskel
<u>Husmår</u>	Periode	1	18,20	<0,0001	Efter 2011 > før 2005
	Sæson	3	4,42	0,2194	-
	Køn	1	0,26	0,6129	-
	Dødsårsag	2	6,92	0,0314	Andet > bekæmpet og trafikdræbt
	A_Bebygget	1	3,53	0,0602	(Positiv sammenhæng)
	A_Juletræer	1	0,37	0,5434	-
<u>Ilder</u>	Periode	1	0,95	0,3309	-
	Sæson	3	14,56	0,0022	Vinter > forår, sommer og efterår
	Køn	1	1,03	0,3107	-
	Dødsårsag	2	2,96	0,2273	-
	A_Bebygget	1	1,71	0,1905	-
	A_Juletræer	1	3,64	0,0564	(Positiv sammenhæng)

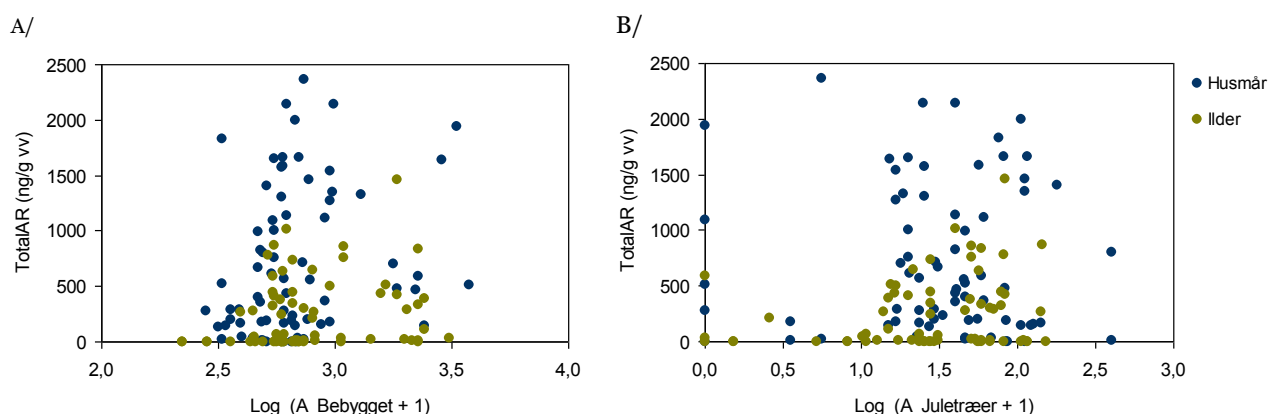
A/



B/

**FIGUR 9**

TOTALKONCENTRATION AF RODENTICID (TOTALAR) I HUSMÅR (A) OG ILDER (B) INDSAMLET FØR 2005 OG EFTER 2011.



FIGUR 10
KONCENTRATIONEN AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER (TOTALAR) I HUSMÅR OG ILDER I FORHOLD TIL A/ DET BEBYGGEDE AREAL OG B/ AREALET MED JULETRÆER PR. HEKTAR LANDAREAL I DE 10KM-UTM KVADRATER, SOM DYRENE ER INDSAMLET I.

Rodenticider i husmår, ilder, lækat & brud

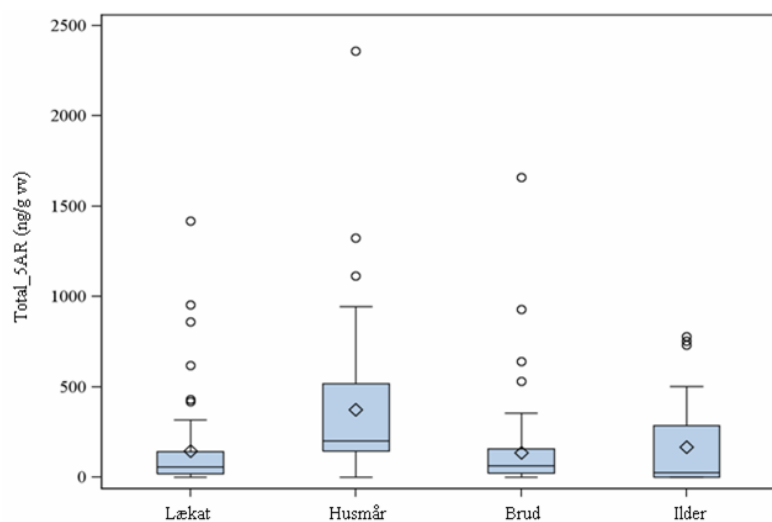
Når resultaterne af rodenticidmålingerne i husmår og ilder korrigeres til detektionsgrænserne i den tidligere undersøgelse af brud og lækat, falder forekomsten i husmår og ildere, da nogle dyr har meget lave koncentrationer under detektionsgrænserne fra den tidligere undersøgelse. Den gennemsnitlige koncentration påvirkes dog ikke væsentligt. Ved korrektionen faldt forekomsten af rodenticid i ilder mere end i husmår, hvilket svarer til den højere forekomst af ildere med meget lave koncentrationer.

Efter korrektionen for detektionsgrænser var forekomsten af et eller flere af fem rodenticider (coumatetralyl, brodifacoum, bromadiolon, difeancoum og flocoumafen) lavere i ilder end i de øvrige arter, 93% i husmår, 58% i ilder, 93% i lækat og 96% i brud (Fisher's exact test, $P < 0,001$). De højeste totalkoncentrationer af de fem rodenticider blev registreret i husmår, mens der ikke er forskel i koncentrationerne i ilder, lækat og brud (figur 11 og tabel 19). De maksimale koncentrationer fundet i lækat og brud var dog højere end i ilder.

De højeste koncentrationer af de fem rodenticider blev fundet i rovdyr indsamlet om vinteren. Lignende mønstre med generelt høje koncentrationer i husmårer og dyr indsamlet i vintersæsonen kunne ses hos arterne enkeltvis om end ikke signifikante. Det kan skyldes den begrænsede prøvestørrelse i forhold til variationerne i koncentrationen af rodenticider inden for arter og grupper.

TABEL 19
SAMMENHÆNGEN MELLEM TOTALKONCENTRATIONEN AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER I HUSMÅR, ILDER, LÆKAT OG BRUD INDSAMLET I PERIODEN 1996-2008 BESTEMT VED GENERALISERET LINJÆR MODELLERING.

Faktor	DF	χ^2	P	Forskel
Art	3	12,57	0,0057	Husmår > ilder, lækat og brud
Sæson	3	13,09	0,0044	Vinter > efterår og forår
Dødsårsag	2	1,22	0,5422	-
Køn	1	0,53	0,4685	-
A_Bebygget	1	0,00	0,9646	-



FIGUR 11

TOTALKONCENTRATIONEN AF FEM ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER (TOTAL_5AR) I HUSMÅR (N=40), ILDER (N=40), LÆKAT (N=60) OG BRUD (N=65) INDSAMLET MELLEM 1996-2008. BOKSES ØVRE OG NEDRE GRÆNSE: 25% OG 75% KVARTILER, LINJER I BOKSE: MEDIANVÆRDI, DIAMANT: GENNEMSIT, LINJER OVER OG UNDER BOKSE: STANDSARDAFVIGELSE, OG CIRKLER: EKSTREME VÆRDIER (OUTLIERS).

3.3 Modellering af rovdyrs eksponeringsrisiko for rodenticider

Eksperiment 1 – Eksponeringsrisiko med og uden rodenticider i skov og juletræer

Simuleringerne viser, at en meget lav andel af rovdyrene ikke eksponeres for rodenticider i begge scenarier. Det gælder for alle fem rovdyrarter, der er modelleret. Ophøret af gnaverbekæmpelse med rodenticider i skove og juletræskulturer giver et fald i eksponeringsindekset, men har kun en minimal betydning for andelen af territorier, der ikke eksponeres (tabel 20). Den højeste andel af ikke-eksponerede territorier var 3,14% for brud i Herning ved den nuværende tilladte brug af rodenticider.

I alle landskaber og for alle arter medførte begrænsningen af brugen af rodenticider i skovbruget og juletræsproduktionen et gennemsnitligt estimeret fald i andelen af ikke-eksponerede territorier på 0,29% (median 0,00%). Figur 12 viser den modellerede fordeling af forgiftede smågnavere om efteråret, hvor bekæmpelsen er mest intensiv, og eksponeringen af rovdyrene er højest. Koncentrationen af forgiftede gnavere i miljøet var høj i by, men selv ude i landområder var der kun meget få, små områder, hvor rovdyr ikke eksponeres via forgiftede smågnavere. Det er typisk i områder med store markflader, der ikke er egnede levesteder for rovdyrene.

Ophøret af brug af rodenticider i skove og juletræskulturer medførte et fald i det gennemsnitlige modellerede eksponeringsindeks på 15-37%. Forskellene i middel eksponeringsindekset i de to scenarier varierede mellem arter på grund af forskellene i arternes typiske territoriестørrelse. Det gennemsnitlige fald i eksponeringen var størst for brud og lavest for ilder, hvilket var forventeligt da ilders relativt store territorier dækker flere bygninger end brudes relativt små territorier. Landskabssammensætningen havde også en stor betydning for eksponeringsindekset. I Bjerringbro var middelværdierne 3-4 gange højere end i Herning og Præstø pga. en højere tæthed af bygninger i landzonen i området.

Variationskoefficienten for det modellerede eksponeringsindeks steg for alle arter i scenarierne, når der ikke anvendtes rodenticider i skov og juletræskulturer. Den største variation i eksponeringen mellem territorierne kunne forventes for arter med små territorier og lav tilknytning til bebyggelse, fx brud og lækat. Faldet i eksponeringsindekset og den større variation mellem territorierne for alle arterne indikerer, at selvom næsten alle rovdyrene fortsat eksponeres for rodenticider, har begrænsningen i brugen af rodenticider i skovbruget og juletræsproduktionen en positiv effekt i forhold til eksponeringsniveauet i mange territorier.

TABEL 20

EKSPONERINGSINDEKS OG ÆNDRINGER I EKSPONERINGSRISIKOEN FOR ROVDYR I LANDSKABERNE VED A/ BJERRINGBRO, B/ HERNING, OG C/ PRÆSTØ VED SAMMENLIGNING MELLEM DET TIDLIGERE TILLADTE BRUGSMØNSTER (I OG OMKRING BYGNINGER, JULETRÆSKULTURER OG SKOV) OG DET NUVÆRENDE TILLADTE BRUGSMØNSTER (KUN I OG OMKRING BYGNINGER) VED EKSPERIMENT 1.

A/ BJERRINGBRO

Scenarie		Lækat	Brud	Ilder	Husmår	Skovmår
<u>Tidligere</u>	Middel	25170	20149	57827	43663	49511
	Min.	430	595	3895	5493	4751
	Maks.	143658	120494	212466	155794	158110
	CV	0,819	0,899	0,750	0,798	0,621
	Ikke-eksponeret	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<u>Nuværende</u>	Middel	18419	14653	45173	33767	37806
	Min.	39	4	2860	943	4702
	Maks.	125766	110999	204496	132325	139772
	CV	1,138	1,276	0,952	0,977	0,767
	Ikke-eksponeret	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Reduktion i middel eksponeringsindeks		26,82%	27,28%	21,88%	22,66%	23,64%

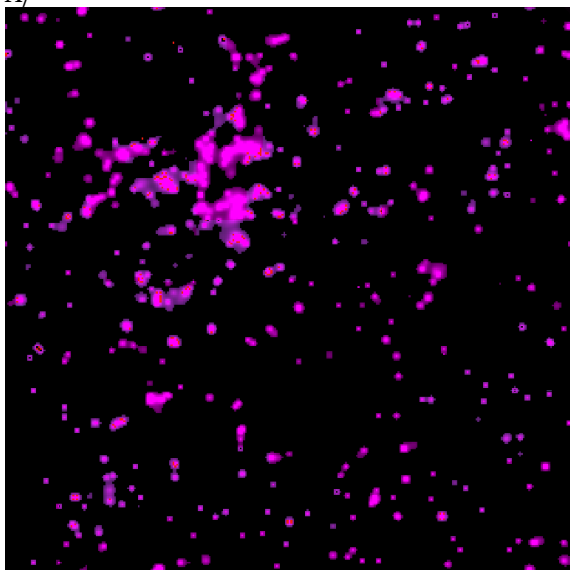
B/ Herning

Scenarie		Lækat	Brud	Ilder	Husmår	Skovmår
<u>Tidligere</u>	Middel	7582	4944	18645	12791	11889
	Min.	0	0	584	510	42
	Maks.	29765	18103	44628	40529	44763
	CV	0,684	0,658	0,446	0,542	0,660
	Ikke-eksponeret	0,05%	0,24%	0,00%	0,00%	0,00%
<u>Nuværende</u>	Middel	5955	3529	15786	10056	9505
	Min.	0	0	260	1	1
	Maks.	28528	14550	40948	36800	35923
	CV	0,848	0,810	0,529	0,686	0,837
	Ikke-eksponeret	0,67%	3,14%	0,00%	0,00%	0,00%
Reduktion i middel eksponeringsindeks		21,46%	28,63%	15,33%	21,38%	20,05%

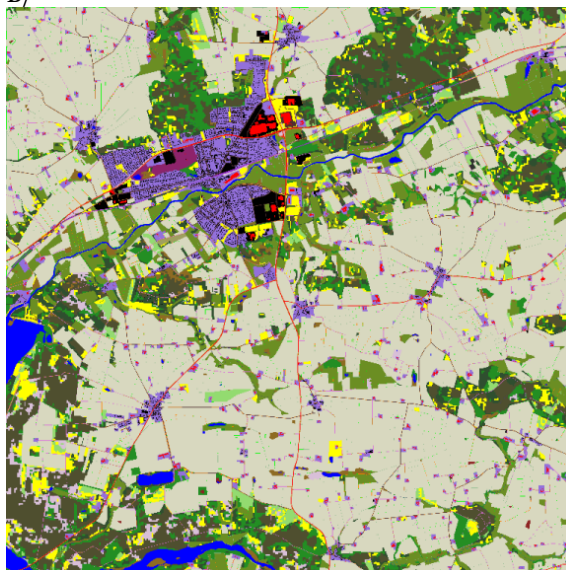
C/ Præsto

Scenarie		Lækat	Brud	Ilder	Husmår	Skovmår
<u>Tidligere</u>	Middel	7752	6003	18710	14444	11887
	Min.	5	0	1081	17	36
	Maks.	29081	26372	50079	56486	44850
	CV	0,568	0,626	0,477	0,695	0,666
	Ikke-eksponeret	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<u>Nuværende</u>	Middel	4967	3789	13605	10809	8451
	Min.	0	0	291	7	38
	Mak.	18059	16385	36061	50518	30182
	CV	0,756	0,839	0,578	0,838	0,752
	Ikke-eksponeret	0,04%	0,53%	0,00%	0,00%	0,00%
Reduktion i middel eksponeringsindeks		35,93%	36,88%	27,28%	25,17%	28,91%

A/



B/

**FIGUR 12**

FORDELINGEN AF RODENTICIDFORGIFTEDE MUS (PINK OMRÅDER PÅ KORT A) DEN 30 SEPTEMBER I LANDKABET VED BJERRINGBRO VED SCENARIO 2, HVOR DER KUN ANVENDES RODENTICID I OG OMKRING BYGNINGER. B/ VISER LANDSKABSSAMMEN-
SÆTNINGEN I OMRÅDET. SE FIGUR 2 FOR LEGENDER FOR LANDSKABSTYPERNE.

Ekspirement 2 – Følsomheden af eksponeringsrisikoen ift. halveringstiden

Variationen i halveringstiden af tilgængeligheden af rodenticider for rovdirene i miljøet medførte en næsten proportionel ændring i eksponeringsindekset (tabel 21). Sammenhængen mellem halveringstid og eksponeringsniveauet kunne beskrives med et anden-gradspolynomium, fx for husmår i Bjerringbro: $y = -7,0655x^2 + 1192,4x - 720,89$, $R^2 = 1$. Selv med den korteste halveringstid på 7 døgn var andelen af ikke-eksponerede territorier meget lave, tæt på 0 for husmår og pop til 5% for brud afhængigt af landskabet.

TABEL 21

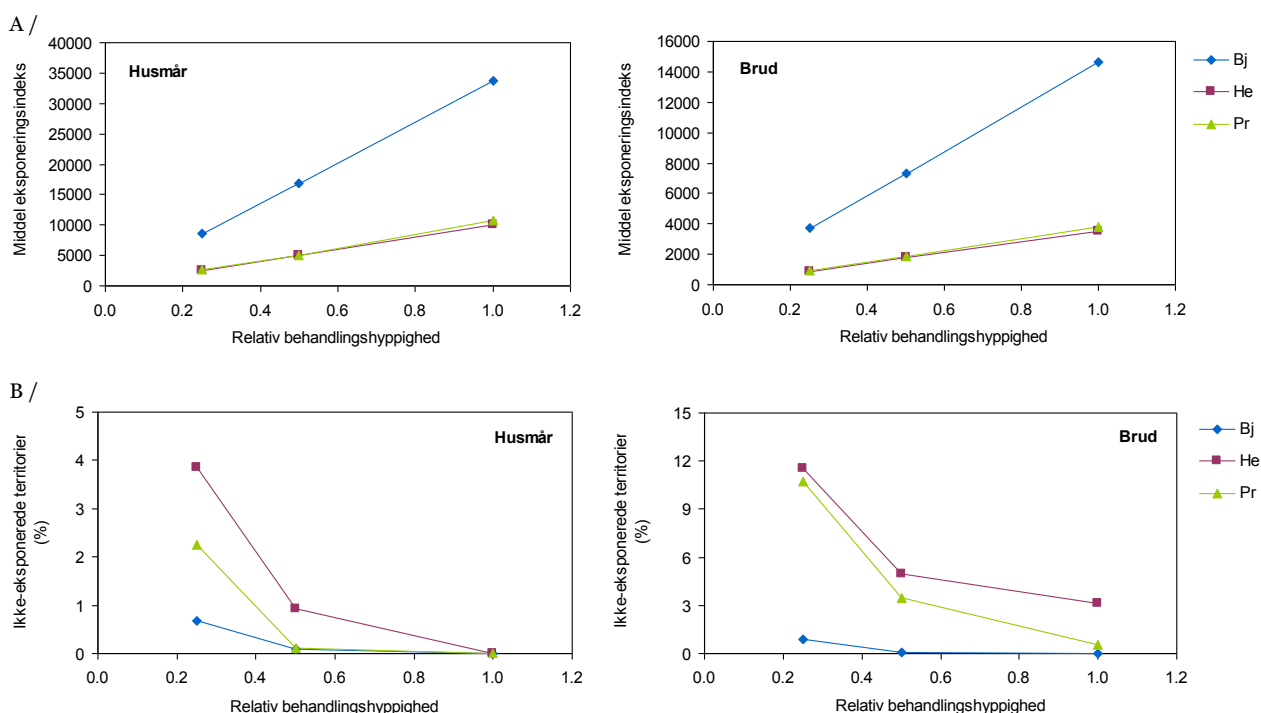
FORSKELLE I EKSPONERINGSRISIKOEN FOR HUSMÅR OG BRUD VED FORSKELLIGE HALVERINGSTIDER FOR RODENTICIDER I DE TRE LANDSKABER VED EKSPERIMENT 2.

Art	Landskab		Halveringstid			
			7 døgn	14 døgn	28 døgn	56 døgn
<u>Husmår</u>	Bjerringbro	Middel	16661	33767	62410	101693
		Min.	4	943	2063	2078
		Maks.	68029	132325	249603	428126
		CV	0,982	0,977	0,974	0,978
		Ikke-eksponeret	0,000%	0,000%	0,000%	0,000%
	Herning	Middel	4943	10056	18578	30159
		Min.	0	1	31	75
		Maks.	16319	36800	60779	97913
		CV	0,691	0,686	0,661	0,667
		Ikke-eksponeret	0,154%	0,000%	0,000%	0,000%
	Præstø	Middel	5342	10809	19970	30159
		Min.	0	7	28	75
		Maks.	23412	50518	93987	97913
		CV	0,847	0,838	0,832	0,667
		Ikke-eksponeret	0,000%	0,000%	0,000%	0,000%
	<u>Brud</u> Bjerringbro	Middel	7242	14653	27093	43898
		Min.	0	4	71	137
		Maks.	55492	110999	202796	322624
		CV	1,291	1,276	1,250	1,243
		Ikke-eksponeret	0,025%	0,000%	0,000%	0,000%
	Herning	Middel	7242	14653	27093	43898
		Min.	0	4	71	137
		Maks.	55492	110999	202796	322624
		CV	1,291	1,276	1,250	1,243
		Ikke-eksponeret	0,025%	0,000%	0,000%	0,000%
	Præstø	Middel	1844	3789	6962	11332
		Min.	0	0	0	0
		Maks.	8346	16385	32593	46308
		CV	0,855	0,839	0,827	0,808
		Ikke-eksponeret	3,133%	0,533%	0,133%	0,033%

Ekspertiment 3 – Bekæmpelseshyppighed i og omkring bygninger

Reduceres hyppigheden for bekæmpelse af gnavere med rodenticider i og omkring bygninger i landområder med 50% eller 75% i forhold til den nuværende niveau, dvs. fra 33% til hhv. 16,5% eller 8,3% af bygningerne årligt, faldt det gennemsnitlige eksponeringsindeks proportionelt for både husmår og brud (figur 13). Det relative fald i eksponeringen var større i Bjerringbro end i Herning og Præstø, men på grund af et generelt højere eksponeringsniveau i landskabet ved Bjerringbro var eksponeringen fortsat højest i Bjerringbro.

Andelen af ikke-eksponerede territorier steg som forventeligt, når behandlingshyppighed faldt. Der var dog ikke en lineær sammenhæng som for eksponeringsindekset (figur 13). For husmår betød en 75% lavere behandlingshyppighed i og omkring bygninger i landzone kun en stigning i andelen af ikke-eksponerede territorier på 0,5% i landskabet ved Bjerringbro og maksimalt 4% i landskabet ved Herning. For brud var stigningen i andelen af ikke-eksponerede territorier højere. Den højeste reduktion i andelen af eksponerede territorier var også i landskabet ved Herning (12%), mens reduktionen var kun minimalt lavere i Præstø. Ved en reduktion af behandlingshyppigheden af bygninger pr. år fra 33% til 8,3% i Bjerringbro-landskabet var reduktionen i andelen af ikke-eksponerede territorier for brud mindre end 1%.



FIGUR 13

FORSKELLE I MIDDEL EKSPONERINGSINDEKS (A) OG PROCENT AF IKKE-EKSPONEREDE TERRITORIER (B) FOR HUSMÅR OG BRUD VED REDUKTION AF BEHANDLINGSHYPPIGHEDEN I OG OMKRING BYGNINGER I BY- OG LANDZONE OG INGEN BEKÆMPELSE I SKOVE, JULETRÆER ELLER DET ÅBNE LAND I DE TRE LANDSKABER. BJ: BJERRINGBRO, HE: HERNING OG PR: PRÆSTØ. EN RELATIV BEHANDLINGSHYPPIGHED PÅ 1 SVARER TIL AT 33% AF BYGNINGERNE BEHANDLES MED RODENTICIDER HVERT ÅR.

4. Diskussion

4.1 Rodenticider i småpattedyr

Feltundersøgelserne af småpattedyr viser, at alle de undersøgte musearter og almindelig spidsmus forgiftes med rodenticider ved bekæmpelse af rotter med gift i foderkasser. Det resultat er på linje med tidligere lignende feltundersøgelser (Townsend m.fl. 1995, Brakes & Smith 2005, Tosh m.fl. 2012, Broll m.fl. 2013). Fundene af bromadiolon i mus og spidsmus bekræfter projektets grundlæggende formodning om at rovdyr, rovfugle og ugle i væsentlig grad eksponeres for rodenticider ved at æde småpattedyr, som er eksponeret ved bekæmpelse af rotte.

Spidsmus kan blive eksponeret for rodenticid ved at æde direkte af giften eller sekundært via invertebrater eller døde gnavere. Der var ofte snegle og biller i foderkasserne, som kunne være en mulig kilde til eksponeringen af spidsmusene. Rodenticider kan detekteres i snegle og regnorm i et område efter kemisk bekæmpelse af gnavere (Booth m.fl. 2003). Alternativt eksponeres spidsmusene ved at æde døde forgiftede mus eller invertebrater, der har ædt døde småpattedyr eller ekskrementer fra forgiftede småpattedyr. Ekskrementer fra forgiftede gnavere kan indeholde rodenticider, da en del af den ædte mængde rodenticid ikke optages i gnaverne. 10-20% af rodenticidmængden i en mosegris findes i mave-tarm-kanalen (Sage m.fl. 2008). Der er fundet rodenticider i insektædere ved andre undersøgelser. Broll m.fl. (2013) detekterede også rodenticider i forskellige spidsmus-arter omkring en landbrugsejendom, hvor der blev anvendt rodenticider, og Dowding m.fl. (2010) fandt rodenticider i 67% af undersøgte pindsvin i England.

Forekomsten af forgiftede småpattedyr var forholdsvis lav ved bygningen i Kalø-området (5%), mens den i Vikærsbjerg-området (21%) svarede til forekomsterne i mus fanget langs transekter ud fra landbrugsejendom, hvor der sker en typisk bekæmpelse af gnavere (15-33%) (Townsend m.fl. 1995, Tosh m.fl. 2012). Ud over den tidligere nævnte regelmæssige forekomst af rotter ved Kalø, var adgangen til foderkasserne for småpattedyrene begrænset til den ene side af en bygning og den ene af kasserne var placeret, så dyrene skulle passere en 3 m bred stribe græsplæne for at komme frem til giften. For småpattedyr fanget på landbrugsejendomme i forbindelse med en normal bekæmpelseskampagne med flere foderkasser, kan forekomsten af rodenticidforgiftede småpattedyr være væsentligt højere (45-83%) (Townsend m.fl. 1995, Brakes & Smith 2009, Broll m.fl. 2013).

En del af forskellene mellem undersøgelser af spredningsafstande og forekomster af rodenticider i småpattedyr kan også ligge i indsamlingstidspunktet. Mens vi indsamlede småpattedyr samtidig med tildelingen af rodenticider i foderkasser, har andre undersøgelser indsamlet småpattedyr op til 10 uger efter bekæmpelsen (fx Tosh m.fl. 2012). Forskellen mellem eksponeringshyppigheder og spredningsafstandene kan endvidere skyldes sæsonforskelle i småpattedyrenes arealanvendelse, der varierer meget mellem sæsoner og år (fx Montgomery 1989, Szacki 1999, Stradiotto m.fl. 2009), størrelserne af indsamlingsområderne og mønstret, intensiteten og længden af bekæmpelsen. Endvidere havde vi kun to foderkasser med gift i hvert feltområde, hvor der ved almindelig bekæmpelserne på landbrugsejendomme typisk vil være flere foderkasser med gift inden for de enkelte mus' home-range.

Spredningsafstande for smågnavere

De fundne bevægelsesafstande og forskellene mellem halsbåndmus, rødmus og almindelig markmus stemmer overens med gennemsnitlige bevægelsesafstande og mønstre fundet af Sandell m.fl. (1991) og Szacki (1999) om efteråret. *Apodemus*-arter (brandmus, halsbåndmus og skovmus) har typisk større home-ranges og længere spredningsafstande end rødmus og markmus (Wolton & Flowerdew 1985, Sandell m.fl. 1991, Szacki 1999). Feltområdernes størrelse og form giver en naturlig begrænsning i hvor lange afstande, der kunne registreres. Men som før nævnt svarer de fundne afstande til resultater af andre undersøgelser af de samme arter om efteråret.

Ved fangst-genfangst-undersøgelser underestimeres musenes bevægelsesafstande sammenlignet med daglige afstandene bestemt med radiotelemetri (Szacki 1999). Forskellen mellem de to metoder var dog mindst om efteråret, og ved feltundersøgelserne kunne vi ikke se forskel på bevægelsesafstande fra dag til dag i fangstperioderne og over 14 dage mellem fangstperioderne. De tre undersøgte arter og andre gnaveres spredningsafstande vil dog være større på andre tidspunkter af året (Szacki 1999).

Spredningen af rodenticider med småpattedyr

På linje med de andre feltundersøgelser af spredningen af rodenticidforgiftede mus omkring giftkilder, viser vores feltundersøgelser, at sandsynligheden for sekundær eksponering for rovdyrerne er højest tæt på de steder, hvor den kemiske bekæmpelse foregår. Som forventet ved hypotese 1 for småpattedyr falder frekvensen af forgiftede mus med stigende afstand til en lokalitet, hvor der kæmpes gnavere med rodenticider.

På grund af den faldende forekomst i småpattedyrene med stigende afstand, falder den gennemsnitlige giftkoncentration i småpattedyrene også med stigende afstand til giftkilden. Hypotese 2 for småpattedyr kunne dog ikke bekræftes. Koncentrationen af rodenticid i de enkelte småpattedyr, hvori der kunne detekteres gift, faldt ikke med stigende afstand til giften. Det kan skyldes, at der var gift til stede i foderkassen i hele relativt korte indsamlingsperiode. Den gift vi måler i småpattedyrene stammer derfor formentlig fra det eller de seneste måltider, hvor dyret har ædt giften, og der ikke er sket en 'fortynding' over tid, som følge af spredning af småpattedyr, der ikke har fået en letal dosis. Desuden er det ikke kun de småpattedyr med subletale giftniveauer, der bevæger sig væk fra giftkilderne. Da antikoagulante rodenticider er langsomtvirkende, vil også de småpattedyr, der har ædt en dødelig dosis gift, kunne spredes væk fra giftkilderne inden dyrene dør af forgiftningen efter 6-10 døgn. Eventuelle sammenhænge mellem koncentrationen i smågnavere og afstand til giftkilden vil være svær at detektere med den lave andel af forgiftede smågnavere og den høje variation i koncentrationerne mellem de forgiftede dyr.

Ved feltundersøgelserne blev der kun fanget to husmus tæt ved bygningen i det ene studieområde. Husmus, der er eksponeret for rodenticider inde i bygningerne, kan potentielt sprede rodenticider langt væk fra landbrugsejendomme. Husmus har generelt små home-ranges, men om foråret kan bestandene ejendommene spredes mere end 100 m ud i det åbne land (Carlsen 1993, Pocock m.fl. 2004, Pocock m.fl. 2005).

Enkelte mus bevæger sig længere strækninger end de typiske afstande, der blev registreret ved feltundersøgelserne af spredningsafstande, og kan derved sprede rodenticider over større afstande. Spredningsafstande over 1000 m er registreret for enkelte skovmus, halsbåndmus og husmus (Macdonald m.fl. 2000, Pocock m.fl. 2005, Stradiotto m.fl. 2009). Tosh m.fl. (2012) detekterede rodenticider i skovmus fanget op til 160 m fra landbrugsejendomme, hvor der blev anvendt rodenticider, og fandt forgiftede mus ved landbrugsejendomme, hvor der ikke blev anvendt gift. Antallet af forgiftede mus og andre småpattedyr, der spredes over større afstande, er dog lavt sammenlignet med antallet af forgiftede småpattedyr, der forekommer tæt på giftkilderne. Selvom rovdyr kan blive eksponeret via disse enkelte forgiftede småpattedyr, der spredes over større afstand fra giftkil-

der, er det formentlig eksponeringen tæt på giftkilderne, der er kilden til den væsentligste eksponering for rovdyrene.

4.2 Rodenticidforgiftning af rovdyr

Rodenticider i husmår og ilder

De meget høje forekomster af rodenticider i husmårer og ildere bekræfter, at rovdyr, -fugle og ugler er udsat for et højt eksponeringsniveau i danske landskaber (Elmeros m.fl. 2011, Christensen m.fl. 2012). Forekomsten af rodenticider i ildere fra Danmark var markant højere end registreret i ildere fra Storbritannien (31%), hvor gnaverbekæmpelsen er koncentreret omkring bygninger (Shore m.fl. 2003). Forekomsten i de danske ildere svarer til niveauet fundet i ildere i New Zealand (56%) i forbindelse med bekæmpelse af gnavere direkte i naturen (Murphy m.fl. 1998), når der tages hensyn til forskellen i detektionsgrænserne ved de kemiske analyser i undersøgelserne.

Restriktionen i brug af bromadiolon i skovbrug og juletræskulturer i 2011 kan ikke ses hverken i forekomsten eller koncentrationen af rodenticider i husmår og ilder, hvilket indikerer at de to arter primært eksponeres for rodenticider fra bekæmpelse af gnavere i og omkring bygninger. At bekæmpelsen af gnavere i og omkring bygninger er den væsentligste kilde til eksponeringen af rovdyrene, indikeres tillige af sammenhængen mellem totalkoncentrationen af rodenticider i rovdyrene og det bebyggede areal i de områder, som rovdyrene er indsamlet i.

Salget af rodenticider i Danmark har været stigende (www.mst.dk). Det kan være årsagen til en observerede stigende koncentration af rodenticider generelt i husmår og stigende andel af individer med potentielt letale niveauer i både husmår og ilder over tid. Et øget forbrug af rodenticider og måden produkterne anvendes på kan også medvirke til at sløre en eventuel effekt af restriktionerne i brugen af rodenticider efter 2011. Anmeldelser af rotter til myndighederne varierer fra år til år, men der har været en generel stigende tendens gennem de seneste år (By- og Landskabsstyrelsen 2010). Stigningen i anmeldelser af rotter og hyppigere bekæmpelse vil give sig udslag i øget eksponeringsrisiko for de mindre gnavere og følgelig også for rovdyrene omkring bekæmpelsesstederne (Brakes & Smith 2005, Tosh m.fl. 2010, afsnit 3.1).

I godkendelserne af rodenticider til brug 'i og omkring' bygninger, er det ikke nærmere defineret hvilken afstand, det er tilladt at bruge rodenticider. Den manglende definition af en maksimal afstand mellem en bygning og et bekæmpelsessted kan betyde, at den forventede reduktion i brugen af rodenticider og eksponering af ikke-måldyr har været mindre end forventet. Endvidere kan der til trods for krav til uddannelse og autorisation af skadedyrsbekæmpere og Miljøstyrelsens oplysningskampagne til private brugere om bekæmpelse af mus være sket en ændring i den lovlige brug af rodenticidprodukter i og omkring bygninger, som medfører en forøget risiko for eksponering af rovdyrene sammenlignet med tidligere. Udvikling af resistens hos rotter og andre smågnavere kan også have ført til øget forbrug af rodenticider, specielt af de mest toksiske anden-generationsstoffer, med øget eksponeringsrisiko for rovdyrene til følge.

Antallet af aktivstoffer i de enkelte husmårer og ildere indikerer, at individerne har været eksponeret for rodenticider fra flere forskellige bekæmpelsessteder, hvor der er anvendt forskellige aktivstoffer til bekæmpelsen. Meget lave koncentrationer af nogle aktivstoffer kan dog også skyldes, at produkterne indeholder små mængder af andre aktivstoffer end det specificerede aktivstof (Tosh m.fl. 2012). Det højere antal aktivstoffer i husmårer end i ildere viser dog, at husmårer typisk er eksponeret for rodenticider fra flere forskellige kilder end ilderne.

Rodenticider i brud, lækat, ilder og husmår

Forskellene i koncentrationer af rodenticider mellem rovdyrarterne korrelerer med de forventede mønstre i forhold til arternes forskellige levevis og fødevalg. Sammenlignet med ilder kan de høje koncentrationer i husmår skyldes, at husmår generelt fouragerer tættere på bygninger, hvor gnavebekæmpelsen er mest koncentreret, end ilder. Derved eksponeres husmår mere konstant for forgiftede gnavere end ilder, selvom gnavere forekommer med samme frekvens i de to arters føde (Nielsen 2006, Johansson 2012). Brud og lækat lever næsten udelukkende af smågnavere (Elmeros 2006), og udsættes derfor for en mere konstant eksponering sammenlignet med ilder og husmår.

Eventuelle forskelle i eksponeringshyppighederne kan ikke bedømmes ud fra forekomsterne i rovdyrerne, da forekomsten i alle arterne er så høje. Med de korrigerede detektionsgrænser ses dog en lavere forekomst af rodenticid i ilder end i lækat og brud, hvilket stemmer overens med forekomsten af smågnavere i føden hos de tre arter. Murphy m.fl. (1998) rapporterede om samme forskelle i forekomsten af rodenticid i individer af de tre arter, der blev eksponeret ved samme bekæmpelseskampagne.

Alle de rovdyrarter der forekommer i Danmark har tilpasset sig kulturlandskabet og kan alle i vekslende grad fouragere nær bygninger uden for byområder. På grund af den høje tæthed af bygninger i landområder i Danmark, kan alle rovdyr forventes at fouragere mindre end 100 m fra bygninger, hvor den væsentligste forekomst af forgiftede smågnavere kan findes. Modelleringen af fem forskellige rovdyrarters eksponering for rodenticider (afsnit 3.3) indikerer at brugen af rodenticider omkring bygninger og tætheden af bygninger uden for byområder kan forklare de høje eksponeringshyppigheder, der er observeret hos alle de fire undersøgte rovdyrarter (afsnit 3.2 og Elmeros m.fl. 2011) og i skovmåren.

Det er bemærkelsesværdigt og bekymrende, at skovmår ifølge modelleringen synes at være udsat for en høj eksponeringsrisiko for rodenticider. Skovmår er knyttet til skovområder eller mosaiklandskaber med meget skov (Stier 1998, Pereboom m.fl. 2008). Arten synes at være mere følsom overfor menneskelig forstyrrelse end husmår, men skovmåren er dog ikke så sky, at den ikke kommer i kontakt med bygninger (Broekhuizen & Müskens 2000, Zalewski 2001). Den potentielle forgiftning af skovmår er kritisk og bør undersøges nærmere, dels fordi arten er sjælden i Danmark og dels fordi skovmår - lige som ilder - er beskyttet via EU's habitatdirektiv, og Danmark er forpligtiget til at sikre en gunstig bevaringsstatus for arten.

Sæsonvariation

I brud og lækat fandtes de højeste rodenticidkoncentrationer om efteråret og vinteren (Elmeros m.fl. 2011), mens koncentrationen hos husmår og ilder var lavest om efterår, men højest om vinteren. Det sæsonmæssige brugsmønster af rodenticider afspejles formentlig mere direkte i brud og lækat end i husmår og ilder på grund af bruds og lækats større afhængighed af gnavere i alle sæsoner. Om efteråret æder husmårer i stor udstrækning frugt og bær, hvorfor den formentlig eksponeres mindre hyppigt for rodenticider (Johansson 2012). Rodenticidkoncentrationen i ildere fra Danmark var også højest om vinteren og foråret om end forskellene ikke var signifikante. I Storbritannien ses de højeste koncentrationer af rodenticider i ilder i løbet af vinter og forår (Shore m.fl. 2003). De højere koncentrationer i ildere i december-juni skyldes formentlig, at ilder i højere grad fouragerer på gnavere omkring bygninger og derved udsættes for en højere eksponeringsrisiko om vinteren (Birks 1998).

Eksponeringsniveauer og risikovurdering

Blandt både husmår og ilder var der i begge indsamlingsperioder flere individer, der havde koncentrationer af rodenticider over de værdier, hvor man har observeret letale toksiske effekter på mårdyr (Grolleau m.fl. 1989, Alterio 1997, Murphy m.fl. 1998). Rodenticidkoncentrationerne i husmår er de højeste detekteret i rovdyr, -fugle og ugler i Danmark (Elmeros m.fl. 2011, Christensen m.fl. 2012).

Helbredstilstanden af nogle ildere og husmårer har formentlig været påvirket negativt af de høje niveauer af rodenticider, men hvor stor en andel og hvor stor effekt de høje koncentrationer har på individernes overlevelse og på bestandene status er et åbent spørgsmål.

Der foregår ingen overvågning af bestandsudviklingen for arterne. Husmår og ilder optræder dog på vildtudbyttestatistikken. Det indberettede årlige vildtudbytte for husmår er faldet siden 2000 fra over 4000 til 3200 i jagtsæsonen 2012/13 ($R^2 = 0,45$, $P > 0,01$). Det årlige indrapporterede antal af regulerede ildere fluktuerer mellem 1000-1800 (www.bios.au.dk). Statistikker over nedlagt og indberettet vildt er imidlertid ikke en præcis metode til at følge bestandsudviklingen, hvis man ikke har kendskab til indsatsen, som dyrene efterstræbes med (Imperio m.fl. 2010). Usikkerhederne er især store for arter med lave årlige udbyttotal, fx husmår og ilder.

Toksiciteten af rodenticiderne for mårdyrene kendes ikke. Grænseværdier for 'kritiske' og letale koncentrationer af rodenticider for rovdyr og -fugle, fx 200 ng/g (Grolleau m.fl. 1989, Newton m.fl. 1999), er baseret på enkelte mindre laboratorieforsøg og koncentrationerne i dødfundne mårdyr, bl.a. fritter, indsamlet i forbindelse med bekæmpelseskampagner i naturen. Som retningslinjer for risikovurdering af toksiciteten af rodenticiderne for rovdyr har disse grænseværdier begrænset anvendelighed (Fischers 2005, Thomas m.fl. 2012). Om grænseværdier på fx 200 ng/g vv og 800 ng/g vv, vurderet ud fra eksempler på letal forgiftning af lækatte med bromadiolon og brodifacoum samt forgiftning af ræv med bromadiolon (Alterio 1996, Alterio m.fl. 1997, Berny m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998), svarer til LC10-, LC50- eller LC90-værdierne er ikke kendt. I bedste fald kan de indikere potentielt problematiske niveauer, men de giver ingen indikation på sandsynligheden for toksiske effekter på individ- eller bestandsniveau.

Ud fra rodenticidkoncentrationer i levervæv og symptomer på rodenticidforgiftning estimerede Thomas m.fl. (2011), at akut toksiske effekter af anden-generations rodenticider kan forventes i 10% af ugler ved en koncentration på kun 50 ng/g vv, dvs. en faktor 4 under den grænseværdi som normalt anvendes som potentiel letal koncentration for rovfugle og ugler (Newton m.fl. 1999), og en faktor 14 under den generelle grænseværdi for toksiske effekter, som Erickson & Urban (2004) foreslog. NOEL niveauet, hvor der ikke ses toksiske effekter på individer, vil være endnu lavere end de 50 ng/g vv. Grænseværdierne for de toksiske effekter vil desuden variere afhængigt af aktivstof, eksponeringstid, dosis og art. Toksiciteten af antikoagulanter varierer meget mellem arter (fx Fisher 2005, Laakso m.fl. 2010).

Der er kun enkelte publikationer med resultater fra kontrollerede eksponeringsforsøg med rodenticider i rovdyr. LD50 for brodifacoum i hund ligger på 0,25-3,25 mg/kg kropsvægt i forskellige undersøgelser (Hone & Mulligan 1982 i Eason m.fl. 1999). De laveste af disse niveauer svarer til LD50-værdierne for smågnavere. Goldade m.fl. (2001) fandt en LC50-værdi på 760 mg/kg i ilder for difethalone ved akut oral eksponering. LC50 for difethalon i rotte og husmus ligger typisk på 0,55-0,58 mg/kg og 1,3 mg/kg (fx Fisher 2005, Laakso m.fl. 2010). Mortalitet i forsøgsgruppen af ildere, der blev eksponeret for 200 mg/kg, var dog 100% (Goldade m.fl. 2001). Resultaterne er vanskelige at vurdere og anvende som retningslinjer for risikoen ved eksponeringen af vildtlevende ildere og andre mårdyr, da der i hver eksponeringsgruppe tilsyneladende kun var to dyr. Desuden er det totale antal ildere, der indgik i forsøget, eksponeringsperioden og dosis i de forskellige grupper ikke beskrevet.

Koncentrationen af antikoagulanter i leveren er korreleret med dosis ved eksponeringsforsøg med lave doser, mens der ikke ses samme dosisafhængighed ved dyr, der udsættes for høje doser over kort tid (Eason m.fl. 1999). Det kan skyldes en kortvarig mætning af absorption eller bindingsprocesser. Korttidsforsøg med forholdsvis høje doser kan derfor være misvisende i forhold til effekten af rodenticider ved gentagne eksponeringer med lave doser og akkumulering af giftstofferne i leveren. Afhængigt af hvor regelmæssigt vildtlevende rovdyr æder forgiftede byttedyr og den mængde gift, der er i det enkelt forgiftet byttedyr, vil gift dosis som de vildtlevende rovdyr udsættes for fluk-

tuere meget over tid. Ekstrapoleringer af resultater fra eksponeringsforsøg med akut letal dosis for rovdyr eller simple ekstrapoleringer af resultater fra kortvarige forsøg med forgiftede gnavere til rovdyr er derfor utilstrækkelige til at vurdere toksiciteten af rodenticider og risikoen for individer og bestande af vildtlevende rovdyr. Risikovurderinger af rodenticiderne skal tage hensyn til fluktuationerne i gift dosis over tid, stoffernes akkumulerende egenskaber og forskelle i arternes følsomhed overfor giftene.

4.3 Modellering af eksponeringsrisiko for rovdyr

Det overordnede resultat af modelleringen af den potentielle eksponeringsrisiko for rovdyr for rodenticider er tydeligt. Hos alle de modellerede rovdyrarter er der kun enkelte individer i typiske danske landskaber, som ikke kan blive eksponeret for rodenticider via forgiftede mus inden for det enkelte rovdyrs territorium. Eksponeringsrisikoen er meget høj for alle arterne, selv når der kun anvendes antikoagulante rodenticider til gnaverbekæmpelse i og omkring bygninger (hypotese 1).

Modellens forudsigelser af eksponeringsniveauet stemmer overens med de overordnede mønstre i forekomsten af rodenticider, der er registreret i husmårer og ildere i dette projekt (afsnit 3.2) og i brud og lækat (Elmeros m.fl. 2011). Ifølge modelleringen kan brugen af rodenticider i og omkring bygninger, spredningen af forgiftede mus omkring giftkilderne, behandlingshyppigheden af bygninger og tætheden af bygninger i landzone føre til den vidt udbredte sekundær forgiftning med rodenticider for alle prædatorer, der er fundet ved empiriske undersøgelser af rodenticidforekomsterne i rovdyr, rovfugle og ugler i Danmark (Elmeros m.fl. 2011, Christensen m.fl. 2012).

Eksponeringsrisikoen og ændringen i eksponeringsrisikoen afhænger af arten, men modellen kan kun delvis bekræfte hypotese 2. Ifølge modellen falder eksponeringsniveauet for alle arter, hvis brugen af rodenticider i skovbruget og juletræsproduktionen ophører, men den generelle eksponeringshyppighed falder kun i ubetydelig grad. Det skyldes formentlig den generelt høje tæthed af bygninger i landzone i Danmark og den høje hyppighed af kemisk bekæmpelse af gnavere med rodenticider i og omkring ejendommene.

Manglen på empiriske data for fx behandlingshyppigheder og giftforbruget betyder, at modellen opererer med en række usikkerheder, som der skal tages hensyn til ved vurderingen af resultaterne. De vigtigste usikkerheder er formentlig brugsmønstret for rodenticiderne, kilderne til den sekundære forgiftning af rovdyrene, de forgiftede byttedyrs spredningsafstande fra giftkilderne, fordelingen af rovdyrenes territorier og dynamikken i rovdyrenes brug af landskabet.

Brugsmønstre og -hyppigheder af rodenticid

I scenarierne for den nuværende brug af rodenticider er kun modelleret to typer bekæmpelse: i og omkring bygninger i by og i og omkring bygninger i landzone. Den årlige hyppighed for bekæmpelsen i og omkring bygninger kan være under- eller overvurderet. Undervurderes den, vil det dog ikke medføre nogen betydende ændring i eksponeringshyppigheden, da næsten 100% af rovdyrterritorierne allerede er eksponerede, men niveauerne vil være højere end modellens estimerede eksponeringsindeks. Hvis den årlige bekæmpeshyppighed i og omkring bygninger er vurderet for højt kan usikkerheden have betydning for den estimerede eksponeringsrisiko, som vist i eksperiment 3. Det må dog anses som tvivlsomt, at de interviewede rottekonstulenter skulle overvurdere behandlingshyppigheden med 400%, og selv med den overestimering vil der kun være 0-12% ikke-eksponerede territorier afhængigt af art og landskab.

Modelleringen af eksponeringsrisikoen for rovdyrene er fortsat meget konservativ. Den reelle bekæmpelse er mere kompleks og konstant. Ved modelleringen forventes al bekæmpelse i og omkring bygninger at følge mønstret skitseret i tabel 6. Ved private sikringsordninger på landbrugsejendomme er der ofte konstant gift i foderkasserne hele året. Desuden er mønstret i privates brug af

rodenticider og brugen af coumatetralyl mod rotter 'væk' fra bygninger ikke inkluderet i modellen. Bekæmpelse med rodenticider i kloakker kan også via spildevandsvandsanlæg sprede rodenticider ud i miljøet (Gomez-Canela m.fl. 2014).

Spredningsveje og -afstande

Eksponeringsrisikoen for rovdyrene er modelleret med mus som den eneste kilde til den sekundære forgiftning af rovdyrene. En overvejende del af rodenticiderne anvendes til bekæmpelse af rotter (Lodal 2010), og selvom rotter kun udgør en meget lille del af rovdyrenes føde, vil rovdyrene også æde rotter, hvis de får mulighed herfor. Rotter har længere spredningsafstande end mus (Hartley & Bishop 1979, Lambert m.fl. 2008), hvorfor spredningen af rodenticider ud fra bygninger er undervurderet i modellen.

Spredningen af rodenticider kan endvidere være undervurderet, fordi enkelte mus kan foretage længere bevægelser end afstande, der blev bestemt ved feltundersøgelserne. Musenes spredningsafstande og territoriestørrelser er typisk mindst om efteråret, hvor der er store føderessourcer og reproduktionen er højt op (Wolton & Flowerdew 1985, Szacki 1999, Macdonald m.fl. 2005, Tosh m.fl. 2012). Underestimering af spredningsafstande for rodenticider vil betyde, at den modellerede eksponeringsrisiko også undervurderes. Da næsten alle rovdyrterritorier allerede er eksponerede i modellen, har en eventuel underestimering af spredningsafstandene ikke medført en underestimering af eksponeringshyppigheden. Antallet af forgiftede mus og andre småpattedyr, der spredes til større afstande, vil dog være lavt i forhold til antallet af forgiftede småpattedyr og den sekundære eksponering, som rovdyrene udsættes for tæt på bekæmpelsesstederne.

Bekæmpelses- og eksponeringsperioden

Den periode, hvor giftstoffer er tilgængelige for gnaverne ved en lokalitet, kan være fejlvurderet med de værdier, som vi har anvendt for bekæmpelseslængde og halveringstid (14 døgn). Gnaverne laver fødedepoter, hvorfor gnavere kan blive eksponeret for giftene efter bekæmpelsen er stoppet, og der kan være forgiftede gnavere i længere tid efter bekæmpelsen i et område (Sage m.fl. 2008). Såfremt halveringstiden for rodenticid i miljøet skulle være overvurderet, og musene dør hurtigere end forventet med en halveringstid på 14 dage, vil eksponeringsrisikoen for rovdyrene være overvurderet. Men eksperiment 2 viser, at der kun er begrænset effekt for den overordnede eksponeringsrisiko for rovdyr ved forskellige perioder for tilgængeligheden af giftstoffer for gnaverne.

Rovdyrenes rumlige fordeling

Modellens fordeling af rovdyrenes territorier er ikke testet i forhold til empiriske data for rovdyrenes brug af landskabet, men udelukkende baseret på litteraturdata og vurderinger af habitatkvalitet. Der foreligger dog ingen empiriske data for rovdyrenes habitatbrug og -præferencer i Danmark, og slet ikke med den præcision i tid og rum, som vil være nødvendig for at efterprøve mønstrene i eksponeringsrisikoen for de forskellige arter.

De anvendte territoriestørrelser er forholdsvis små og statiske i forhold til variationen i rovdyrenes brug af landskabet, fx kan den sociale organisering i bestandene bryde sammen hos brud og lækat i yngletiden, eller når fødemængderne er for små til, at det kan betale sig for dyrene at forsvare ressourcerne i et territorium (King & Powell 2007). For mårdyr er der typisk et 5-10% overlap mellem territorier inden for samme køn, og hannernes territorier dækker 2-3 hunners (King & Powell 2007). Hvis territorier er større end de i modellen estimerede, vil det dog blot medføre en større eksponeringsrisiko for alle rovdyrene, da der vil ligge flere bygninger inden for de større territorier.

Sammenhæng mellem modelleret og reel eksponeringsrisiko

Sammenhængen mellem den modellerede eksponeringsrisiko og den reelle eksponering er vanskelig at vurdere. Rovdyrenes fødevalg, og -søgning i forhold til bekæmpelseslokaliteter og prædationsrisiko for forgiftede og ikke-forgiftede mus må forventes at påvirke forholdet mellem den modellerede og den reelle eksponering. De modellerede eksponeringsniveauer i forskellige landskaber og ved forskellige scenarier bør derfor kun sammenlignes inden for arten.

Usikkerhedernes betydning for modelleringerne

Ved modelleringen har vi generelt anvendt konservative vurderinger af de faktorer, der beskriver spredningen af rodenticider og rovdirenes eksponeringsrisiko, hvorfor den potentielle eksponeringsrisiko formentligt er højere end estimeret med modellen. Derfor vurderes modellens overordnede resultater, at meget få rovdyr over et år ikke eksponeres for mus, der er forgiftet med rodenticider fra bekæmpelse i og omkring bygninger, at være troværdige.

Modellens forudsigelser stemmer da også fint overens med de generelt høje forekomster af rodenticider, der er målt i rovdyr, rovfugle og ugler i Danmark (afsnit 3.2, Christensen m.fl. 2012). Selvom det kun er få forgiftede gnavere, der spredes mere end 100m væk giftkasserne ved bygninger, kommer stort set alle rovdyr i kontakt med forgiftede gnavere inden for deres territorier over et år. Desuden er de rodenticidforgiftede gnavere mere udsat for prædation end ikke-forgiftede individer. Hos skovmus og rødmus er observeret reduceret flugtadfærd og ukoordinerede bevægelser i forgiftede individer (Brakes & Smith 2005). Forgiftede rotter reagerer langsommere på stimuli og søger i mindre grad dækning (Cox & Smith 1992).

Da de anvendte landskaber og eksponeringsscenarier i modelleringen er typiske for Danmark, er det meget usandsynligt, at der er større områder, hvor rovdirene ikke risikerer at blive eksponeret for rodenticider. Selv efter brugen af alle rodenticider i skovbruget, juletræsproduktionen og andre steder ude i naturen er ophørt, kan der fortsat forventes at forekomme forgiftede smågnavere i næsten alle rovdyrterritorier. Begrænsningen i brugen af rodenticider i skove og andre steder ude i naturen vil dog medføre en væsentlig reduktion i eksponeringsniveauet, hvis det er den eneste ændring, der sker i forbruget af rodenticider.

Ifølge modellen er eksponeringsrisikoen for et rovdyr i et område afhængig af landskabssammensætningen med lavere eksponeringsniveau i områder med lavere behandlingshyppigheder eller tæthed af bygninger, hvilket sammenhængen mellem det bebyggede areal og koncentrationen af rodenticider i rovdirene også indikerer (afsnit 3.2). For at kunne modellere den reelle eksponering af rovdirene er det nødvendigt med faktuelle oplysninger om mængden og tidspunkter for brug af rodenticider.

Trods usikkerhederne kan modellen allerede i den nuværende version anvendes til at vurdere risikoen for sekundær forgiftning af rovdyr og andre ikke-måldyr i landskaber i Danmark og andre lande. Efterhånden som der indsamles præcis viden om brugsmønstre af rodenticider, mere viden om spredningsrater og -afstande for forgiftede mus og rotter og rovdirenes habitatbrug i forskellige landskaber kan disse værdier inkorporeres i modellen, så vurderingen af eksponeringsrisikoen kan blive mere præcis.

5. Konklusion

Bekæmpelse af rotter og mus med antikoagulante rodenticider medfører en spredning af giftstofferne ud i naturen og forgiftning af rovdyr. Forekomsten af rodenticider i rovdyr er meget høj i Danmark. Hvis det fremover skal være undtagelsen og ikke reglen, at rovdyr forgiftes med rodenticider, skal der ske drastiske ændringer i måden gnaverbekæmpelsen udføres på og brugen af giftstoffer.

En bred vifte af småpattedyr (små gnavere og spidsmus) forgiftes med rodenticider udlagt i foderkasser til bekæmpelse af rotter. Spidsmusene eksponeres enten direkte eller sekundært ved at æde insekter, andre invertebrater eller døde gnavere, der har ædt af giftblokkene. Målt over en 2 uger om efteråret fandtes de fleste forgiftede småpattedyr relativt tæt på en giftkilde (<100m).

Der blev detekteret rodenticider i næsten alle husmårer og ildere. I flere af de undersøgte individer var koncentrationen af rodenticider så høj, at det kan være letalt for mårdyr. Forekomsten af rodenticider generelt og specifikt af bromadiolon i rovdyrene er ikke faldet efter 2011, hvor muligheden for at bruge bromadiolon i skove, juletræskulturer og andre steder ude i naturen bortfaldt. Koncentrationen af rodenticider var højere i husmårer indsamlet før 2005 end i husmårer indsamlet efter 2011, mens koncentrationen i ildere ikke har ændret sig over tid.

Der er en positiv sammenhæng mellem koncentrationen af rodenticider i husmårer og ildere og det bebyggede areal og arealet med juletræer i de områder, som rovdyrene er indsamlet i. Denne sammenhæng og det manglende effekt af begrænsningen i brugen af bromadiolon i skove og det åbne land i 2011 indikerer, at den kemiske bekæmpelse af gnavere i og omkring bygninger er en væsentlig kilde til den udbredte sekundære forgiftning af rovdyrene.

Modelleringen af eksponeringsrisikoen for rovdyr viser, at 99-100% af alle brude, lækatte, ildere, husmårer og skovmårer over et år eksponeres for rodenticider i typiske danske landskaber, hvis der anvendes rodenticider i og omkring bygninger, i skove og juletræskulturer. Hvis giftstofferne kun anvendes i og omkring bygninger eksponeres 96-100% af rovdyrene. Mens andelen af rovdyr, der eksponeres for rodenticider, kun reduceres minimalt ved ophør af brug af giftstofferne i skove og juletræskulturer, falder det gennemsnitlige eksponeringsniveau for de fem arter dog med 15-37%, når brugen af rodenticider i skove og juletræskulturer ophører.

Det anslås at 33% af bygninger i landområder behandles med rodenticider hvert år i Danmark. Den hyppige brug af rodenticider i og omkring bygninger kan alene resultere i den observerede meget høje forekomst af rodenticider i rovdyr. Eksponeringsrisikoen er korreleret med behandlingshyppigheden. Behandlingshyppigheden skal dog reduceres drastisk før forekomsten af rodenticider i rovdyr kan forventes at falde nævneværdigt.

Modellen for eksponeringsrisiko for rovdyr kan anvendes i forvaltningen til at vurdere hvor stor en andel af rovdyrene der forgiftes ved forskellige brugsmønstre for rodenticider i danske såvel som udenlandske landskaber. Trods usikkerhederne i nogle af parametrene, der indgår i modelleringerne af eksponeringsrisikoen for rovdyr, svarer modellens resultater for forekomsten af rodenticider i rovdyr til resultaterne fra de direkte målinger af giftstofferne i rovdyrene.

6. Perspektiver

Projektet viser, at rovdyr i Danmark udsættes for en massiv eksponering for antikoagulante rodenticider fra bekæmpelse af gnavere. De samme faktorer, der fører til høje forekomster af rodenticider i rovdyr, fører også til høje forekomster i andre ikke-måldyr, fx rovfugl, ugler og pindsvin. Effekten af den høje eksponering på bestandene af rovdyr og andre ikke-måldyr kendes ikke.

Ifølge myndighedernes godkendelse af antikoagulante rodenticider og retningslinjer for brugen af giftstofferne skal bekæmpelsen af gnavere ske, så forgiftning af ikke-måldyr undgås. På grund af de forgiftede gnaveres adfærd vil eksponeringen af prædatorer fortsat være høj selvom giftene kun anvendes i og omkring bygninger. Det er formentlig nødvendigt at udfase rodenticider, hvis forgiftning af ikke-måldyr helt skal undgås.

Indtil de antikoagulante rodenticider udfases, kan eksponeringen af ikke-måldyrene reduceres ved at stoppe al brug af alle rodenticider ude i naturen, fx ved vildtfodringspladser og langs vandløb, ved at stoppe permanent tildeling af rodenticider på ejendomme med private sikringsordninger og ved kun at tillade autoriserede, professionelle skadedyrsbekæmpere at anvende rodenticider. Behovet for at bruge antikoagulante rodenticider kan nedsættes ved at forebygge gnaverproblemer bedre og ved øget brug af alternative metoder til bekæmpelse af gnavere. Et alternativ til antikoagulanterne til bekæmpelse af mus i og omkring bygninger er giften chloralose. Automatiske dræbende fælder kan anvendes i kloakker og i byområder. Automatiske dræbende fælder bør dog ikke anvendes ved bygninger i skove og det åbne land eller vildtfodringspladser, da fælderne kan påvirke på den øvrige fauna negativt, fx beskyttede arter som hasselmus og birkemus og de små rovdyr. Tilsvarende negative påvirkninger ses fra fritgående huskatte, der også kan påvirke dele af fuglefaunaen negativt.

Der findes tilsyneladende ikke alternative produkter eller metoder til bekæmpelse af gnavere, som umiddelbart kan erstatte de antikoagulante rodenticider. Da der fortsat vil være et behov for at kontrollere nogle bestande af gnavere, er der ikke udsigt til, at brugen af de antikoagulante rodenticider og forgiftningen af ikke-måldyr ophører. Myndighederne må derfor acceptere, at en stor andel af ikke-måldyr forgiftes.

Effekten af forgiftningen på bestandene af ikke-måldyr må forventes at være størst for prædatorer på grund af deres fødevalg og de antikoagulante rodenticiders persistente egenskaber. For at bestemme i hvilken grad bestandene af prædatorer påvirkes af forgiftning med rodenticider, og for at kunne håndtere interessekonflikten mellem behovet for at bekæmpe gnavere og behovet for at beskytte prædatorer mod forgiftning bedre, er det nødvendigt med viden om:

1. Sammenhængen mellem forbruget af rodenticider og den reelle eksponering af prædatorer. Den sammenhæng kan bestemmes ved at korrelere data på forbruget af rodenticider i områder med forskellige brugsmønstre med forekomster og koncentrationer af rodenticider i prædatorer indsamlet i de samme områder,
2. Subletale og letale effekter og niveauer af rodenticider på individniveau ved de fluktuerende eksponeringsmønstre og doser, som vildtlevende prædatorer udsættes for, og
3. Effekter af eksponeringen med rodenticider på bestandenes dynamik og status. Viden om effekter på bestandsniveau kan anvendes til at fastlægge grænseværdier for vildtlevende prædators eksponering med rodenticider, og til at udvikle redskaber til at evaluere forskellige strategier for kemisk bekæmpelse og alternative metoder til bekæmpelse af gnavere.

Referencer

Albert CA, Wilson LK, Mineau P, Trudeau S & Elliott JE 2010. Anticoagulant rodenticides in three owl species from Western Canada, 1988-2003. – Arch Environ Contam Toxicol 58: 451-459.

Alterio N 1996. Secondary poisoning of stoats (*Mustela erminea*), feral ferrets (*Mustela furo*), and feral house cats (*Felis catus*) by the anticoagulant poison, brodifacoum. – N Z J Zool 23: 331-338.

Alterio N, Brown K & Moller H 1997. Secondary poisoning of mustelids in a New Zealand Nothofagus forest. – J Zool Lond 243: 863-869.

Atterby H, Kernis GM & MacNicol AD 2005. Whole-carcases residues of the rodenticide difenacoum in anticoagulant-resistant and -susceptible rat strains (*Rattus norvegicus*). – Environ Tox Chem 24: 318-323.

Berny PJ, Buronfosse T, Buronfosse F, Lamarque F & Lorgue G 1997. Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. – Chemosphere 35: 1817-1829.

Birks JDS 1998. Secondary rodenticide poisoning risk arising from winter farmyard use by the European polecat *Mustela putorius*. – Biol Cons 85: 233-240.

Booth IF, Fisher P, Heppelthwaite V & Eason CT 2003. Toxicity and residues of brodifacoum in snails and earthworm. – Wellington, Department of Conservation, DOC Science Internal Series 143.

Brakes CR & Smith RH 2005. Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. – J Appl Ecol 42: 118-128.

Broll A, Esthers A, Schenke D & Jacob J 2013. Residues of anticoagulant rodenticides in small non-target mammals and foxes in Germany. – Presentation at The 9th European Vertebrate Pest Management Conference, September 2013, Turku University, Finland.

Broekhuizen S & Müskens GJDM 2000. Utilization of rural and suburban habitat by pine marten *Martes martes* and beech marten *M. foina*: Species-related potential and restrictions for adaptation. – Lutra 43: 223-227.

By- og Landskabsstyrelsen 2010. Plan for fokuseret forebyggelse og bekæmpelse af rotter i Danmark. – By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet.

Carlsen M 1993. Migrations of *Mus musculus musculus* in Danish farmland. – Z Säugetierk 58: 172-180.

Christensen TK, Lassen P & Elmeros M 2012. High exposure rates of anticoagulant rodenticides in predatory bird species in intensively managed landscapes in Denmark. – Arch Environ Contam Toxicol 63: 437-444.

- Cox P & Smith RH 1992. Rodenticide ecotoxicology: pre-lethal effects of anticoagulants on rat behaviour. – I: Borrecco JE, Marsh RE (red.). Proc 15th Vertebrate Pest Conference, University of California, Davis, USA.
- Dowding CV, Shore RF, Worgan A, Baker PJ & Harris S 2010. Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). – Environ Pollut 158: 161-166.
- Eason CT, Murphy EC, Wright GRG & Spurr EB 2002. Assessment of risk of brodifacoum to non-target birds and mammals in New Zealand. – Ecotoxicology 11: 35-48.
- Eason CT, Milne L, Potts M, Morris G, Wright GRG & Sutherland ORW 1999. Secondary and tertiary poisoning risk associated with brodifacoum. – N Z J Ecol 23: 219-224.
- Elmeros M 2006. Food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* in Denmark. – Acta Ther 51: 179-186.
- Elmeros M, Christensen TK & Lassen P 2011. Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* from Denmark. – Sci Tot Environ 409: 2373-2378.
- Elmeros M, Madsen AB & Asferg T 2007a. Brud *Mustela nivalis* (Linnaeus, 1766). – I. Baagøe HJ & Jensen TS (red.). Dansk Pattedyratlas. – Gyldendal, København.
- Elmeros M, Madsen AB & Asferg T 2007b. Lækat *Mustela erminea* (Linnaeus, 1758). – I. Baagøe HJ & Jensen TS (red.). Dansk Pattedyratlas. – Gyldendal, København.
- Elmeros M, Birch MM, Madsen AB, Baagøe HJ & Pertoldi C 2008. Skovmårens biologi og levevis i Danmark. Udredning om skovmårens økologi og forslag til fremtidig forskning og forvaltning. – Videnskabelig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus University, nr. 692.
- Erickson W & Urban D 2004. Potential risks of nine rodenticides to birds and non-target mammals: a comparative approach. – Washington DC. U.S. Environmental Protection Agency report. EPA Office of Pesticide Programs.
- Evans J & Ward JL 1967. Secondary poisoning associated with anticoagulant-treated nutria. – J Am Vet Med Assoc: 856-861.
- Fischer DL 2005. Accounting for differing exposure patterns between laboratory tests and the field in the assessment of long-term risk of pesticides to terrestrial vertebrates. – Ecotox 14: 853-862.
- Fisher P 2005. Review of house mouse (*Mus musculus*) susceptibility to anticoagulant poisons. – Wellington, Department of Conservation, DOC Science Internal Series 198.
- Fisher P, O'Connor C, Wright G & Eason CT 2003 Persistence of four anticoagulant rodenticides in the livers of laboratory rats. – Wellington, Department of Conservation, DOC Science Internal Series 139.
- Fournier-Chambrillon C, Berny P-J, Coiffier O, Barbedienne P, Dassé B, Delas G, Galineau H, Mazet A, Pouzenc P, Rosoux & Fournier P 2004. Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: Implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). – J Wildl Dis 40: 688-695.

- Giraudoux P, Tremolières C, Barbier B, Defaut R, Rieffel D, Bernard N, Lucot E & Berny P 2006. Persistence of bromadiolone anticoagulant rodenticides in *Arvicola terrestris* populations after field control. – *Environ Res* 102: 291–298.
- Goldade DA, Savarie PJ, Hurley JC, Gaddis SA & Johnson JJ 2001. Design of a Laboratory Secondary Hazard Study. – I: Johnson JJ (red.). *Pesticides and Wildlife*. – American Chemical Society Symposium Series 771: 146-156.
- Gomez-Canela C, Barata C & Lacorte S 2014. Occurrence, elimination, and risk of anticoagulant rodenticides and drugs during wastewater treatment. – *Environ Sci Pollut Res* 21: 7194-7203.
- Grolleau G, Lorgue G & Nahas K 1989. Toxicité secondaire, en laboratoire, d'un rodenticide anticoagulant (bromadiolone) pour des prédateurs de rongeurs champêtres: buse variable (*Buteo buteo*) et hermine (*Mustela erminea*). – *EPPO Bulletin* 19: 633-648.
- Hammershøj M, Asferg T & Madsen AB 2007. Ilder *Mustela putorius* Linneaus, 1758. – I: Baagøe HJ & Jensen TS (red.). *Dansk Pattedyratlas*. – Gyldendal, København.
- Hartley DJ & Bishop JA 1979. Home range and movement in populations of *Rattus norvegicus* polymorphi for warfarin resistance. – *Biol J Linn Soc* 12: 19-43.
- Imperio S, Ferrante M, Grignette A, Santini G & Focardi S 2010. Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? – *Wildl Biol* 16: 205-214.
- Jensen TS & Hansen TS 2003. Biodiversitet og biotopfordeling hos småpattedyr i det åbne land. – *Flora og Fauna* 109: 9-21.
- Johansson DK 2012. Husmårens (*Martes foina*) fødevalg – en analyse af mave-tarmindhold – sammenlignet med fødevalget hos skovmår (*Martes martes*). – Upubliceret Cand. Scient. rapport, Københavns Universitet & Aarhus Universitet.
- King CM & Powell RA 2007. The natural history of weasels and stoats. Ecology, behavior, and management. – Oxford University Press, Oxford, UK.
- Korn H 1986. Changes in home range size during growth and maturation of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) and the bank vole (*Clethrionomys glareolus*). – *Oecologia* 68: 623-628.
- Laakso S, Suomalainen K & Koivisto S 2010. Literature review on residues of anticoagulant rodenticides in non-target animals. – Copenhagen: Nordic Council of Ministers. TemaNord 541.
- Lambert MS, Quay RJ, Smith RH & Cowan DP 2008. The effect of habitat management on home-range size and survival of rural Norway rat populations. – *J Appl Ecol* 45: 1753-1761.
- Lodal J 2010. Resistens hos brune rotter: Monitoring af resistens hos den brune rotte i Danmark 2001-2008. – Danish Environmental Protection Agency / Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 1312.
- Lund M & Rasmussen LM 1986. Secondary poisoning hazards to stone martens (*Martes foina*) fed bromadiolone-poisoned mice. – *Nordisk Veterinærmedicin* 38: 24 1-243.
- Madsen AB, Sørensen V, Asferg T & Baagøe HJ 2007. Husmår *Martes foina* (Linneaus, 1758). - I: Baagøe HJ & Jensen TS (red.). *Dansk Pattedyratlas*. – Gyldendal, København.

- Macdonald DW, Tew TE, Todd IA, Garner JP & Johnson PJ 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 3. A farm-scale experiment on the effects of crop rotation. – *J Zool* 250:313–320.
- McDonald RA, Harris S, Fletcher M, Brown P & Turnbull G 1998. Anticoagulant rodenticides in stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. – *Environ Poll* 103:17–23.
- Montgomery WI 1989. Population regulation in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. II. Density dependence in spatial distribution and reproduction. – *J Anim Ecol* 58:477–494.
- Murphy EC, Clapperton BK, Bradfield PMF & Speed HJ 1998. Brodifacoum residues in target and non-target animals following large-scale poison operations in New Zealand podocarp-hardwood forests. – *N Z J Zool* 25: 307–314.
- Newton I, Shore RF, Wyllie I, Briks JDS & Dale L 1999. Empirical evidence of side-effects of rodenticides on some predatory birds and mammals. – I: Cowan DP, Frear CJ (red.) *Advances in vertebrate pest management*. Filander-Verlag, Fürth: 347–367.
- Nielsen C 2006. Ilderens (*Mustela putorius*) fødeøkologi og fødeoverlap med lækat (*Mustela erminea*) og brud (*Mustela nivalis*) i Danmark. – Upubliceret Cand. Scient. rapport, Syddansk Universitet & Danmarks Miljøundersøgelser.
- Pelz HJ 2001. Extensive distribution and high frequency of resistance to anticoagulant rodenticides in rat populations from Northwestern Germany. – I: Pelz HJ, Cowan DP, Feare CJ (red.). *Advances in Vertebrate Pest Management II*. Filander Verlag, Fürth: 161–170.
- Pereboom V, Mergey M, Villerette N, Hleder R, Gerard J-F & Lodé T 2008. Movement patterns, habitat selection, and corridor use of a typical woodland-dweller species, the European pine marten (*Martes martes*), in fragmented landscapes. – *Can J Zool* 86: 983–991.
- Pocock MJO, Searle JB & White PCL 2004. Adaptations of animals to commensal habitats: population dynamics of house mice (*Mus musculus domesticus*) on farms. – *J Anim Ecol* 73: 878–888.
- Pocock MJO, Hauffe H & Searle JB 2005. Dispersal in house mice. – *Biol J Linn Soc* 84: 565–583.
- Sage M, Coeurdassier M, Defaut R, Gimbert F, Berny P & Giraudoux P 2008. Kinetics of bromadiolone in rodent populations and implications for predators after field control of the water vole, *Arvicola terrestris*. – *Sci Total Environ* 407: 211–222.
- Sánchez-Barbudo IS, Camarero PR & Mateo R 2012. Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. – *Sci Tot Environ* 420: 280–288.
- Sandell M, Agrell J, Erlinge S & Nelson J 1991. Adult philopatry and dispersal in the field vole *Microtus agrestis*. – *Oecologia* 86: 153–158.
- Szacki J 1999. Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept? – *Landscape Ecol* 14: 369–379.
- Shore RF, Birks JDS, Afsar A, Wienburg CL & Kitchener AC 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecat (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992–1999. – *Environ Poll* 122: 183–193.

Sibly RM, Akcakaya HR, Topping CJ & O'Connor RJ 2005. Population-level assessment of risks of pesticides to birds and mammals in the UK. – *Ecotoxicology* 14: 863–876.

Smith RH 1999. Population biology of non-target effects of rodenticides: trying to put eco into ecotoxicology. – I: Cowan DP, Frear CJ (red.) *Advances in vertebrate pest management*. Filander-Verlag, Fürth: 331-346.

Stier N 1998. Aktionsräume und Sozialsystem des Baummarders (*Martes martes* L.) in kleinflächigen Wäldern Südwest-Mecklenburgs. – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 23: 179-192.

Stradiotto A, Cagnacci F, Delahay R, Tioli S, Nieder L & Rizzolo A 2009. Spatial organization of the yellow-necked mouse: Effects of density and resource availability. – *J Mamm* 90: 704-714.

Thomas PJ, Mineau P, Shore RF, Champoux L, Martin PA, Wilson LK, Fitzgerald G & Elliott JE 2011. Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: Probabilistic characterization of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. – *Environ Int* 37: 914-920.

Topping CJ, Hansen TS, Jensen TS, Jepsen JU, Nikolajsen F & Odderskær P 2003. ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes. – *Ecol Model* 167: 65-82.

Topping CJ, Høye TT & Olesen CR 2010. Opening the Black Box - Development, Testing and Documentation of a Mechanistically Rich Agent-Based Model. – *Ecol Model* 221: 245-255.

Tosh DG, McDonald RA, Bearhop S, Llewellyn NR, Montgomery I & Shore RF 2012. Rodenticide exposure in wood mouse and house mouse populations on farms and potential secondary risk to predators. – *Ecotoxicology* 21: 1325-1332.

Townsend MG, Bunyan PJ, Odam EM, Stanley PI & Wardall HP 1984. Assessment of secondary poisoning hazard of warfarin to least weasel. – *J Wildl Manage* 48: 628-632.

Townsend MG, Entwisle P & Hart ADM 1995. Use of 2 halogenated biphenyls as indicators on non-target exposure during rodenticide treatments. – *Bull Environ Contam Toxicol* 54: 526-533.

Vein J, Grandemange A, Cosson JF, Benoit E & Berny P 2011. Are water vole resistant to anticoagulant rodenticide following field treatments? – *Ecotoxicology* 20: 1432-1441.

Vandenbrough V, Bouquet-Melou A, De Backer P & Croubels S 2008. Pharmacokinetics of eight anticoagulant rodenticides in mice after single oral administration. – *J vet Pharmacol Therap* 31: 437-445.

Walker LA, Llewellyn NR, Pereira MG, Potter ED, Sainsbury AW & Shore RF (2010) Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2009: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report. – Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster.

Wolton RJ & Flowerdew JR 1985. Spatial distribution and movements of wood mice, yellow necked mice and bank voles. – *Symp Zool Soc Lond* 55: 249–275.

World Health Organization 1995. Environmental health criteria 175: anticoagulant rodenticides. – Geneva: World Health Organization.

Zalewski A 2001. Seasonal and sexual variation in diel activity rhythms of pine marten *Martes martes* in the Białowieża National Park (Poland). – Acta Ther 46: 295-304.

Bilag 1: Latinske navne for arter

TABEL 22

LATINSKE NAVNE FOR ARTERNE OMTALT I RAPPORTEN.

Orden	Dansk artsnavn	English name	<i>Latin navn</i>
<u>Insektædere</u>	Pindsvin	Hedgehog	<i>Erinaceus europaeus</i>
	Almindelig spidsmus	Common shrew	<i>Sorex araneus</i>
<u>Gnavere</u>	Rødmus	Bank vole	<i>Myodes glareolus</i>
	Mosegris	Water vole	<i>Arvicola amphibius</i>
	Almindelig markmus	Field vole	<i>Microtus agrestis</i>
	Sydmarkmus	Common vole	<i>Microtus arvalis</i>
	Dværgmus	Harvest mouse	<i>Micromys minutus</i>
	Brandmus	Striped field mouse	<i>Apodemus agrarius</i>
	Halsbåndmus	Yellow-necked mouse	<i>Apodemus flavicollis</i>
	Skovmus	Wood mouse	<i>Apodemus sylvaticus</i>
	Brun rotte	Brown rat	<i>Rattus norvegicus</i>
	Husmus	House mouse	<i>Mus musculus</i>
	Hasselmus	Hazel dormouse	<i>Muscardinus avellanarius</i>
	Birkemus	Northern birch mouse	<i>Sicista betulina</i>
<u>Rovdyr</u>	Lækat	Stoat	<i>Mustela erminea</i>
	Brud	Weasel	<i>Mustela nivalis</i>
	Ilder	Polecat	<i>Mustela putorius</i>
	Husmår	Stone marten	<i>Martes foina</i>
	Skovmår	Pine marten	<i>Martes martes</i>
	Ræv	Red fox	<i>Vulpes vulpes</i>
	Huskat	Domestic cat	<i>Felis silvestris catus</i>

Bilag 2: Feltområderne

Placeringen af feltområderne 'Kalø' (til venstre) og 'Vikærsbjerg' (til højre) ved Kalø Gods på Djursland. Forstørret de to feltområder med fælde-grid-nettet (røde prikker) og foderkasser (gule firkanter).



Bilag 3: Automatiske loggere ved foderkasser

Besøg af mus, der var mærket med PIT-tags, i foderkasserne blev registreret med automatiske loggere gennem hele perioden i begge feltområder.

Foderkasserne i Kalø-feltområdet blev tømt for giftblokkene hver nat. Rotteekskrementer i foderkasserne og en tydelig veksel mellem kasserne og et hul i jorden tyder på, at rotte besøgte kasserne regelmæssigt. Desuden var det ikke muligt at hente data ud af loggeren til foderkasserne i Kalø-området på grund af en fejl i SD-kortet i loggeren.

Antallet af registreringer af mærkede mus i foderkasserne i Vikærshøj-feltområdet var begrænset sammenlignet med fangst-genfangst og indsamlingen af mus. I alt 30 mærkede mus blev registreret i foderkasserne ved Vikærshøj. Disse mus blev registreret 67 gange før eller efter registreringen i foderkasserne (tabel 23). Antallet døgn med besøg af de enkelte mus varierede fra 1 til 34 (middel: 12 døgn). Fra mærkning til sidste fangst eller registrering ses besøgsrate på 2-100% (middel 49%) af de tilgængelige døgn for de individuelle mus. Mønstre og bevægelsesafstande for arterne svarer til de fundne mønstre og afstande ved fangst-genfangst-undersøgelserne (tabel 24).

TABEL 23

REGISTRERINGER MED AUTOMATISKE LOGGERE VED FODERKASSER OG FANGSTER AF INDIVIDERNE FØR ELLER EFTER BESØGENE I KASSERNE I VIKÆRSBJERG-OMRÅDET. BESØGSDØGN ER ANTALLET AF DØGN OVER HVILKE EN ENKELTE MUS HAR BESØGT EN FODERBOKS.

Art	Individer	Antal genfangster	Afstande		Besøgsdøgn	
			Middel (m)	Maks. (m)	Middel	Besøgsrate (%)
Rødmus	13	32	22	50	12	61
Alm. markmus	4	12	12	23	11	41
Halsbåndmus	13	23	42	102	12	39

TABEL 24

GLMM-ANALYSE AF MUSENES BEVÆGELSESAFSTANDE REGISTRERET MED AUTOMATISKE LOGGERE VED FODERKASSERNE OG FANGST ELLER GENFANGSTER.

Variabel	Frihedsgrader	F	P	Forskel
Art	2	6,87	<0,01	Halsbåndmus > markmus, rødmus
Køn	1	0,69	0,41	-
Art*køn	2	0,64	0,54	-

Spredning af antikoagulante rodenticider med mus og eksponeringsrisiko for rovdyr

Bekæmpelse af gnavere med antikoagulante rodenticider medfører en udbredt forgiftning af rovdyr. Bekæmpelsen i og omkring bygninger kan alene forklare de høje forekomster i rovdyr. For at reducere eksponeringen af rovdyr skal der ske drastiske ændringer i brugen af giftstofferne.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk