



FOREKOMST AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER I DANSKE ROVFUGLE, UGLER OG SMÅ ROVPATTEDYR

En basisundersøgelse

Faglig rapport fra DMU nr. 788 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

FOREKOMST AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER I DANSKE ROVFUGLE, UGLER OG SMÅ ROVPATTEDYR

En basisundersøgelse

Faglig rapport fra DMU nr. 788 2010

Thomas Kjær Christensen
Morten Elmeros
Pia Lassen



Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 788
- Titel: Forekomst af antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr
Undertitel: En basisundersøgelse
- Forfattere: Thomas Kjær Christensen¹, Morten Elmeros¹ & Pia Lassen²
Afdelinger: ¹Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
²Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: Juli 2010
Redaktion afsluttet: Juni 2010
Redaktion: Tommy Asferg
Faglig kommentering: Ole Roland Therkildsen og Jens Lodal, Forskningscenter Sorgenfri
- Finansiel støtte: Skov- og Naturstyrelsen
- Bedes citeret: Christensen, T.K., Elmeros, M. & Lassen, P. 2010. Forekomst af antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr. En basisundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 84 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 788.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR788.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: I Danmark udføres bekæmpelse af rotter, mus og mosegrise næsten udelukkende med antikoagulante rodenticider, hvilket kan medføre en risiko for sekundærforgiftning hos rovfugle og pattedyr, som lever af gnavere. Nærværende rapport beskriver forekomsten af fem af de seks antikoagulante rodenticider, der anvendes i Danmark, i en række rovfugle-, ugle- og små rovpattedyrarter. For alle arter blev der fundet antikoagulanter i 84-100% af de undersøgte individer, og mere end 60% af fuglene og 80% af rovpattedyrene havde to eller flere antikoagulanter i kroppen. I de undersøgte tårnfalke, musvåger, natugler, slørugler, brude og lækatter målte meget høje koncentrationer af antikoagulanter i leveren (>200 ng/g) i 6-22% af individerne. For rødglente og stor hornugle var andelen af individer med meget høje koncentrationer hhv. 66% og 70%, mens der ikke blev fundet meget høje koncentrationer i fjeldvåge, rørhøg, skovhornugle og mosehornugle.
- Emneord: Antikoagulanter, rodenticider, rottegift, sekundær forgiftning, rovfugle, ugler, rovpattedyr.
- Layout: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- Forsidefoto: Stor hornugle. Foto: Klaus Dichmann.
- ISBN: 978-87-7073-181-2
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 84
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside
<http://www.dmu.dk/Pub/FR788.pdf>

Indhold

Forord 5

Resume 6

Summary 9

1 Indledning 12

- 1.1 Baggrund 12
- 1.2 Formål 14
- 1.3 Aktivstoffer og biocidprodukter 15
- 1.4 Brug af rodenticider i Danmark 15
- 1.5 Toksikologi 17

2 Materiale og metode 20

- 2.1 Indsamling af fugle og pattedyr 20
- 2.2 Analyse af rodenticider 23
- 2.3 Statistisk analyse 26
- 2.4 Supplerende undersøgelser 27

3 Resultater 30

- 3.1 Rodenticidbelastning af prædatorer 30
- 3.2 Effekt af bromadiolon på natugleunger (fodringsforsøg) 57
- 3.3 Koncentration af bromadiolon i mus 60

4 Diskussion 62

- 4.1 Fugle 64
- 4.2 Rovpattedyr 72

5 Konklusion 75

6 Referencer 77

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Forord

Denne rapport præsenterer den første egentlige undersøgelse af forekomsten og koncentrationen af antikoagulante rodenticider (muse- og rottegifte) i en række arter af rovfugle, ugler og små rovpattedyr i Danmark. Undersøgelsen er gennemført af DMU, Aarhus Universitet på opdrag fra Skov- og Naturstyrelsen.

Undersøgelsen er baseret på en omfattende indsamling af prøver af fugle og pattedyr, og der skal derfor rettes en stor tak til Dansk Zoologisk Konservatorforening, Dyrenes Beskyttelse, Zoologisk Museum København, Naturhistorisk Museum, Københavns Lufthavn, Billund Lufthavn, Flyvestation Skrydstrup, Flyvestation Karup, DTU Veterinærinstituttet (DTU Vet.), Dansk Jagt- og Skovbrugsmuseum, samt en række privatpersoner, hvis bidrag har gjort denne undersøgelse mulig. Specielt takkes konservatorerne Vagn Reitz, Johannes Erritzøe, Peter Sunesen, Peter Børgesen, Ole Kristensen, Hans Novrup, Randi Shirnig, Ole K. Larsen og Mogens Westfahl. Ved Dyrenes Beskyttelse takkes specielt Michael Carlsen og vildtplejestationerne ved Kurt Thomsen, Torben Knage Rasmussen, Kristian Mosgaard, Ole Ørgaard, Lotte Jensen, Dorthe P. Lahrman og John Hørdum. Mogens Hansen takkes for et stort antal fugle fra Københavns Lufthavn, og Grethe Leth-Espersen og Jan Bolding ved de Zoologiske museer i hhv. Århus og København takkes for bidrag fra disse institutioner. Ved DTU Vet. takkes specielt Bodil Kruse og Anne Sofie Hammer. Derudover takkes alle, der har været involveret i indsamlingen på den ene eller anden måde for et positivt samarbejde.

For tilladelse til adgang og opsætning af redekasser til natugler på udvalgte arealer takkes Skov- og Naturstyrelsen Kronjylland, Møllerup Gods, Søren Ryge Petersen samt Hanne og Poul Jørgen Lindberg. Rentokil Skadedyrskontrol takkes for at stille materiale til rådighed i forbindelse med de gennemførte museforsøg.

Endelig takkes Jens Lodal, Forskningscenter Sorgenfri, Aarhus Universitet, for at bidrage med uvurderlig information om anvendelse og effekter af muse- og rottegifte, for faglig kommentering, samt for positive faglige indspil og diskussioner i forbindelse med gennemførelse af fodringsforsøg med natugler. Ligeledes takkes Miljøstyrelsens rottekonulent Peter Weile for information om praktisk anvendelse af rodenticider i Danmark.

Resume

I Danmark udføres bekæmpelse af rotter, mus og mosegrise næsten udelukkende med antikoagulante rodenticider, som er langsvirkende gifte, der blokerer blodets evne til at størkne. Gnavere, der indtager antikoagulanter, dør normalt som følge af spontane indre blødninger 3-8 dage efter enten et enkelt eller flere mindre indtag, afhængig af det indtagne stof. Antikoagulanter binder sig stærkt til fedtvæv og nedbrydes kun langsomt, hvilket medfører en risiko for sekundærforgiftning hos rovfugle og pattedyr, som lever af gnavere.

At sekundærforgiftning med antikoagulanter kan være dødelig, er dokumenteret for en lang række arter, både ved indsamling i naturen og ved eksperimentelle forsøg. De fleste undersøgelser beskriver forgiftning i relation til specielle situationer og mistænkelige dødsfald, mens kun få er baseret på en systematisk indsamling, som kan afdække den reelle eksponering for antikoagulanter samt belyse eventuelle effekter i relation til bestandens sundhedstilstand og udvikling.

Nærværende undersøgelse af forekomsten af antikoagulante rodenticider i rovfugle, ugler og små rovpattedyr er den første bredt baserede undersøgelse af forekomsten af disse stoffer i den danske fauna. Med fokus på arter, der udpræget eller periodisk er afhængige af gnavere, beskriver undersøgelsen eksponeringen i arter, hvor der forventelig vil være den højeste forgiftningsrisiko. Af samme grund vil disse arter også være dem, der potentielt er mest påvirket i relation til effekter på bestandsniveau.

I nærværende undersøgelse blev forekomst af antikoagulante rodenticider i rovfugle, ugler og små rovpattedyr undersøgt i individer indsamlet gennem zoologiske museer, vildtplejestationer, konservatorer, lufthavne, Danmarks Miljøundersøgelser og gennem enkelte privatpersoner. De indsamlede dyr stammer primært fra perioden 2000-2009, med enkelte individer indsamlet i perioden 1983-1999.

Analyse for antikoagulanterne coumatetralyl, bromadiolon, difenacoum, flocoumafen og brodifacoum blev udført ved hjælp af HPLC-analyse og en kombination af fluorecensdetektor og en photodiode array (PDA) detektor. Alle analyser blev udført på levervæv fra de indsamlede individer.

Der blev gennemført supplerende forsøg for at belyse risikoen for forgiftning af natugleunger *Strix aluco* i redeperioden ved fordring med forgiftede mus samt forsøg, der skulle belyse giftindholdet i mus i områder med udlagte giftdepoter omkring en vildtfodringsplads. Grundet få ynglende ugler i undersøgelsesperioden og relativt få fangne mus, kan der ikke drages endelige konklusioner på baggrund af de supplerende forsøg, og resultaterne kan derfor kun anses som retningsvisende for forventede forgiftningsscenarier.

Resultaterne af analyserne af de indsamlede fugle og rovpattedyr viste, at for alle arter var forekomsten af antikoagulanter i individerne meget

høj (84-100%). For både fugle og rovpattedyr var de hyppigst detekterede stoffer difenacoum, bromadiolon og brodifacoum, mens coumatetralyl og flocoumafen generelt forekom i markant færre individer. Det gennemsnitlige antal forskellige antikoagulanter fundet per individ varierede mellem 1,7 i rørhøg *Circus aeruginosus* og 3,0 i stor hornugle *Bubo bubo*. Samlet havde mere end 60% af fuglene og 80% af rovpattedyrene to eller flere antikoagulanter i kroppen.

For tårnfalk *Falco tinnunculus*, musvåge *Buteo buteo*, natugle, slørugle *Tyto alba* og kirkeugle *Athene noctua* lå den gennemsnitlige kumulerede koncentration af antikoagulanter i leveren mellem 35 og 58 ng/g. For rød glente *Milvus milvus* og stor hornugle var gennemsnitskoncentrationen hhv. 152 og 162 ng/g, mens koncentrationen i fjeldvåge *Buteo lagopus*, rørhøg, skovhornugle *Asio otus* og mosehornugle *Asio flammeus* lå mellem 9 og 24 ng/g. Forskellen vurderes i nogen grad at være påvirket af arternes tilknytning til bynære områder og landbrugsarealer samt for rød glente og stor hornugles vedkommende, at disse arter udpræget lever af hhv. ådsler og rotter. Gennemsnitskoncentrationen var også høj for brud *Mustela nivalis* og lækat *Mustela erminea*, hhv. 58 og 63 ng/g, og de højeste koncentrationer blev målt i brud og lækat.

En giftkoncentration på 200 ng/g vurderes at være kritisk for de undersøgte arter. Imellem 5,7% og 22% af de undersøgte tårnfalke, musvåger, natugler, slørugler, brude og lækatte målt koncentrationer højere end dette niveau. For rød glente og stor hornugle var andelen af individer med koncentrationer på mere end 200 ng/g hhv. 66% og 70%, mens der ikke blev fundet meget høje koncentrationer i fjeldvåge, rørhøg, skovhornugle og mosehornugle. Et lille antal undersøgte individer for sidstnævnte arter gør, at resultatet er noget usikkert.

Generelt kunne der hos fugle ikke påvises forskelle i forekomsten og koncentrationen af rodenticider mellem køns- og aldersgrupper, mellem tidspunkt på året eller i relation til registreret dødsårsag. I brud og lækat steg koncentrationen fra forår til vinter, en tendens der dog også blev fundet hos enkelte af fuglearterne. I brud og lækat blev der fundet højere giftkoncentrationer i dødfundne dyr sammenlignet med fældefangne og trafikdræbte individer, og for begge arter var kropskonditionen negativt korreleret med koncentrationen af rodenticider.

Sammenlignet med britiske undersøgelser er forekomsten af antikoagulanter i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr markant højere for de fleste arter. Antallet af gifte per individ er ligeledes højere i danske end i britiske fugle og rovpattedyr.

Mulige forklaringer på de registrerede forskelle mellem danske og britisk rovfugle og rovpattedyr kan ligge i forskelle i bekæmpelsespolitikker for autoriseret rottebekæmpelse og i privatpersoners brug og anvendelse af de antikoagulanter, der er tilgængelige på markedet. Der kan ligeledes være forskelle i landskabsstrukturen mellem de to lande, som medfører forskelle i den rumlige anvendelse af rodenticider.

Anvendelsen af antikoagulanter til bekæmpelse af gnavere i Danmark har gennem de seneste 10-20 år ikke haft dokumenterede negative effekter på bestandene af rovfugle og ugler, idet de fleste arters bestande i denne periode har haft en positiv udvikling. Omvendt kan det ikke ude-

lukkes, at brugen af antikoagulanter lokalt eller endog nationalt har medført en større ungedødelighed hos nogle rovfugle og ugler, og dermed en langsommere bestandsvækst. De supplerende forsøg dokumenterer, at fodring af natugleunger med bromadiolonforgiftede mus, dækkende 35% af fødebehovet, resulterede i en, selv for gamle fugle, meget høj giftbelastning. Da det samtidig blev fundet, at levende vildtlevende mus i områder med udlagt gift kan opnå en giftkoncentration som svarer til koncentrationer i mus anvendt ved fodringsforsøgene, er det ikke usandsynligt, at ungedød hos rovfugle og ugler kan forekomme som følge af den nuværende anvendelse af antikoagulanter til gnaverbekæmpelse i Danmark.

De meget høje forekomster i brud og lækat viser en meget høj eksponering for rodenticider i Danmark. Endvidere indikerer de højere koncentrationer af rodenticider i brude og lækatte, der er døde af ukendte årsager, og en lavere kropskondition i individer med høje koncentrationer, at den aktuelle rodenticideksponering påvirker de små rovpattedyrs helbredstilstand og overlevelse negativt. Brud og lækat formodes at være i fortsat tilbagegang i Danmark. Den omfattende eksponering for rodenticider må formodes at kunne bidrage til en negativ bestandsudvikling hos små rovpattedyr.

Summary

In Denmark, control of rats, mice and voles is almost exclusively undertaken using anticoagulant rodenticides, slow-acting poisons that block the blood clotting ability of target animals. Rodents usually die through spontaneous internal bleeding within 3-8 days following consumption of a single or multiple smaller doses of anticoagulant rodenticides, dependant on type. Anticoagulants bind strongly to fatty tissue and break down only slowly, exposing avian and other vertebrate rodent predators and scavengers to a high risk of secondary poisoning through foraging on poisoned rodents.

Secondary fatal poisoning from anticoagulants has been documented in a wide range of species, both in the wild and from experimental trials. Most studies describe specific incidents or relate to suspicious deaths; few studies have been based on systematic collection of individuals to determine the extent of such secondary poisoning and its impact on the health and population dynamics of predators and scavengers.

The present study is the first systematic survey to establish the prevalence of anticoagulant rodenticides in raptors, owls and small mustelids in Denmark. The study focussed on species that strongly or periodically depend on rodents as food, i.e. those most at risk of poisoning and those most likely impacted at the population level.

The presence of anticoagulant rodenticides in raptors, owls and mustelids was studied in specimens obtained from zoological museums, wildlife management stations, taxidermists, airports, the National Environmental Research Institute and various private persons. Specimens were derived primarily from 2000-2009, supplemented by a few individuals from 1983-1999.

Contamination by five anticoagulant rodenticides (Coumatetralyl, Bromadiolone, Difenacoum, Flocoumafen and Brodifacoum) was measured in specimen liver tissue using high performance liquid chromatography (HPLC) and a combination of a fluorescence detector and a photodiode array (PDA) detector.

Manipulative experiments were conducted (i) to assess the risk of poisoning to Tawny Owl *Strix aluco* chicks in the nesting period by supplementary feeding with poisoned mice, and (ii) to determine the levels of accumulation of poison in mice in areas with standard rodent control activity (poison depots) around a game feeding station. Small sample sizes of owl nests and mice allow no firm conclusions to be drawn from these studies, and the results are only indicative of expected scenarios of poisoning.

Anticoagulant rodenticides were detected in 84-100% of all avian and mustelid specimens examined. Difenacoum, bromadiolone and brodifacoum were most commonly present. Coumatetralyl and flocoumafen occurred in fewer individuals. The average number of different anticoagulants found per individual ranged between 1.7 in marsh harrier *Circus*

aeruginosus and 3.0 in eagle owl *Bubo bubo*. Overall more than 60% of birds and 80% of mustelids had two or more anticoagulants in their body.

For the kestrel *Falco tinnunculus*, common buzzard *Buteo buteo*, tawny owl, barn owl *Tyto alba* and little owl *Athene noctua* the average cumulative concentration of all anticoagulants in the liver ranged between 35 and 58 ng/g. For the red kite *Milvus milvus* and the eagle owl, the average concentration was 152 and 162 ng/g, respectively, while concentrations in rough-legged buzzard *Buteo lagopus*, marsh harrier, long-eared owl *Asio otus* and short-eared owl *Asio flammeus* ranged between 9 and 24 ng/g. There was no obvious explanation for the observed differences, but these may be due to the degree to which the species exploit urbanised areas and farmland. The higher concentrations in red kite and eagle owl may relate to their predation of carrion and rats, respectively. The average concentrations of anticoagulant rodenticides in stoat *Mustela nivalis* and weasel *Mustela erminea* were 58 and 63 ng/g, respectively. The highest levels of anticoagulants were measured in stoats and weasels.

Studies suggest that 200 ng/g anticoagulants in the liver represent a critical contamination level for raptors and owls. Between 5.7% and 22% of the examined kestrel, common buzzard, tawny owl, barn owl, little owl, stoat and weasel had concentrations higher than 200 ng/g. Amongst red kite and the eagle owl the proportion of individuals with more than 200 ng/g liver were 66% and 70%, respectively, while there were no critically high concentrations recorded in rough-legged buzzard, marsh harrier, long-eared owl and short-eared owl, although small sample size for the last species prevents firm conclusions.

Overall no differences in frequency and level of contamination were detected between sex and age groups, between time of year, or in relation to the registered cause of death, which could indicate a systematic pattern in the risk of poisoning. For stoat and weasel, concentrations of anticoagulants increased from spring to winter, a trend reflected amongst some of the bird species. Higher concentrations were also present in stoats and weasels found dead, compared to other causes of death, and for both species, body condition were weakly, but significantly correlated with rodenticide burdens.

The recorded frequencies of anticoagulant poisoning in Danish birds of prey, owls and mustelids, were markedly higher for most species than those from British studies. The number of anticoagulants recorded per individual was also higher in Danish birds and mustelids than found in Great Britain. Higher sensitivity of the HPLC analysis used in the present study cannot explain this difference. Possible explanations for the differences between Denmark and Great Britain may include differences in landscape structure, in application policies and methods for authorized rodent control and in private use of the anticoagulants available on the open market.

The use of anticoagulants over the past 10-20 years to control rodents in Denmark has not had any documented adverse effect on the populations of raptors and owls, as most species have increased in abundance during this period. However, it can not be ruled out that the use of anticoagulants locally or even nationally has elevated chick mortality in some

birds of prey and owls, which has slowed their population growth. The experiments reported here showed that chicks of tawny owl fed poisoned mice constituting 35% of their food requirements concentrated critically high levels of poison above 200 ng/g in the liver (even for old birds). The study showed that free ranging mice in areas with standard applications of anticoagulants for rodent control may attain concentrations similar to those used in the feeding experiments. Hence, it is not unlikely that elevated chick mortality amongst raptors and owls may occur as a result of the current levels of use of anticoagulants for rodent control in Denmark.

The higher concentration of anticoagulant rodenticides in stoats and weasels dying from unknown causes and lower body condition in individuals with high rodenticides burdens indicate that the present anticoagulant rodenticide exposure have adverse effects on individual fitness and survival. Population development and status of stoats and weasels in Denmark are unknown, but both species are presumed to be in decline. Adverse effects of the massive exposure to anticoagulant rodenticides have the potential of contributing negatively to population developments.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Rodenticider er giftstoffer, der anvendes til at kontrollere forekomsten af gnavere, såsom rotter, mus og mosegrise, i områder, hvor disse forvolder skade eller udgør en sundhedsrisiko for mennesker og dyr, fx gennem kontaminering af fødevarer eller som vektorer for spredning af sygdomme.

Traditionelt anvendes rodenticider til bekæmpelse af og sikring mod rotter, mus og mosegrise i og uden for bygninger, ved husdyrbrug og landbrug, ved lossepladser, rensningsanlæg og andre kommercielle og industrielle anlæg. På åbne arealer forekommer bekæmpelse af mosegrise *Arvicola terrestris* ofte ved diger og andre jordvoldsanlæg, der er anlagt som beskyttelse mod erosion (Lodal & Hansen 2002). I naturen kan anvendelse af rodenticider finde sted mod specielt markmus *Microtus agrestis* og mosegrise i forbindelse med skovbrugets nyplantninger af løvtræskulturer samt på private og kommercielle jagtarealer (McDonald & Harris 2000), hvor fodring af vildt kan medføre problemer med rotter og mus, fx omkring fasanudsætningspladser.

En række forskellige rodenticider er gennem tiden blevet anvendt til bekæmpelse af gnavere. Af tidligere anvendte stoffer er stryknin nok det bedst kendte. Warfarin, der blev opdaget i 1930'erne, men først anvendt udbredt til bekæmpelse af gnavere i 1950'erne, er en direkte forløber for den type gnavergifte, der i dag dominerer markedet for midler til bekæmpelse af rotter, mus og mosegrise over hele verden, de såkaldte antikoagulanter.

Antikoagulanter er en fællesbetegnelse for stoffer, der forhindrer blodet i at koagulere og dermed normalt medfører døden for forgiftede individer, forårsaget af spontane indre blødninger. Siden opdagelsen af warfarin, har udviklingen af nye antikoagulerende stoffer til bekæmpelse af gnavere gået mod mere og mere effektive stoffer med større giftighed, stærkere bindingsevne til væv og længere biologisk nedbrydningstid. Denne udvikling er sket som et modtræk mod øget resistens hos rotter over for de hyppigst anvendte og mindre giftige stoffer. Fælles for antikoagulanter er, at de er langsomtvirkende og uden akutte effekter, som rotterne kan forbinde med det indtagne stof/foder (se Miljøstyrelsen 2005).

Med introduktion og øget brug af stærkere, langsomtvirkende og langsomt nedbrydelige gifte, hvor rotter og mus normalt først dør 3 til 8 dage efter indtagelse (Redfern m.fl. 1976), stiger risikoen for forgiftning af prædatorer, som lever af rotter og mus. Og selv om rodenticider primært anvendes til bekæmpelse af rotter, er det dokumenteret, at gift udlagt med henblik på rottebekæmpelse også i udpræget grad ædes af både mus og mosegrise (Brakes & Smith 2005). Derved øges risikoen for forgiftning af en lang række rovfugle, ugler og pattedyr, der har disse smågnavere som vigtige byttedyr. I områder, hvor der udlægges rodentici-

der, kan det derfor forventes at både rotter og mus, der har indtaget gift, er tilgængelige for prædatorer i en kortere eller længere periode, før de dør. I samme periode kan effekten af giften potentielt ændre dyrenes adfærd og på den måde gøre dem mere tilgængelige for prædatorer (Cox & Smith 1992). Rotter og mus, som dør af forgiftning med rodenticider, kan ligeledes være tilgængelige for ådselædende fugle og pattedyr.

Ud over antikoagulanter bekæmpes gnavere med såkaldte fumiganter, gasarter som aluminiumphosphid og carbon dioxid, samt med sovemidlet chloralose. Disse midler nedbrydes hurtigt og ophobes ikke i vævet i rotter og mus. De har derfor ikke det samme potentiale som antikoagulanter, til at påvirke eller forgifte prædatorer, som indtager forgiftede gnavere. Utsigtet eksponering af prædatorer for rodenticider gennem indtag af forgiftede gnavere (sekundær forgiftning) er derfor kun aktuelt i forhold til brugen af antikoagulanter. I det følgende anvendes betegnelsen rodenticider kun i relation til antikoagulanter, hvis ikke andet er nævnt.

En lang række undersøgelser har dokumenteret forekomst af antikoagulanter i vildtlevende fugle og pattedyr (fx Berny m.fl. 1997, de Snoo m.fl. 1999, Stone m.fl. 1999, Hoare & Hare 2006). Blandt rovfugle- og uglearter, som systematisk er undersøgt i England er det påvist, at 67% af tårnfalke *Falco tinnunculus* undersøgt i perioden 2003-2005 havde en eller flere antikoagulanter i levervævet, mens de tilsvarende tal for slørugle *Tyto alba* og natugle *Strix aluco* var henholdsvis 33% og 20% (Walker m.fl. 2007). En høj andel af individer med antikoagulanter er også dokumenteret i rød glente *Milvus milvus* i England, hvor 14 ud af 20 undersøgte fugle (70%) indeholdt antikoagulanter (Shore m.fl. 2000).

For rovpattedyr er der ligeledes fundet antikoagulanter i en række arter, der lever af rotter og mus, bl.a. i ræv *Vulpes vulpes*, europæisk mink *Mustela lutreola*, amerikansk mink *Neovision vison*, ilder *Mustela putorius*, lækat *Mustela erminea* og brud *Mustela nivalis* (Berny m.fl. 1997, McDonald m.fl. 1998, Shore m.fl. 1999, Fournier-Chambrillon m.fl. 2004).

I Danmark har DTU Veterinærinstituttet (tidligere Danmarks Fødevareforskning, DFVF) fundet antikoagulanter i slørugle, stor hornugle *Bubo bubo*, tårnfalk, musvåge *Buteo buteo* og ræv, mens antikoagulanter i rød glente er påvist af Laursen (2008). De fleste af disse dyr blev dog kun undersøgt, fordi der var mistanke om forgiftning. Der foreligger ingen undersøgelser, der beskriver, hvor udbredt forekomsten af rodenticider er blandt danske rovfugle, ugler og rovpattedyr (jf. Laakso m.fl. 2010).

Følsomheden hos fugle over for de forskellige antikoagulerende rodenticider varierer fra art til art (WHO 1995) og kan inden for samme art ligeledes variere med alder og køn (Mendenhall & Pank 1980, Ross m.fl. 1980, Roberts m.fl. 1985, Townsend m.fl. 1981). Baseret på eksperimentelle undersøgelser af bl.a. slørugle fodret med forgiftede mus, hvor symptomer på forgiftning med antikoagulanter er sammenholdt med målte koncentrationer af giftstofferne i ugleterne, er det sandsynliggjort, at kritisk høje koncentrationer af giftene (målt i levervæv hos ugler der døde i forsøgene) ligger i størrelsesordenen $>0,1- >0,2 \mu\text{g/g}$ levervådvægt (Newton m.fl. 1999). For flere af de undersøgte vilde fugle er det dog i flere tilfælde set, at individer med giftkoncentrationer i kritiske mængder ikke har været fysisk påvirket af giftene, fx vist tegn på blødninger i

de indre organer (Newton m.fl. 1999, Shore m.fl. 2005). I de fleste tilfælde kan det dog ikke udelukkes, at forgiftning sandsynligvis, men i ukendt grad, kan have været medvirkende årsag til, at uglerne omkom.

De høje andele af giftbelastede individer fundet i de britiske undersøgelser af slørugle, tårnfalk og rød glente afspejler ikke umiddelbart alvorligheden, men snarere omfanget af sekundærforgiftning af rovfugle og ugler. Af de undersøgte britiske fugle, blev kun ca. 1-3% vurderet som værende døde af forgiftning, mens det for mange med gift i meget høje koncentrationer i leveren ikke kunne verificeres, at forgiftning var den egentlige dødsårsag (fx Shore m.fl. 2005). For disse arter blev vurderingerne baseret på de kritiske værdier fundet for slørugle, da tilsvarende undersøgelser ikke er gennemført for andre arter. Forskelle i følsomheden over for antikoagulanter mellem arter af rovfugle og ugler kan derfor betyde, at der kan være forskel på, hvornår en given mængde af antikoagulanter vil være kritiske for en given art.

1.2 Formål

Hovedformålet med nærværende basisundersøgelse er at give en grundlæggende beskrivelse af, i hvilken grad danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr, som udpræget lever af smånavere, er belastet med antikoagulant rodenticider. Et yderligere aspekt ved undersøgelsen er at afdække eventuelle forskelle i belastningen af rodenticider i relation til køns- og aldersforskelle, dødsårsager og sundhedstilstand/kondition samt belyse eventuel sæsonmæssig variation i giftbelastningen.

Ud over ovennævnte generelle undersøgelse af rovfugle, ugler og små rovpattedyr indsamlet fra hele Danmark er der gennemført supplerende forsøg. Formålene med disse forsøg var at afdække, hvorvidt rodenticid-forgiftning kan påvirke den reproduktive succes hos natugler, samt at afdække, i hvilken grad gift ophobes i mus i områder ved foderpladser for vildt, hvor der gennemføres et normalt gnaverbekæmpelsesprogram med giftudlægning ved anvendelse af giftfoderstationer (populært kaldt rottekasser).

Disse supplerende forsøg er gennemført henholdsvis som et fodringsforsøg, hvor natugleunger i opsatte redekasser blev fodret med mus med kendt giftindhold, samt ved fangst af mus på forsøgsareal med udlagt gift.

Samlet er det intentionen, at nærværende undersøgelser kan danne udgangspunkt for vurderinger af, hvorvidt der forekommer uhensigtsmæssige effekter ved anvendelse af rodenticider og eventuelt sandsynliggøre, hvorvidt der reelt eksisterer biologisk betydende effekter på de undersøgte arter og deres bestande.

De arter, der indgår i undersøgelsen, er begrænset til arter, der udpræget eller periodisk lever af gnavere, som er de primære måldyr for anvendelse af rodenticider. Undersøgelsen omfatter således ikke arter som spurvehøg *Accipiter nisus*, duehøg *Accipiter gentilis* og falke *Falco sp.*, som normalt lever af mindre og mellemstore fugle. Det forventes, at undersøgelsen primært afspejler sekundærforgiftning med rodenticider i rovfugle, ugler og små rovpattedyr, som opstår, når prædatorer indtager forgif-

tede gnavere. Direkte (primær)forgiftning ved indtag af udlagt rotte- eller musegift forventes kun i meget sjældne tilfælde at forekomme blandt fugle, da giften normalt placeres utilgængeligt for disse arter. Primær forgiftning kan undtagelsesvis forekomme hos brud og lækat, der har samme adgangsmuligheder til udlagt gift som mus og rotter (Lodal pers. medd. 2010).

1.3 Aktivstoffer og biocidprodukter

I henhold til EU's biociddirektiv (direktiv 98/8/EF), som vedrører bekæmpelsesmidler til ikke-landbrugsmæssige formål, defineres biocider som produkter nødvendige til at bekæmpe organismer, der skader menneskers og dyrs sundhed, og organismer, der skader naturlige eller forarbejdede produkter.

De produkttyper, som er omfattet af biociddirektivet er listet i direktivets bilag V. Rodenticider, som må anvendes til bekæmpelse af mus, rotter eller andre gnavere, findes i direktivets bilag V som produkttype 14 i hovedgruppe 3, der omhandler skadedyrsbekæmpelse.

Lovgivningsmæssigt er rodenticider berørt af bl.a. miljøbeskyttelsesloven, kemikalielovgivningen og bekæmpelsesmiddeloven. I lovgivningen skelnes der mellem biocidprodukter og de aktive stoffer, der indgår i biocidprodukter. Aktivstoffer godkendes på EU niveau, ved optagelse på biociddirektivets bilag I og I A, mens de enkelte medlemslande inden for EU skal godkende de enkelte biocidholdige produkter før introduktion på de nationale markeder. Ændringer til biociddirektivet med forventet effekt fra 2013, vil dog medføre, at nye aktivstoffer og lav-risiko produkter, kan godkendes på europæisk fællesskabsplan af European Chemicals Agency (ECHA).

De aktivstoffer, der i henhold til biociddirektivet var registreret som eksisterende i år 2000, vil frem til 2013 skulle igennem en revurdering, før de kan optages på direktivets bilag I eller I A. Frem til resultatet af revurderingen har de enkelte stoffer været på markedet på tidsbegrænsede godkendelser. Der findes i alt 13 aktivstoffer under produkttype 14 på direktivets regulativ (EC, No 2032/2003) bilag II, som lister de stoffer, der skal revurderes inden år 2013.

I Danmark findes 78 godkendte produkter til bekæmpelse af gnavere (Miljøstyrelsen 2009). Disse produkter er baseret på ni forskellige aktivstoffer, hvoraf 6 er antikoagulanter. Tabel 1 giver en oversigt over de aktivstoffer der er godkendt til brug for muse og rottebekæmpelse i EU frem til 2009.

1.4 Brug af rodenticider i Danmark

Ansvar for rottebekæmpelse i Danmark ligger hos kommunalbestyrelserne i medfør af miljøbeskyttelsesloven (LBK 1757), herunder en forpligtigelse til at gennemføre halvårlige besigtigelser på alle ejendomme i landzonen samt på landejendomme i byzone. Miljøbeskyttelsesloven pålægger dog også grundejere pligt til at foretage sikring af deres ejendomme, så rotters levemuligheder begrænses mest muligt. I både by- og

landzone har kommunerne pligt til besigtigelse ved anmeldelse af rotteforekomst.

Bliver der konstateret rotteforekomster, har kommunalbestyrelserne pligt til at gennemføre en effektiv bekæmpelse. Bekæmpelse af rotter kan kun udføres af autoriserede personer, enten kommunalt ansat eller ved anden autoriseret person.

Ud over egentlig rottebekæmpelse må autoriserede personer indgå erhvervsmæssige kontrakter om sikringsordninger med rottebekæmpelse. Sikringsordninger er bekæmpelsesprogrammer, der omfatter systematisk udlægning af gift i depoter, som tilses og suppleres jævnligt (jf. Bekendtgørelse om bekæmpelse af rotter, BEK 1507).

I modsætning til gifthanvendelse til bekæmpelse af rotter findes der stort set ingen regler for anvendelsen af rodenticider produceret udelukkende til bekæmpelse af mus og mosegrise i og ved bygninger. Alle produkter til bekæmpelse af mus og mosegrise i og ved bygninger kan, med nogle få undtagelser, købes og anvendes af privatpersoner. Coumatetralyl må dog kun anvendes til bekæmpelse af rotter. Erhvervsmæssigt må bromadiolon anvendes til bekæmpelse af markmus og mosegrise på åbent land, fx i forbindelse med frugtplantager og nyplantning af skov. Lovlige rodenticidprodukter til bekæmpelse af mus og mosegrise, og til autoriseret rottebekæmpelse, findes i miljøstyrelsens årlige rapporter ('Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler' www.mst.dk). Produkter til bekæmpelse af mus indeholder ofte samme aktivstof og koncentration, som findes i produkter til bekæmpelse af rotter.

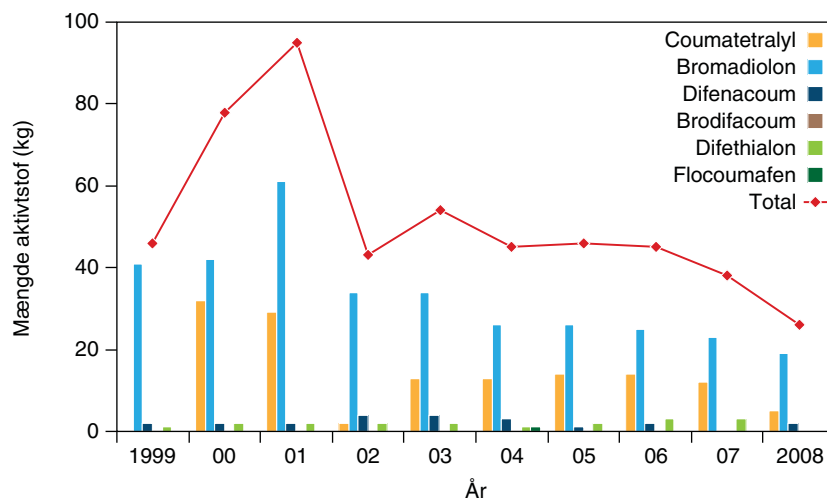
Af de godkendte bekæmpelsesmidler, der forhandles i Danmark er aluminiumphosphid og carbon dioxid såkaldte fumiganter eller gasarter. Chloralose er et bedøvelsesmiddel, mens de øvrige stoffer alle er antikoagulanter. Af disse er diphacinon og chlorofacinon førstegeneration-santikoagulanter, såkaldte indandionforbindelser, mens de øvrige antikoagulanter er såkaldte hydroxyycoumariner, som opdeles i første- og andengenerationsantikoagulanter. Forskellen mellem første- og andengenerationsstofferne ligger i en markant forskel i deres styrke og aktivperiode (se afsnit om toksikologi).

Forbruget af rodenticider i Danmark opgøres årligt af Miljøstyrelsen (www.mst.dk). Opgørelsen er baseret på lovpligtig indberetning af salgstal for rodenticider fra godkendte forhandlere/importører, og de seneste ti års salg fremgår af Figur 1. Bromadiolon er sammen med coumatetralyl de hyppigst anvendte gifte med et salg på mellem 10 kg og 35 kg aktivstof per år siden 2002. Mængden af de øvrige stoffer ligger for alle år under 5 kg. Høje salgstal af rodenticider i perioden 1999-2001 hænger sandsynligvis sammen med store rotteår, vurderet på baggrund af en markant stigning i antallet af anmeldelser af rotteforekomster i denne periode (Miljøstyrelsen 2002). Det fremgår af de årlige salgsopgørelser, at der ikke er solgt coumatetralyl i 1999 (jf. Fig. 1), men et kommunalt forbrug på 4,5 ton (skønsmæssigt svarende til 20 kg aktivt stof) fremgår dog af Miljøstyrelsen (2002).

Table 1. Oversigt over rodenticider der har været anvendt og stadig anvendes i Danmark til bekæmpelse af rotter, mus og mosegrise. Stofferne er opdelt efter type, status i relation til EU's biociddirektiv bilag I, anvendelse og antal produkter.

Aktiv stof	Type	Bilag I	Anvendelse	Antal produkter
Aluminium phosphid	Fumigant (gas)	2009	Kun til mosegrise og muldvarp	7
Carbon dioxide	Fumigant (gas)	2008	Kun til mus	
Chloralose	Non-antikoagulant	Revurderes	Kun til mus	3
Diphacinon	Antikoagulant (1.gen.)	Udfaset af EU i 2006		Ingen i DK
Chlorophacinon	Antikoagulant (1.gen.)	2009		Ingen i DK siden 1992
Warfarin	Antikoagulant (1. gen.)	Revurderes		Ingen i DK siden 1993
Coumatetralyl	Antikoagulant (1. gen.)	2009	Kun til rotter	6
Bromadiolon	Antikoagulant (2. gen)	2009	Til mus, rotter og mosegrise	34
Difenacoum	Antikoagulant (2. gen.)	2008	Til mus og rotter	9
Difethialon	Antikoagulant 2: gen.)	2007	Til mus og rotter	6
Flocoumafen	Antikoagulant (2. gen.)	Revurderes	Til mus og rotter	2
Brodifacoum	Antikoagulant (2. gen.)	Revurderes	Til mus og rotter	3

Figur 1. Det årlige forbrug (kg aktivstof) i perioden 1999-2008 af de seks antikoagulanter, der anvendes ved bekæmpelse af gnavere i Danmark. Data er hentet fra Miljøstyrelsens årlige opgørelser (et fejlagtigt rapporteret tal for bromadiolon på 926 kg i 2005, er sat til 26 kg).



Af de fem antikoagulanter, der indgår i nærværende undersøgelse, er bromadiolon det aktivstof, der anvendes hyppigst til bekæmpelse af gnavere i Danmark, med en gennemsnitlig andel for perioden 1999-2008 på 66,5% af det samlede forbrug. Coumatetralyl udgør i samme periode 26,9% af forbruget, mens difenacoum, flocoumafen og brodifacoum udgør hhv. 4,4%, 0,2% og 2,0%.

Af de offentliggjorte statistikker er det ikke umiddelbart muligt at få indsigt i, hvordan forbruget af rodenticider fordeler sig på egentlig rottebekæmpelse, forbrug til sikringsordninger og til erhvervs-mæssig og privat brug til bekæmpelse af mus og mosegrise. For perioden 1999 til 2001 udgjorde den kommunale andel af forbruget dog mellem 30% og 50%, hvilket må tilskrives decideret rottebekæmpelse.

1.5 Toksikologi

Antikoagulerende rodenticider reducerer blodets evne til at koagulere. Dette sker ved at hæmme vitamin K-cyklussen i leveren ved at binde sig til et enzym, der gendanner den aktive form af vitamin K. Uden den aktive form af vitamin K kan der ikke ske en fortsat carboxylering af blo-

dets koagulationsfaktorer, og dermed reduceres blodets evne til at koagulere. I selve carboxyleringen af koagulationsfaktorer oxideres vitamin K og behøver en genaktivering ved hjælp af enzymet vitamin K epoxid reductase. Det er dette enzym, som hæmmes af antikoagulanter. Uden blodets evne til at koagulere, vil forgiftede individer dø af spontane og ukontrollerede indre blødninger. Ligeledes vil stød, slag, rifter og andre småskader også medføre akut forblødning og hurtig død (se Petterino & Paolo 2001, Harrell m.fl. 2007, Valchev m.fl. 2008).

Antikoagulanter er langsomtvirkende, og de første symptomer på forgiftning vil normalt tidligst kunne registreres efter ca. 12-24 timer, idet der findes et mindre 'lager' af aktiv vitamin K og af koaguleringsfaktorer i blodbanerne (Harrell m.fl. 2007). Under naturlige forhold, hvor fx rotter også tager anden føde til sig, vil symptomer dog ofte først kunne erkendes efter 4-6 dage (Miljøstyrelsen 2005).

De enkelte antikoagulanter giftighed kan sammenlignes ud fra forsøg, hvor de såkaldte LD₅₀-værdier beskriver, ved hvilke doser halvdelen af de testede forsøgsdyr dør. I Tabel 2 gives eksempler på LD₅₀-værdier for rotter og andre forsøgsdyr med de antikoagulanter, der anvendes indgår i denne undersøgelse. Førstegenerationsstoffet coumatetralyl kræver indtagelse af 0,3 mg per kg kropsvægt per dag over en fem-dages periode for at medføre en 50% risiko for at dø eller en enkelt stor dosis på 16,5 mg/kg i rotte. For andengenerationsantikoagulanten flocoumafen opnås den samme dødelighed ved indtagelse af kun én dosis på 0,25 mg per kg kropsvægt.

Tabel 2. Oversigt over halveringstiden (i dage) og LD₅₀-værdier (dosering i mg/kg, som medfører 50% dødelighed blandt forsøgsdyr) for rotter, mus, hund og gråand for de antikoagulanter, der indgår i nærværende undersøgelse.

	Halveringstid i lever (dage)	LD ₅₀			
		Rotter	Mus	Hund	Gråand
Coumatetralyl	55 ¹	16,5 ¹ (0,3 x 5-dg)	>1.000 ²		
Bromadiolon	170 ¹	1,125 ¹	1,75 ^{2,3}	10 ¹	
Difenacoum	120 ¹	1,8 ¹	0,8 ^{2,3}	ca. 50 ¹	>2.000 ³
Flocoumafen	220 ¹	0,25 ⁴	0,8 ²	0,08-0,25 ¹	24-94 ⁴
Brodifacoum	130 ¹	0,26 ¹	0,4-0,52 ^{2,3}	0,25-3,6 ¹	0,26-4,6 ^{3,4}

¹IPCS1995;

²Fisher 2005;

³Anon. 2009;

⁴referencer i Lodal & Hansen 2002.

Det er væsentligt at bemærke, at hvor førstegenerationsstofferne har kort virkningseffekt og normalt fordrer flere indtag for at have en letal effekt på måldyrene, kan andengenerationsstofferne være letale efter blot ét indtag. De enkelte stoffers styrke afspejles delvist i deres evne til at binde sig til levervæv, og udtrykt som halveringstiden i leveren hos rotter stiger halveringstiden markant fra de svageste til de stærkeste stoffer (Tabel 2).

Med udgangspunkt i ovenstående forskelle, vil andengenerationsantikoagulanter have en væsentlig større risiko for at medføre sekundær forgiftning af fugle og pattedyr, som indtager forgiftede eller døde rotter eller mus, end førstegenerationsstoffer. Primært som følge af, at et an-

dengenerationsstof, vil være stærkere bundet i musens eller rottens væv end et førstegenerationsstof, hvad enten den indtagne dosis har været dødelig for måldyret eller ej.

For rotter, mus og mosegrise, der indtager antikoagulanter i form af udlagt forgiftet føde (majs, korn, voksblokke etc.), vil det normale forgiftningsmønster være at indtage mindre doser over en periode på 2-5 dage, hvorefter dyrene, som følge af forgiftning, stopper med at tage føde til sig. Afhængig af den indtagne dosis og det specifikke aktivstof vil døden normalt indtræffe inden for en periode på 2-4 dage efter, at dyrene stopper med at indtage føde. Fra første indtag og til død går der derfor normalt mellem 5 og 7 dage.

Laboratorieforsøg har vist, at giftkoncentrationen i rotter med adgang til forgiftet foder stiger over de første par dage, hvorefter den falder som følge af naturlig udskillelse og af mindre fødeindtag (Poché 1988, Atterby m.fl. 2005). Afhængig af de specifikke stoffers evne til at binde sig til væv vil antikoagulanter kunne detekteres i levervævet over en lang periode, fx vil flocoumafen kunne findes i op til 200 dage efter indtag (Lechevin & Vigie 1992). Koncentrationen i rotter fodret gennem ét døgn med bromadiolon er målt til 2,08 mg/kg kropsvægt et døgn efter, fodring var stoppet. Herefter faldt koncentrationen til 0,7 mg/kg efter to dage og 0,6 mg/kg efter tre dage (Poché 1988).

Hos mosegrise er det ved forsøg på friland vist, at den gennemsnitlige koncentration af bromadiolon var 93,97 µg/individ, hvor dyrene er indsamlet over en 10-dages periode efter giftudlægning (Giraudoux m.fl. 2006). I dette forsøg steg koncentrationen af bromadiolon i mosegrisenes lever signifikant over de første dage og lå derefter stabilt på 5,95 mg/kg. Den gennemsnitlige giftkoncentration i mave-tarmkanalen (2,28 mg/kg) og i den øvrige del af kroppen (0,75 mg/kg) viste ingen forskel over forsøgets 10 dage. Den procentuelle fordeling af bromadiolon i mosegrisene viste, at samlet fandtes ca. 24% af giftstoffet i mosegrisenes lever, 36% i mave/tarmkanalen og 40% i resten af kroppen (Giraudoux m.fl. 2006).

En konstant giftkoncentration i kroppen på mus og rotter fordrer et stadig indtag af gift og findes derfor normalt kun i tilfælde, hvor gnavere er resistente over for det eller de aktuelle giftstoffer. I Danmark er der i perioden 1962-2008 påvist resistens hos rotter over for de tre svageste antikoagulanter coumatetralyl, bromadiolon og difenacoum i 102 kommuner (gamle kommuner før kommunalreformen), mens der ikke er konstateret resistens overfor de tre stærkeste stoffer brodifacoum, flocoumafen og difethialon (Lodal 2010). Forsøg har dog vist, at den gennemsnitlige maksimale koncentration i ikke-resistente rotter efter fem dage med forgiftet foder stort set er den samme, som oppebæres hos resistente (Atterby m.fl. 2005).

2 Materiale og metode

2.1 Indsamling af fugle og pattedyr

Indsamling af rovfugle, ugler og små rovpattedyr blev målrettet mod arter, som er specialiserede musefangere, eller som periodisk er afhængige af smågnavere som fødegrundlag, samt på arter der fouragerer på ådsler.

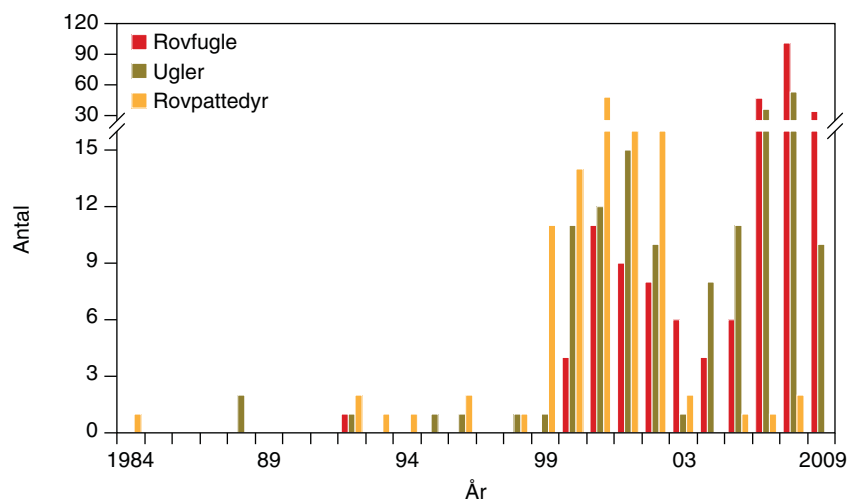
Indsamlingen blev gennemført gennem kontakt til zoologiske museer, DTU Veterinærinstituttet, Dansk Zoologisk Konservatorforening, Dyrenes Beskyttelse (Vildtplejestationer), lufthavne og flyvestationer. Der blev ikke gennemført indsamling via den brede offentlighed med den begrundelse, at et manglende artskenndskab ville medføre en uforholdsmæssig stor arbejdsbyrde i forbindelse med håndtering af ikke-relevante arter. Der blev dog indleveret et mindre antal fugle og pattedyr fra 12 privatpersoner igennem indsamlingsperioden. I alt blev der modtaget fugle og pattedyr fra 36 kilder, enten i form af hele fugle eller dyr, kroppe fra udstoppede individer eller som separate leverprøver.

Falck har bidraget indirekte via indlevering af fugle og pattedyr til Dyrenes Beskyttelses vildtplejestationer. De modtagne fugle og pattedyr fra vildtplejestationerne er individer, hvor det er skønnet, at deres skader ikke har været mulige at afhjælpe, og som derfor er blevet aflivet, eller hvor individerne er død efter indlevering som følge af deres skader.

I alt blev der indsamlet 716 prøver fra rovfugle og ugler, omfattende 16 arter. Prøverne stammer fra fugle indsamlet gennem perioden 1988-2009. Der indkom i alt 29 prøver fra fem arter af rovpattedyr fra perioden 2000-2009. Kun brud og lækat blev analyseret for rodenticider, da de andre arter har et bredere fødevalg. De få indsamlede brude og lækatte blev suppleret med 125 prøver fra dyr indsamlet af DMU i perioden 1984-2004 i forbindelse med dataindsamlingen til Dansk Pattedyratlas.

I alt blev 244 rovfugle, 186 ugler og 130 rovpattedyr analyseret for indhold af rodenticider i leveren (Tabel 3). Udvælgelsen af prøver til analyse blev baseret på en række kriterier omfattende tid og sted for fundet, køn og alder af individerne og dødsårsag. Hensigten var at få indsamlet et repræsentativt materiale mht. til en beskrivelse af potentielle års- og sæsonmæssige forskelle i forgiftningshyppighed samt potentielle forskelle mellem køns- og aldersgrupper. En opdeling på dødsårsag og status blev gjort med hensigt på at belyse potentielle forskelle i forgiftning mellem syge og ikke-syge fugle og pattedyr, eller mellem fugle og pattedyr fundet i forskellig tilstand. Dødsårsager for fuglene er kategoriseret som 'fundet død', 'aflivet' (både af dyrlæger og privatpersoner), 'skudt' (led i flysikkerhedstiltag; herunder inkluderes få dødfundne individer efter kollisioner 'bird strikes' med fly), 'kollision' (med vinduer, el-ledninger og muligvis biler) og 'trafik' (kollision med biler og andre køretøjer). Individernes status blev kategoriseret som 'fed', 'normal', 'mager' og 'syg'. På grund af de forskellige indsamlingskilder er der usikkerhed med hensyn til ensartetheden i angivelsen af dødsårsager og statusbetegnelser.

Figur 2. Fordeling gennem indsamlingsperioden af rovfugle, ugler og små rovpattedyr.



Alle indsamlede fugle, rovpattedyr og leverprøver blev ved modtagelse registreret i en central database med oplysninger om art, findested og dato for fundet. Oplysninger om dødsårsag og status/tilstand blev noteret, hvis sådanne var oplyst. Alle indsamlede individer blev opbevaret ved -18° indtil udtagning af lever til analyse for rodenticider. Om muligt blev de indsamlede fugle før dissektion køns- og aldersbestemt ud fra fjerdragtskarakterer og fældningsmønstre, og hele fugle blev vejjet og målt mhp. en eventuel vurdering af deres fysiske tilstand. Fuglenes køn blev efter udtagelse af leveren ligeledes bestemt ud fra kønsorganerne.

En del prøver var ikke egnede til analyse for indhold af rodenticider. Disse omfattede fugle og pattedyr i en så dårlig stand, at der ikke kunne udtages brugbare leverprøver, og fugle, hvor der forelå meget ufuldstændige oplysninger om art, findested, dato osv. En del prøver blev frasorteret pga. overrepræsentation fra samme lokalitet og samme tidsperiode, ligesom arter, der ikke udpræget lever af mus eller rotter, fx vandrefalk, hvepsevåge og spurve- og duehøg, og som derfor ikke kan forventes at være belastet med rodenticider, blev fravalgt.

Rovdyrene indsamlet i forbindelse med Dansk Pattedyratlas blev indsamlet af private og indleveret til konservatorer, naturhistoriske museer og DMU. Køn, dødsdato og lokalitet blev registreret ved indleveringen. Dødsårsag blev dels registreret ved modtagelse af finderens og ved undersøgelse af kadaverne. Dødsårsager hos rovdirene blev kategoriseret som fundet død, præderet (hjembragt af husdyr, oftest kat), trafikdræbt og fældefanget. En del af dyrene fra konservatorerne var flåede. Længde og vægt blev registreret for intakte dyr for at estimere individernes kropskondition: $K = V/a \cdot L^n$, hvor V er kropsvægt (g) og L er kropslængde fra snudespids til halerod (Kruuk m.fl. 1987). Konstanterne er udregnet separat for hanner og hunner for hver art. Kropskondition blev estimeret på hhv. 26 og 31 af de lækatte og brude, der blev analyseret for rodenticider. Der blev ikke ved post-mortem undersøgelserne af brude og lækat fundet blødninger, som ikke kunne tilskrives den fysiske påvirkning, der resulterede i døden.

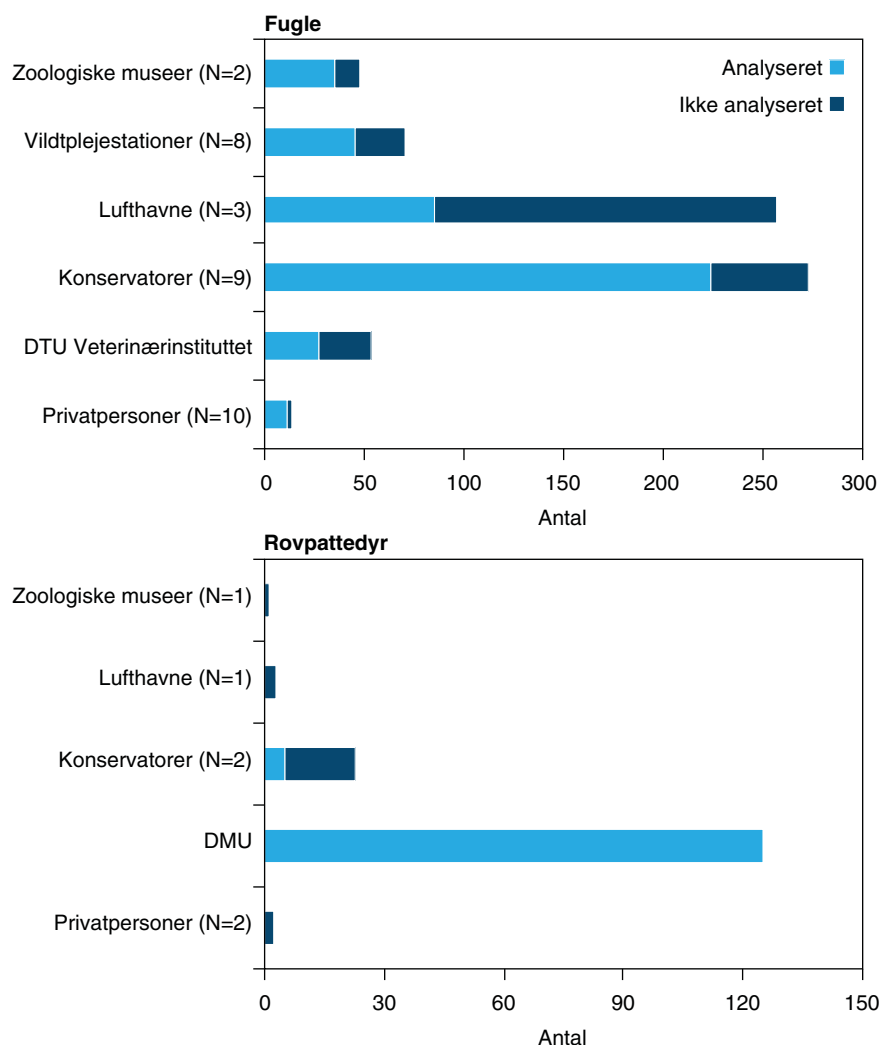
Tabel 3. Oversigt over antal fugle og pattedyr indsamlet igennem nærværende undersøgelse og antal individer undersøgt for rodenticider, inklusiv de udvalgte prøver fra brud og lækat fra DMU's vævsprøvesamling af rovpattedyr.

	Art	Indsamlet	Analyseret
Rovfugle og ugler	Musvåge	240	141
	Fjeldvåge	42	31
	Hvepsevåge	1	0
	Tårnfalk	184	66
	Vandrefalk	3	0
	Spurvehøg	21	0
	Duehøg	2	0
	Rørhøg	4	3
	Rød glente	3	3
	Havørn	4	0
	Natugle	51	44
	Skovhornugle	45	38
	Mosehornugle	5	5
	Stor hornugle	11	10
	Kirkeugle	11	9
	Slørugle	84	80
	Ørn sp.	1	0
	Falk sp.	1	0
	Ugle sp.	3	0
	Rovpattedyr	Brud	2
Lækat		3	61
Ilder		1	0
Skovmår		6	0
Husmår		2	0

2.1.1 Bidragydere

Figur 3 viser antallet af indsamlede prøver fordelt på bidragydere samt antallet af analyserede prøver. At et stort antal fugle indsamlet på luft-havne er frasorteret skyldes, at der i efterårsmånederne foregår et stort fugletræk fra Sydsverige til sjælland, hvilket påvirker forekomsten i Københavns Lufthavn, hvorfra en stor del af fuglene er indkommet. Hovedparten af de frasorterede fugle er indsamlet i efterårsperioden og repræsenterer derfor med stor sandsynlighed fugle, som i de foregående måneder har opholdt sig i lande nord og øst for Danmark. Med henblik på en analyse af forgiftningsproblematikken i Danmark er de derfor mindre aktuelle.

Figur 3. Oversigt over antal fugle (A) og rovpattedyr (B) fordelt på indsamlingskilde, og opdelt på antal individer analyseret for rodenticider og antal individer, der ikke blev analyseret.



2.2 Analyse af rodenticider

Indholdet af rodenticider i prøverne blev analyseret ved en stoffs specifik kromatografisk analyse, en såkaldt High Performance Liquid Chromatography (HPLC), og en kombination af fluorescensdetektor og en photodiode array (PDA) detektor. Metoden er anerkendt og afprøvet til detektion af en række sporstoffer, og anvendt ved tilsvarende undersøgelser af forekomst af rodenticider i vævsprøver fra fugle og pattedyr (Felicce m.fl. 1991, Jones 1996, Palazoglu m.fl. 1998, Guan m.fl. 1999, Shore m.fl. 2003).

Som udgangspunkt blev metoden søgt tilpasset analyse af de seks anti-coagulanter, der må bruges til bekæmpelse af gnavere i Danmark, coumatetralyl, bromadiolon, difenacoum, brodifacoum, flocoumafen og difethialon. Med de anvendte detektorer viste det sig ikke muligt at detektere stoffet difethialon, som derfor blev udeladt af analyserne. For de øvrige stoffer blev analysemetoden, dvs. ekstraktionsmetoden og HPLC-metoden, optimeret og tilpasset analyse af det relativt store antal prøver. For ekstraktionsmetoden skete der optimering mht. optimal kombination af ekstraktionssolventer (acetone/dichlormethan i forholdet 30:70 volume/volume blev anvendt, tre andre solventer testet i forskellige kombi-

nationer), ekstraktionstid, solventvolumen og søjleoprensning. For HPLC-metoden skete der optimering mht. optimal sammensætning af solventer (flere solventer testet i forskellige kombinationer), flowhastighed af solvent og bølgelængde på fluorescendetektor. Følsomheden på PDA-detektoren viste sig lavere end forventet, og den blev derfor kun anvendt til verificering af de højeste koncentrationer.

HPLC-analyse blev udført på homogeniserede leverprøver med en gennemsnitlig vægt på 1 gram. Leverprøverne blev blandet op med 2 gram tørringsmiddel (Hydromatrix, Varian, Palo Alto, USA) for at binde overskydende vand og stillet til tørring i to timer. Prøverne blev dernæst udrystet to gange med 10 ml acetone/dichlormethan på rystebord i hhv. en time og 30 minutter. Den fremkomne opløsning blev dekanteret fra mellem hver udrystning og samlet via en tragt med natriumsulfat for at fjerne det sidste vand. Efterfølgende blev prøven inddampet til tørhed, hvorefter fedtindholdet blev bestemt gravimetrisk. Før HPLC-analysen blev prøven genopløst i 1 ml methanol.

Ved undersøgelser af indholdet af rodenticider i blodprøver og i hele mus blev samme ekstraktionsmetode anvendt. For blodprøver lå prøvevægten mellem 0,1 - 0,2 gram, mens den gennemsnitlige prøvevægt for mus var 2,2 gram. Hele mus blev homogeniseret i delvist frosset tilstand og prøverne opblandet med tre gram tørringsmiddel.

Alle prøver blev analyseret på en Waters HPLC (kolonne: Phenomex, Hypersil 5 μ C18 (ODS), størrelse: 250 x 4,6 mm) med fluorescendetektor (bølgelængder: excitation 310 nm, emission 390 nm) for kvantificering og en PDA, som blev anvendt til scanning for verifikation af toppe. Selve kromatograferingen foregik ved gradient-eluering (dvs. ved varierende solventsammensætning) med følgende solventblandinger: 0-9 min: methanol/ammoniumacetate/acetonitril (0,3/0,45/0,25 v/v), 9-45 min: ammoniumacetate/acetonitril (0,45/0,55 v/v), 45-55 min: vand/acetonitril (0,45/0,55 v/v). Flowhastighed af solventblandingen var 0,5 ml/min.

De fundne stoffer blev identificeret på basis af retentionstider fundet ud fra HPLC-analyse af kalibreringsopløsninger (enkeltvis og i mix) og kontrolprøver (mix), mens kvantificering skete ud fra kalibreringskurver af rene standardopløsninger af rodenticider i følgende måleområder: coumatetralyl: 0,2-123 ng/ml, bromadiolon: 1,5-400 ng/ml, difenacoum: 0,7-370 ng/ml, flocoumafen: 0,5-56 ng/ml, brodifacoum: 0,7-390 ng/ml. At måleområdet for flocoumafen var mindre end for de øvrige rodenticider skyldes, at det kun var muligt at indkøbe standardopløsninger af dette stof i ampuller med forholdsvis lav koncentration. Alle rodenticidstandarder var lineære inden for de pågældende kalibreringsområder. Ved prøver med koncentrationer højere end kalibreringsrækkerne blev disse fortyndet (typisk en faktor 5-10) og analyseret på HPLC igen, idet lineariteten ikke blev testet uden for de pågældende kalibreringsområder.

I forbindelse med analyserne blev der gennemført kontrolprøver og blindprøver. Blindprøverne var et tomt glas, som fulgte hele analyseproceduren fra start til slut. Der blev ikke detekteret rodenticider i blindprøverne. Kontrolprøver bestod af homogeniseret kyllingelever tilsat en standard rodenticidopløsning, som indeholdt alle relevante rodenticider, og som derefter blev behandlet som en almindelig prøve. Der blev ikke fundet rodenticider i de rene kontrolmaterialer.

Genfindingsprocenterne for de enkelte rodenticider blev bestemt ud fra kontrolprøverne. Genfindingsprocent (\pm standardafvigelsen) for de enkelte stoffer var 51% (\pm 21%) for coumatetralyl, 82% (\pm 15%) for bromadiolon, 81% (\pm 14%) for difenacoum, 75% (\pm 16%) for flocoumafen og 78% (\pm 5%) for brodifacoum. For fedtbestemmelserne af kontrolprøverne var gennemsnittet 4,12 mg/g (\pm 7%). Der er ikke korrigeret for genfinding ved afrapportering af resultater, da genfindingsprocenterne er beregnet på basis af kontrolprøverne.

Detektionsgrænser bestemt på basis af kalibreringsstandarderne svarede til 2 ng/g for coumatetralyl, 3 ng/g for bromadiolon, 2 ng/g for difenacoum, 1 ng/g for flocoumafen og 2 ng/g for brodifacoum. For prøver fra brud og hele mus blev der anvendt en forhøjet (\times 2) detektionsgrænse, idet usikkerheden i målingerne steg med den mindre prøvemængde for brud, og for mus pga. usikkerhed med ensartet homogenisering af hele dyr. I nærværende undersøgelse ligger detektionsgrænsen for leverprøver cirka en faktor 3-10 lavere, sammenlignet med de mest anvendte analysemetoder i andre undersøgelser (fx Felice m.fl. 1991, Chalermchakit m.fl. 1993, Palazoglu m.fl. 1998, Guan m.fl. 1999, Meiser 2005, Shore m.fl. 2003, Marek & Koskinen 2007), hvilket betyder højere følsomhed og detektion af mindre giftkoncentrationer.

Alle analyser for antikoagulanter fra de udvalgte fugle og rovpattedyr blev udført af DMU, Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi i Roskilde. DMU, Roskilde, er akkrediteret til en række kemiske analyser i henhold til ISO 17025, omhandlende "Generelle krav til prøvnings- og kalibreringslaboratoriernes kompetence". Ikke-akkrediterede kemiske analyser følger generelt det samme kvalitetsstyringssystem som de akkrediterede analyser, herunder analyser af rodenticider.

2.2.1 Dataanalyse

Databehandling af analyseresultaterne omfattede beregning af den totale (eller kumulerede) mængde gift per individ, en optælling af antal gifte registreret per individ samt en relation til årstid for fundet og dødsårsag.

Den kumulerede giftkoncentration i levervæv per individ blev beregnet ved summering af de fundne koncentrationer af de enkelte stoffer. Den kumulerede giftkoncentration giver et billede af den totale belastning med rodenticider, men ikke nødvendigvis et sandt billede af den samlede giftighed, idet de enkelte stoffer har forskellig giftighed og halveringstider (jf. Tabel 2). Eksempelvis vil en høj total mængde gift være mindre alvorlig, hvis en stor andel udgøres af det relativt svage stof coumatetralyl.

Med henblik på at vurdere, hvor stor en andel af de undersøgte individer der havde potentielt kritiske giftkoncentrationer i sig, præsenteres resultaterne for både den kumulerede giftmængde og for de enkelte stoffer i forhold til de kritiske niveauer på >100 og >200 ng/g fundet for slørugle (Newton m.fl. 1999). I nærværende rapport refereres til disse grænser med kategoriseringen 'ingen gift', 'lav koncentration' (1-99 ng/g), 'høj koncentration' (100-199 ng/g) og 'meget høj koncentration' (≥ 200 ng/g). På trods af at disse grænser eller kategorier referer til undersøgelser af slørugler, er de tilsvarende anvendt ved undersøgelser af

andre rovfugle og ugler, hvilket giver mulighed for at sammenligne de danske resultater med andre undersøgelser.

Til analyse af den sæsonmæssige variation i belastningen med rodenticider blev data som udgangspunkt analyseret i relation til den månedlige forekomst. Med et relativt begrænset antal individer af en række arter var det nødvendigt at gruppere materialet i forhold til årstid for at kunne gennemføre robuste statistiske test af potentielle sæsonforskelle. Med hensyn til det normale starttidspunkt for rovfugle og uglers ynglesæson i marts, og til de generelle temperaturforhold, blev analyserne gennemført efter følgende inddeling: vinter (december-februar), forår (marts-maj), sommer (juni-august) og efterår (september-november).

2.2.2 Geografisk dækning

Der blev indsendt rovfugle fra stort set hele landet, dog med en overvægt fra det østlige Midtjylland, Himmerland og det østlige Sønderjylland. Blandt de analyserede rovpattedyr var der en markant overvægt af individer fra Himmerland og det østlige Midtjylland og kun få individer spredt fra andre egne. Ud fra de medsendte oplysninger om geografisk oprindelse på de indsendte fugle og pattedyr blev det vurderet, at præcisionen i angivelse af findested i stor udstrækning ikke var tilstrækkelig som grundlag for detaljerede analyser, uden opfølgende indsamling af information.

2.3 Statistisk analyse

Fordelingen af de målte koncentrationer af gifte i både fugle og rovpattedyr var ikke normalfordelt (Shapiro-Wilks test (alle arter): $p < 0,005$ eller $W < 0,90$). Fordelingen af koncentrationerne kunne bedst beskrives med en negativ binomialfordeling, afspejlende en fordeling med mange individer med små giftkoncentrationer og få individer med meget store giftkoncentrationer. Analyser af forskelle i giftkoncentrationer mellem arter og inden for arter blev derfor udført på logaritme-transformerede data ($\ln(x)$, hvor x er den målte koncentration) for individer med påviste rodenticider, hvorved alle data levede op til normalfordelingskriterierne (Shapiro-Wilks test (alle arter): $p > 0,05$ eller $W > 0,90$). Med udgangspunkt i normalfordelte data blev forskelle mellem og inden for arter analyseret med Anova og Tukeys studentised range (HSD) test til parvis sammenligning (alternativt t-test (LSD)). Mhp. præsentation af analyseresultater blev koncentrationsdata efterfølgende transformeret tilbage ($e^{\ln(x)}$).

For brud og lækat forelå der et mere komplet datasæt for hvert individ, end på fuglene. Forskelle i koncentrationer i forhold til art, køn, sæson og dødsårsag blev derfor analyseret ved hjælp af negativ binomial regressionsanalyse på ikke-transformerede data.

Der blev anvendt medianværdier for koncentrationen af de enkelte stoffer i relation til disses månedsfordeling. Fordelt på måneder var prøvestørrelserne for flere arter meget små, og disse fordelinger blev derfor ikke testet. Forskelle i det gennemsnitlige antal giftstoffer mellem køns- og aldersgrupper blev testet med Wilcoxon non-parametrisk test, mens forskelle i andele af individer med og uden gift, og imellem køns- og al-

dersgrupper, blev testet med χ^2 -test og Fischers exact test. For alle analyser blev signifikansniveauet sat til 0,05.

Data blev analyseret med SAS 9.1 (SAS 2003) og SAS Enterprise Guide 4.1 (SAS 2006).

2.4 Supplerende undersøgelser

2.4.1 Fodringsforsøg med natugleunger

Der blev i alt opsat 15 redekasser til natugle i efteråret 2007. Kasserne blev undersøgt for ugle 2-4 gange månedligt i perioden november-februar i både 2007/2008 og 2008/2009 frem til yngletiden i marts/april. Der blev opsat 6 kasser i privat skov under Møllerup Gods og 9 kasser i statsejede skove ved Kalø (Hestehaven og Ringelmose skov) og ved Ørnbjerg Mølle med tilladelse fra Skov- og Naturstyrelsen Kronjylland.

I 2008 blev der registreret ynglende natugle i to redekasser i Kalø skovene og ingen i kasser opsat på private arealer. I 2009 ynglende der ugle i én redekasse i statsskov og i én redekasse i privatskov.

Fodringsforsøg blev udført på natugleunger i kasser opsat på de stats-ejede arealer, hvor der ikke anvendes gift i skovbruget. Derfor er der en lav sandsynlighed for, at ugleungerne blev påvirket af andre kilder til forgiftning med antikoagulanter. Formålet med fodringsforsøgene var at undersøge om fodring med forgiftede mus havde en effekt på natugleungernes vækst og overlevelse. Forsøget foregik ved at supplere ungerne med føde i redeperioden med et antal forgiftede mus, for at imitere en situation hvor forældrefuglene fodrede med mus forgiftet fx via opsatte giftfodderstationer.

Ugleungerne blev fodret med husmus *Mus musculus*, som blev forgiftet under kontrollerede forhold på Skadedyrlaboratoriet, Forskningscenter Sorgenfri, Aarhus Universitet. Tre hold mus blev fodret med forgiftet foder med koncentrationer på hhv. 0,001%, 0,0025% og 0,005% bromadiolon over en periode på fire dage, hvorefter musene blev aflivet og nedfrosset.

Alle mus blev fodret individuelt, og den forventede koncentration af bromadiolon per individ ved aflivning blev beregnet ud fra det individuelle indtag af gift i fodringsperioden under antagelse af, at 70% af giften blev optaget. For de tre anvendte koncentrationer var den gennemsnitlige optagne mængde bromadiolon per individ $0,15 \text{ mg} \pm 0,027 \text{ std.}$ for 0,001% bromadiolon (N=84 mus), $0,27 \text{ mg} \pm 0,052 \text{ std.}$ for 0,0025% (N=80 mus) og $0,54 \pm 0,096 \text{ std.}$ for 0,005% (N=80 mus).

Den oprindelige forsøgsskitse omfattede tildeling af forgiftede mus svarende til hhv. 12%, 23% og 35% af ugleungernes fodringsbehov på ca. 60 mus per unge igennem redeperiodens 25-28 dage. Ved hvert fodrings-scenarie skulle der gennemføres fodring med mus med varierende giftkoncentration. Derudover skulle et par kuld følges som kontrol med tildeling af ikke-forgiftede mus.

Med kun to ynglende par i 2008 og ét ynglende par i 2009 i de opsatte kasser i statsskove kunne forsøget ikke gennemføres i det ønskede omfang. Optimalt skulle der have været gennemført fodringsforsøg med forgiftede mus i 8-10 uglekasser og med 3-4 uglekasser som kontrol.

I 2008 blev et kuld på 3 unger fodret med 1 mus per unge hver 3. dag (svarende til at 12% af fødebehovet udgjordes af forgiftede mus) med en giftkoncentrationen i mus på 0,0025%. Det andet kuld på én unge blev tildelt 2 mus hver 3. dag (svarende til at 23% af fødebehovet udgjordes af forgiftede mus) med en giftkoncentration på 0,005%. I 2009 blev ét kuld på 2 unger fodret med 3 mus per unge hver 3. dag (35% af behov) med en koncentration på 0,005% bromadiolon. Herudover blev der i 2009 tildelt ikke-forgiftede mus (fanget i statsskov) til et kuld på 3 unger (i privat skov), svarende til ca. 2 mus per unge hver 3. dag.

Giftkoncentrationen i de mus, der blev tildelt ugleungerne, blev beregnet ud fra den gennemsnitlige giftkoncentration per gram mus fundet ved kontrolanalyser. Kontrolanalyser omfattede fire individer fra hver gruppe af mus fodret med hhv. 0,001% gift, 0,0025% gift og 0,005% gift. Analyserne omfattede HCPL-analyse af homogeniserede hele mus, hvorfra koncentrationen af bromadiolon blev beregnet som ng/g. Med kendt vægt på de tildelte mus kunne den tildelte mængde gift beregnes for de enkelte fodringer

Ved hver fodring blev de enkelte unger vejede og målt og undersøgt for tegn på forgiftning (blege slimhinder, blodig afføring og blod omkring tarmåbning). Der blev udtaget enkelte blodprøver mod slutningen af re-deperioden, men de udtagne mængder viste sig i de fleste tilfælde at være for små til at sikre analyser kunne gennemføres. Resultater af analyse af blodprøver er derfor ikke medtaget i rapporten.

Fodringsforsøget blev gennemført i henhold til tilladelse fra Dyreforsøgstilsynet (sag nr. 2007/561-1409).

2.4.2 Giftkoncentrationen i mus - Museforsøg

For at få indsigt i i hvilken grad mus under almindelige forhold forgiftes af gift udlagt i depoter, fx fra de såkaldte giftfoderstationer, blev der indfanget mus i fælder opsat omkring udlagte giftdepoter i forsøgsplot i 2009.

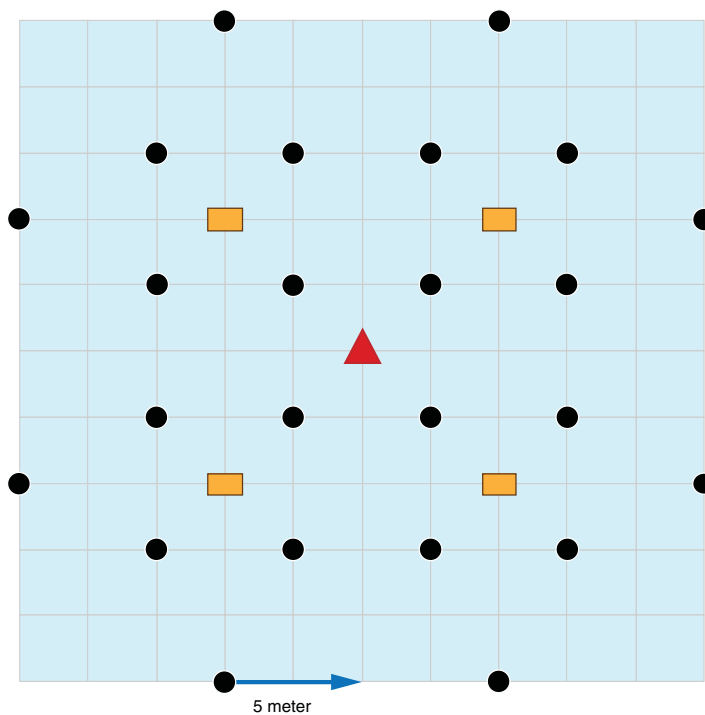
Forsøgsplottene bestod af en central vildtfodringstønde med korn, fire giftdepoter og 24 musefælder opstillet med 5 og 10 meters afstand (Fig. 4). Mus blev fanget levende, med op til 2 mus per fælde per dag. Den udlagte gift var 0,005% bromadiolon (Notrac Rotteblok, Rentokil), som blev anvendt med tilladelse fra Miljøstyrelsen. Der blev i alt gennemført fangst i fem forsøgsplot, hvoraf to blev opstillet i bøgeskov (ult. juni), én i økologisk græsmark (primo juli) og to i økologisk juletræskultur (hhv. primo juli og primo okt.). Alle forsøg blev afsluttet efter 7 dage.

I hvert forsøgsplot blev musefælderne tilset dagligt, og mus til analyse for rodenticider blev indsamlet gennem alle forsøgets dage. I alt blev der indfanget 34 mus, som blev undersøgt for rodenticider. Alle mus på nær to, som blev fanget i græsmark, blev fanget i juletræskultur, med hhv. 13 i juli og 19 i oktober. Der blev ikke fanget mus i forsøgene i bøgeskov. De

indsamlede mus fordelte sig med hhv. 6, 8, 5, 5, 5 og 5 individer på dag 1 til 6 efter udlægning af gift.

Ud over de mus, der blev indfanget i ovenstående forsøg, blev yderligere en enkelt halvbåndmus analyseret for rodenticider. Denne mus blev fanget med hånden ved højlys dag ved Kalø Hovedgård og var tydeligt syg og med en adfærd, der afveg kraftigt fra normal adfærd hos mus. Musen blev fanget mindre end 10 meter fra opstillede giftfoderstationer.

Figur 4. Forsøgsplot som viser placering af én central vildtfoder-automat med korn (rød trekant), fire giftdepoter (lyserøde rektangler) og 24 musefælder (sorte cirkler). Pilen angiver en afstand på 5 meter.



3 Resultater

3.1 Rodenticidbelastning af prædatorer

De fugle og pattedyr, der indgår i nærværende undersøgelse, er indsamlet gennem perioden 1984-2009 og er derfor potentielt påvirket af ændringer i brugen af de enkelte antikoagulanter i denne periode. Korrelationsanalyser for hhv. rovpattedyr, rovfugle og ugler i forhold til koncentrationerne af de enkelte stoffer over tid viser dog ingen generelle ændringer i det analyserede materiale (Tabel 4), hvorfor data ikke er påvirket af forskelle i indsamlingstidspunkt. Et fald over tid i koncentrationer af brodifacoum i rovfuglene kan tilskrives en enkelt meget høj værdi hos en rovfugl indsamlet tidligt i indsamlingsperioden (2001) og forklaringsgraden er lav ($r^2 = 0,0682$). Tilsvarende er tendens for ændringer i coumatetralyl i rovfugle meget lille ($r^2 = 0,0128$). Det vurderes ikke at have en betydning i forhold til analyserne og tolkningen af resultaterne.

Tabel 4. P-værdier for korrelationskoefficienter mellem årstal og koncentrationer af de enkelte antikoagulanter i rovpattedyr, rovfugle og ugler.

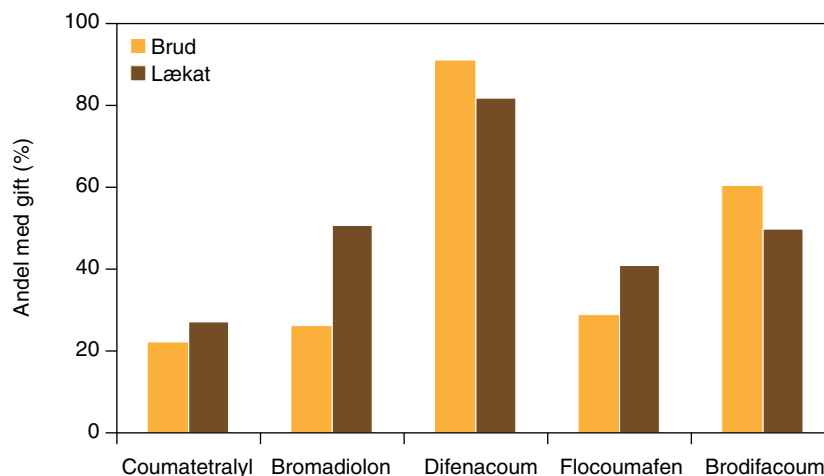
	Coumatetralyl	Bromadiolon	Difenacoum	Flocoumafen	Brodifacoum
Rovpattedyr	0,81	0,21	0,28	0,44	0,22
Rovfugle	0,07	0,17	0,30	0,67	<0,001
Ugler	0,69	0,97	0,79	0,52	0,87

3.1.1 Små rovpattedyr - lækat *Mustela erminea* & brud *Mustela nivalis*

Af de i alt 61 lækatte og 69 brude blev der detekteret rodenticider i 59 lækatte og 67 brude, svarende til hhv. 96,7% og 97,1% af de undersøgte individer.

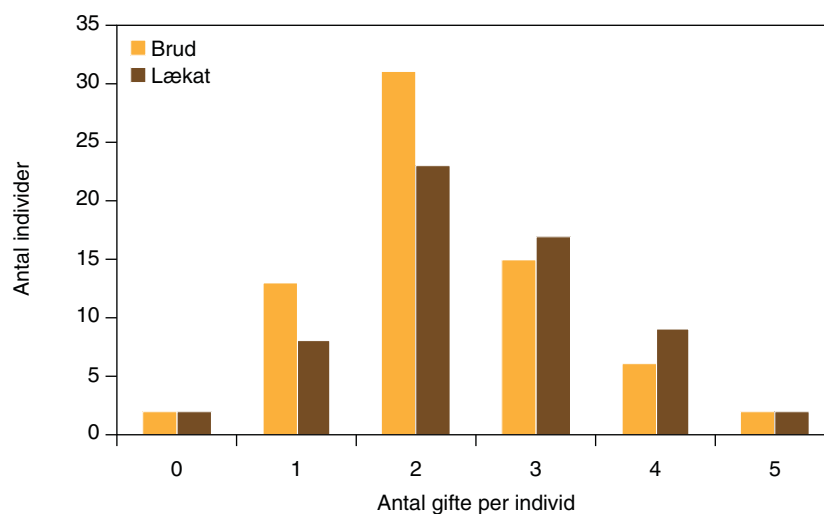
Af de enkelte stoffer var difenacoum det hyppigst forekommende med fund i ca. 88% og 82% af hhv. brud og lækat. Brodifacoum blev fundet i hhv. 60% og 50%, mens coumatetralyl og flocoumafen blev fundet i 20-40% af de undersøgte dyr. Bromadiolon blev fundet hyppigere i lækat (i ca. 51% af dyrene) end i brud (ca. 23%), hvilket var en statistisk signifikant forskel ($\chi^2=8,433$ df=1, $p=0,0037$) (Fig. 5).

Figur 5. Andelen af brud og lækat testet positiv for forekomst af de fem undersøgte rodenticider.



I gennemsnit detekteredes 2,2 forskellige rodenticider i hver brud. For lækat blev der i gennemsnit fundet 2,5 forskellige stoffer per undersøgt individ (Fig. 6). For brud eller lækat var der hverken forskel i antallet af gifte registreret imellem hanner og hunner (Wilcoxon: brud: $z=0,244$ $p=0,807$; lækat: $z=0,050$, $p=0,960$), og forskellen mellem arter var tilsvarende ikke signifikant (Wilcoxon: $z=1,410$, $p=0,158$).

Figur 6. Antal af brud og lækat testet positiv for hhv. 0, 1, 2, 3, 4 og 5 forskellige rodenticider.



Den totale koncentration af rodenticider varierede fra 0 til 1660 ng/g i brud og fra 0 til 1419 ng/g i lækat. Samlet havde 62,3% af alle brude lave koncentrationer (1-100 ng/g), 17,4% høje koncentrationer (100-200 ng/g) og 17,4% meget høje koncentrationer (>200 ng/g). De tilsvarende andele for lækat var 63,9%, 14,7% og 18,0%. Kun bromadiolon, difenacoum og brodifacoum forekom i høje og meget høje koncentrationer i både brud og lækat (Tabel 5).

For begge arter var der generelt ingen forskel i koncentrationen i hanner og hunner. De mest markante forskelle forekom for bromadiolon og difenacoum, men viste ingen systematiske forskelle mellem kønnene. Kun for brud var forskellen i koncentrationen af difenacoum signifikant højere i hunner end i hanner (ANOVA: $F_{1,57}=6,68$, $p=0,0123$).

Tabel 5. Gennemsnitskoncentration og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i brud og lækat. Det samlede antal af undersøgte dyr (N) er vist for hvert undersøgt stof, idet enkelte individer ikke blev testet for alle stoffer pga. tekniske problemer. Tabellen viser desuden andelen af dyr uden gift, og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

Brud	Individer med gift (ng/g)			N	Andel dyr (%) / koncentration (ng/g)		
	Gns.	Max	ingen gift		lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	63,1	1660	69	2,9	62,3	17,4	17,4
coumatetralyl	7,0	45	67	77,6	22,4	0,0	0,0
bromadiolon	51,7	1610	69	73,9	15,9	2,9	7,3
difenacoum	35,7	292	68	8,8	75,0	10,3	5,9
flocoumafen	10,3	49	69	71,0	29,0	0,0	0,0
brodifacoum	14,4	159	68	39,7	57,4	2,9	0,0
Lækat							
Gift total	58,4	1419	61	3,3	63,9	14,8	18,0
coumatetralyl	7,3	61	59	72,9	27,1	0,0	0,0
bromadiolon	48,2	1290	61	49,2	32,8	8,2	9,8
difenacoum	23,7	280	60	18,4	70,0	8,3	3,3
flocoumafen	5,9	86	61	59,0	41,0	0,0	0,0
brodifacoum	11,5	317	60	50,0	45,0	1,7	3,3

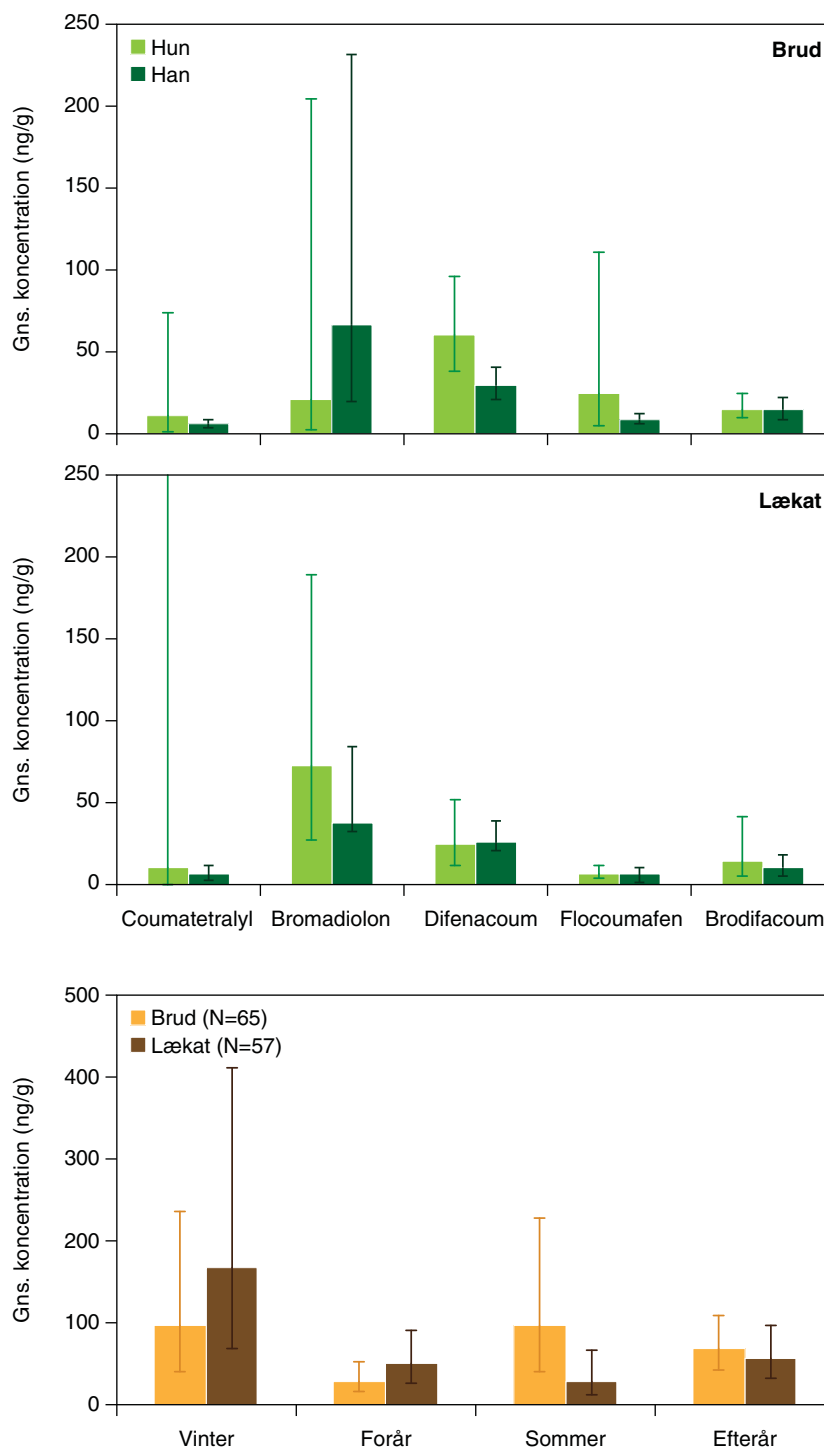
Ved analyse af det samlede datasæt med negativ binomial regression kunne der ikke påvises signifikante forskelle i totalkoncentrationen af rodenticider mellem brud og lækat og mellem hanner og hunner, mens der var signifikante forskelle mellem sæsoner og dødsårsager (Tabel 6). Der var en generelt stigende koncentration fra forår til vinter. Forskellene var signifikante mellem forår og sommer ($\chi^2 = 8,28$; $P = 0,0040$), forår og efterår ($\chi^2 = 7,68$; $P = 0,0056$) og forår og vinter ($\chi^2 = 18,68$; $P < 0,0001$), mens der kun var en tendens til højere koncentrationer om vinteren i forhold til hhv. sommer ($\chi^2 = 2,94$; $P < 0,0863$) og efterår ($\chi^2 = 3,29$; $P < 0,0695$). Totalkoncentrationen af rodenticider var højere i brude og lækatte, der var fundet døde end i fældefangne ($\chi^2 = 12,23$; $P = 0,0005$). I forhold til præderede dyr var der kun en tendens til højere koncentration i dyr fundet døde ($\chi^2 = 3,22$; $P = 0,0726$). Fældefangne brude og lækatte havde lavere rodenticidkoncentrationer end præderede og trafikdræbte dyr (præderede: $\chi^2 = 4,71$; $P = 0,003$; trafikdræbte: $\chi^2 = 7,50$; $P = 0,0062$).

Tabel 6. Resultatet af negativ binomial regressionsanalyse af sammenhængen mellem totalkoncentrationen af rodenticider i brud og lækat og art, køn, sæson og dødsårsag (N = 117).

Parameter	d.f.	2*Log likelihood	χ^2	P
Intercept		163131,97		
Art	1	163132,10	0,13	0,7176
Køn	1	163132,59	0,49	0,4831
Sæson	3	163151,51	18,92	0,0002
Dødsårsag	3	163162,83	11,32	0,0101

For de enkelte stoffer var der et tilsvarende mønster i koncentrationen mellem arter, køn, sæson og dødsårsag, men forskellene var ikke signifikante i samme omfang. Gennemsnitskoncentrationen af de enkelte stoffer for individer, hvor der blev påvist rodenticider, er vist i Fig. 7A og 7B for hhv. hanner og hunner af brud og lækat, mens Fig. 7C viser den sæsonmæssige fordeling af de fundne gennemsnitsværdier.

Figur 7. Gennemsnitskoncentrationen ($\pm 95\%$ c.l.) af de fem undersøgte rodenticider i hanner og hunner for A) brud og B) lækat, og for C) den sæsonmæssige fordeling af begge arter. Gennemsnitsværdier er beregnet for individer, hvor der blev detekteret rodenticider.



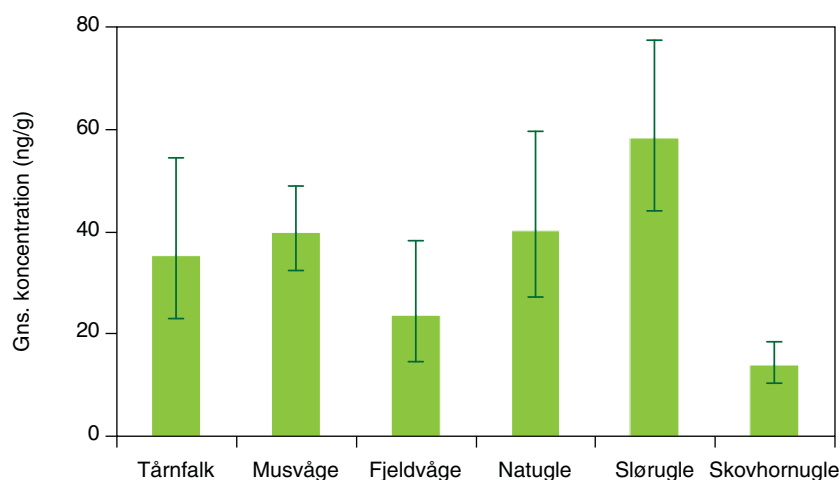
Kropskonditionen for brud og lækat var negativt korreleret med den kumulerede koncentration af rodenticider ($r = -0,28$, $P = 0,04$) og bromadiolon ($r = -0,31$, $P = 0,02$). Sammenhængen skyldtes primært nogle få individer med lav kondition og høje rodenticidkoncentrationer.

3.1.2 Rovfugle og ugler

Der blev detekteret rodenticider i leveren på 399 individer af de 430 undersøgte rovfugle og ugler, svarende til 92,8%. Andelen af individer med rodenticider varierede for de enkelte arter mellem 87,1% og 100%. Der blev fundet rodenticider i alle undersøgte individer af rød glente, rørhøg *Circus aeruginosus*, mosehornugle *Asio flammeus*, stor hornugle og kirkeugle *Athene noctua*. Disse arter var dog alle fåtalligt repræsenteret i undersøgelsen. Andelen med rodenticider blandt de øvrige seks undersøgte arter lå mellem 87,1% og 94,7%.

Gennemsnit af den kumulerede giftkoncentration i individer med gift af de enkelte arter, hvor der forelå mere end 10 undersøgte individer, er vist i Fig. 8. Baseret på parvise sammenligninger (Tukeys HSD) mellem arter var der en signifikant lavere koncentration af gifte i skovhornugle *Asio otus* end i tårnfalk, musvåge, natugle og slørugle samt en signifikant lavere koncentration i fjeldvåge end i slørugle (HSD, $p < 0,05$). Der var ingen forskel i den gennemsnitlige kumulerede giftkoncentration mellem tårnfalk, musvåge og slørugle ($p > 0,05$).

Figur 8. Gennemsnitkoncentration (± 95 c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i rovfugle og ugler, hvor der blev detekteret rodenticider, og hvor der forelå mere end 10 undersøgte individer.



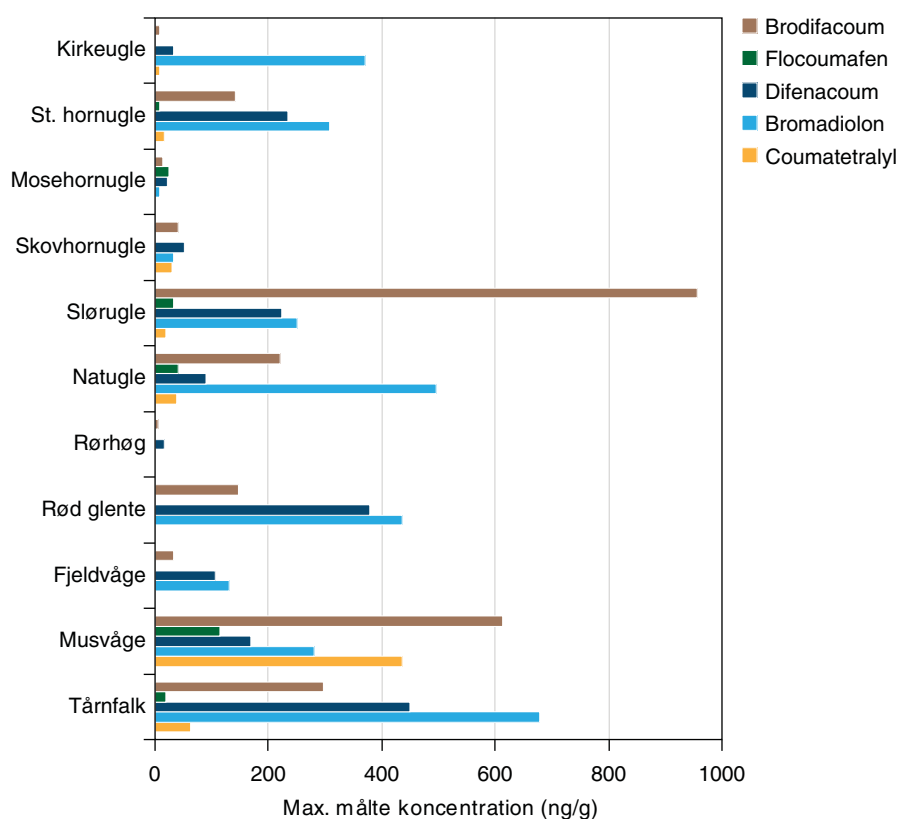
Den gennemsnitlige kumulerede giftkoncentration i de fåtalligt undersøgte arter var 162,0 ng/g lever for 3 røde glenter, 13,1 ng/g for 3 rørhøge, 152,1 ng/g for 10 store hornugler, 43,0 ng/g for 9 kirkeugler og 9,3 ng/g for 5 mosehornugle. For disse arter havde stor hornugle en signifikant højere giftkoncentration end tårnfalk, fjeldvåge, skovhornugle og mosehornugle (HSD $p < 0,05$). På det foreliggende datagrundlag kunne der ikke påvises yderligere forskelle mellem arterne.

Mens der ikke var større markante forskelle i den gennemsnitlige kumulerede giftkoncentration mellem de undersøgte arter, viste de maximale giftkoncentrationer af de enkelte giftstoffer stor variation både imellem og inden for arter af de enkelte giftstoffer (Fig. 9). For tårnfalk, musvåge, rød glente, natugle, slørugle, stor hornugle og kirkeugle lå de maximale

koncentrationer for mindst ét af de fem rodenticider over niveauet for meget høje koncentrationer (>200 ng/g), mens der i fjeldvåge, rørhøg, skovhornugle og mosehornugle ikke blev fundet giftkoncentrationer, der overskred det kritiske niveau. Vurderet ud fra de højeste målte værdier af den kumulerede giftkoncentration i et enkelt individ havde fjeldvåge og skovhornugle maksimalt målte koncentrationer imellem 100 og 200 ng/g. De højeste kumulerede koncentrationer af rodenticider i rørhøg og mosehornugle lå begge under 50 ng/g (Tabel 17).

For de enkelte stoffer lå den maximale koncentration for bromadiolon i niveauet for meget høje koncentrationer (>200 ng/g) for 7 ud af de 11 undersøgte arter, difenacoum og brodifacoum lå meget højt for fire arter, coumatetralyl for én art, mens flocoumafen ikke blev påvist i hverken høje eller meget høje koncentrationer i nogen af de undersøgte arter.

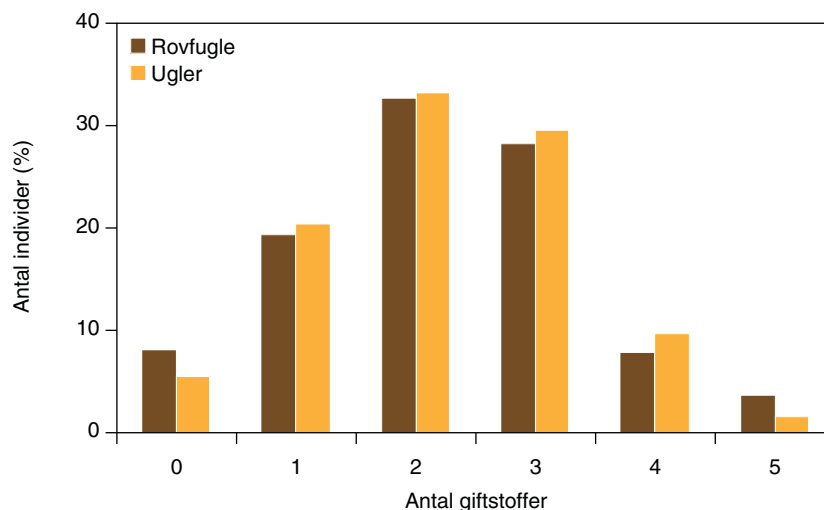
Figur 9. De maksimale målte kumulerede giftkoncentrationer af de fem undersøgte rodenticider i rovfugle og ugler.



Af alle analyserede fugle havde ca. 20% spor af ét rodenticid i leveren, ca. 35% havde spor af to forskellige stoffer, ca. 30% spor af 3 stoffer og ca. 8% og 2% havde spor af hhv. fire og fem forskellige stoffer. Der var ingen forskel i det gennemsnitlige antal af rodenticider per individ mellem rovfugle ($\bar{x} = 2,2$) og ugler ($\bar{x} = 2,2$) (Wilcoxon $z=0,548$, $p=0,584$), som kunne indikere forskellig eksponeringsrisiko mellem disse grupper (Fig. 10).

Gamle rovfugle havde i gennemsnit 2,5 forskellige rodenticider per individ, hvilket var signifikant højere end 2,0 giftstof per individ for unge rovfugle (Wilcoxon: $Z=3,11$, $p=0,0019$). For ugler var der ingen forskel i det gennemsnitlige antal rodenticider per individ mellem adulte ($\bar{x} = 2,30$) og unge ($\bar{x} = 2,33$) (Wilcoxon test: $Z=0,41$, $p=0,683$).

Figur 10. Andel af rovfugle og ugler testet positiv for hhv. 0, 1, 2, 3, 4 og 5 forskellige rodenticider.

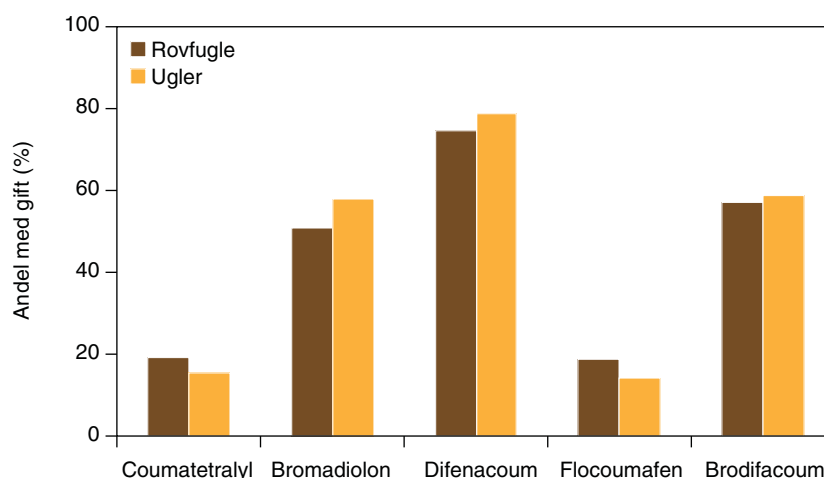


Stofferne bromadiolon, difenacoum og brodifacoum var de hyppigst forekommende med fund i mere end 50% af de undersøgte individer. Coumatetralyl og flocoumafen forekom med lavere hyppighed i under 20% af de undersøgte individer (Fig. 11). Forekomsten af de enkelte rodenticider viste ingen forskel mellem rovfugle og ugler (χ^2 -test, $0,265 < p < 0,839$).

For både rovfugle og ugler var der en positiv sammenhæng mellem leverkoncentrationen af coumatetralyl og bromadiolon (Pearson korrelationskoefficient: rovfugle: 0,215, $p=0,025$, ugler: 0,203, $p=0,029$) og mellem difenacoum og brodifacoum (rovfugle: 0,264, $p=0,008$, ugler: 0,263, $p=0,006$). Denne sammenhæng indikerer, at disse stoffer ofte anvendes parvist, med de svagere stoffer, coumatetralyl og bromadiolon dominerende i nogle områder og de stærkere stoffer dominerende i andre områder.

I det følgende gennemgås forekomsten af antikoagulanter i de enkelte arter af rovfugle og ugler. For en samlet oversigt over de væsentlige resultater henvises til Tabel 17.

Figur 11. Andelen af rovfugle og ugler med spor af de enkelte rodenticider i leveren, hhv. coumatetralyl, bromadiolon, difenacoum, flocoumafen og brodifacoum.

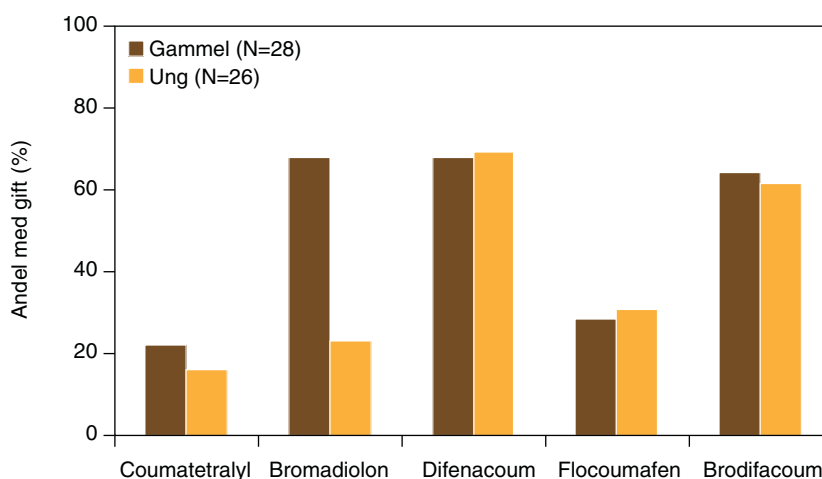


Tårnfalk *Falco tinnunculus*

Af i alt 66 undersøgte tårnfalke blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren i 59 fugle, svarende til at andelen af tårnfalke med rodenticider i kroppen lå på 89,4%. I gennemsnit blev der for alle undersøgte tårnfalke med gift fundet 2,4 forskellige rodenticider per individ.

De hyppigst forekommende gifte var difenacoum og brodifacoum, som blev fundet i 60%-70% af tårnfalkene. Bromadiolon blev fundet i 68% af de gamle tårnfalke, men kun i 23% af de unge tårnfalke. Coumatetralyl og flocoumafen blev fundet i 17%-30% af tårnfalkene. Andelen af gamle fugle med bromadiolon var signifikant højere end hos unge fugle ($\chi^2=7,15$, $p<0,0015$). For de øvrige giftstoffer var der ingen forskel i andelen med gifte mellem gamle og unge fugle (Fig. 12). For den kumulerede giftkoncentration var der ingen forskel i andelen af individer med rodenticider mellem aldersbestemte gamle og unge tårnfalke (hhv. $\bar{x}=90,6\%$ og $\bar{x}=90,9\%$, Fishers exact test: $p=0,362$), og det gennemsnitlige antal gifte fundet per individ viste tilsvarende ingen forskel mellem gamle ($\bar{x}=2,36$, $N=22$) og unge ($\bar{x}=2,19$, $N=32$) (Wilcoxon: $Z=0,633$, $p=0,527$).

Figur 12. Andelen af tårnfalke med rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



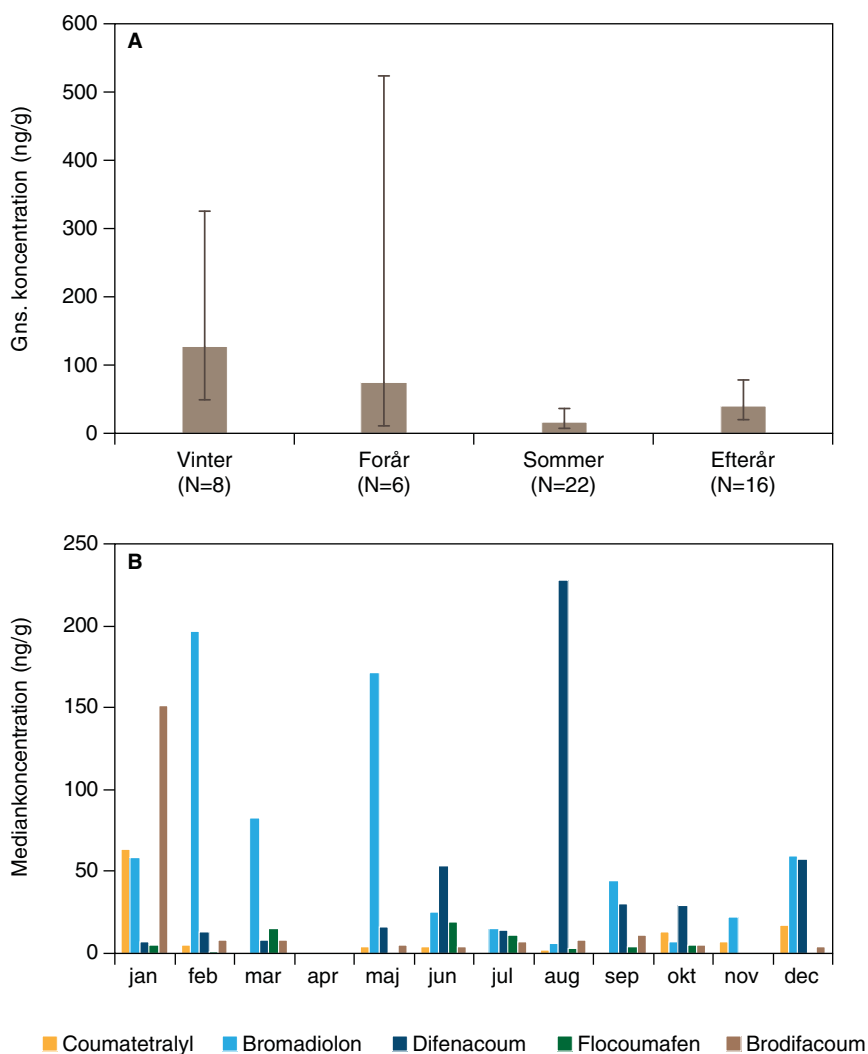
Den kumulerede koncentration af rodenticider i tårnfalke varierede fra 0 til 690 ng/g med et gennemsnit på 35,4 ng/g for individer med rodenticider i kroppen. Samlet havde 62,2% af alle tårnfalkene lave koncentrationer (1-100 ng/g), 13,6% høje koncentrationer (100-200 ng/g) og 13,6% meget høje koncentrationer (>200 ng/g). Enkeltvis forekom kun bromadiolon, difenacoum og brodifacoum i høje og meget høje koncentrationer i relativt få fugle (Tabel 7).

Den sæsonmæssige forekomst af den kumulerede koncentration i tårnfalke med rodenticider er vist i Fig. 13A. Der blev fundet signifikant højere giftkoncentrationer i tårnfalke om vinteren i forhold til om sommeren (Tukeys HSD $p<0,05$), men ingen forskel mellem andre sæsoner. For de enkelte stoffer indikerer mediankoncentrationen (Fig. 13B), at der hyppigere forekommer høje koncentrationer af rodenticider i tårnfalke i vinter- og forårsperioderne, specielt bromadiolon. Der var ingen forskel i hyppigheden af individer med gifte mellem sæsoner (Fishers exact test: $p=0,803$).

Table 7. Overview of mean and maximum values of the cumulative toxin concentration and for the individual rodenticides in tawny owls. The total number of examined birds (N) is shown for each substance, if individual birds were not tested for all substances. The table also shows the percentage of tawny owls without toxin and with low, high and very high concentrations.

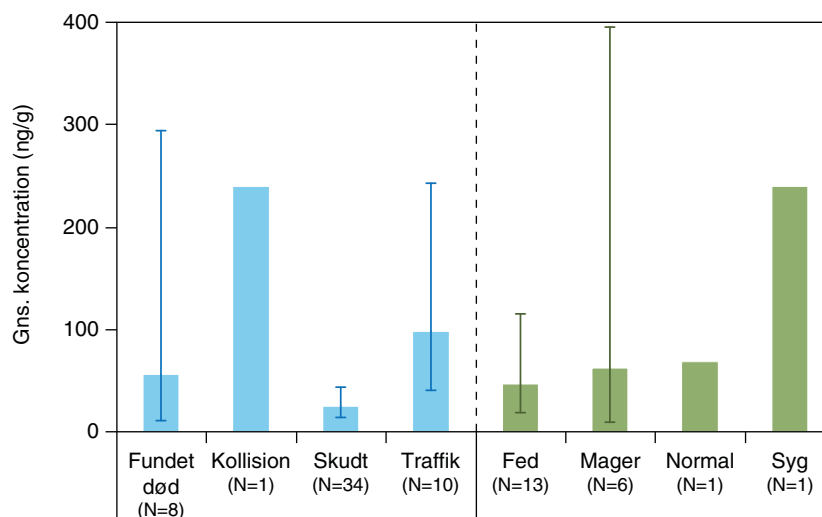
	Individuals with toxin (ng/g)			Percentage of birds (%)/concentration (ng/g)			
	Mean	Max	N	no toxin	low (1-100)	high (100-200)	very high (>200)
Total toxin	35,4	690	66	10,6	62,2	13,6	13,6
coumatetralyl	6,1	64	64	81,3	18,7	0,0	0,0
bromadiolon	33,5	679	66	51,5	34,8	7,6	6,1
difenacoum	18,8	450	66	34,9	60,6	3,0	1,5
flocoumafen	5,2	20	66	72,7	27,3	0,0	0,0
brodifacoum	7,7	298	66	40,9	54,6	1,5	3,0

Figure 13. A: Mean (±95% c.i.) of the cumulative toxin concentration in tawny owls with rodenticides from winter, spring, summer and autumn. B: Monthly distribution of median concentration in tawny owls for the individual rodenticides.



For tårnfalke med kendt dødsårsag og status kunne der reelt kun skelnes mellem tre typer af dødsårsag, 'fundet død', 'skudt' (på flyvepladser og inkl. bird strikes) og 'trafik-dræbte' individer og tårnfalke med status som 'fed' og 'mager', da de øvrige kategorier kun er repræsenteret med et enkelt individ (Fig. 14). Forskellen i giftkoncentrationer i tårnfalke med forskellig dødsårsag var akkurat ikke signifikant forskellige (ANOVA: $F_{3,49}=2,57$, $p=0,065$), ligesom der ikke var signifikant forskel mellem tårnfalke med forskellig status (ANOVA: $F_{3,17}=0,35$, $p=0,787$).

Figur 14. Gennemsnittet af den kumulerede giftkoncentration i tårnfalke med kendt dødsårsag og kendt fysisk status.



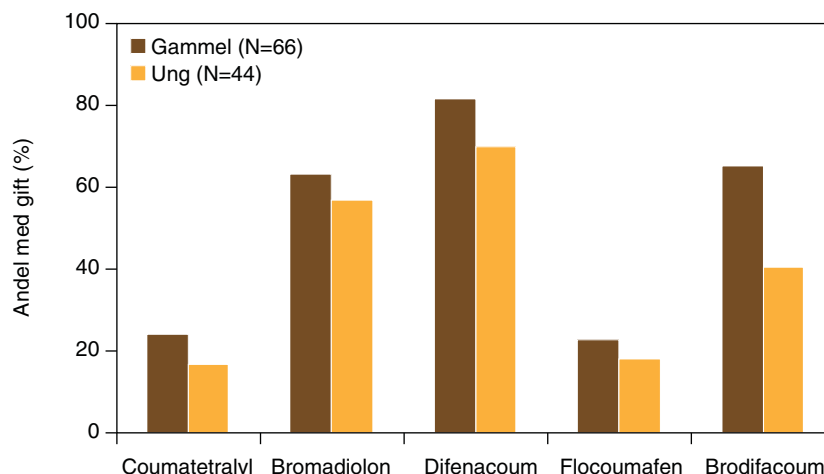
Musvåge *Buteo buteo*

Af i alt 141 undersøgte musvåger blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren i 132 fugle, svarende til at andelen af musvåger med rodenticider i kroppen lå på 94,6%. I gennemsnit blev der for alle undersøgte musvåger med gift fundet 2,5 forskellige rodenticider per individ.

De hyppigst forekommende gifte var bromadiolon, difenacoum og brodifacoum, som blev fundet i hhv. 60%, 75% og 50% af de undersøgte musvåger. Coumatetralyl og flocoumafen blev fundet i ca. 20% af fuglene (Fig. 15). Samlet var der ingen forskel i andelen af individer med rodenticider mellem gamle og unge musvåger (hhv. $\bar{x}=94,5\%$ og $\bar{x}=90,9\%$, Fishers exact test: $p=0,697$), men det gennemsnitlige antal gifte fundet per individ var signifikant højere hos gamle ($\bar{x}=2,58$, $N=55$) end hos unge ($\bar{x}=2,00$, $N=44$) musvåger (Wilcoxon: $z=2,615$, $p=0,0089$).

Den kumulerede koncentration i musvåger varierede fra 0 til 721 ng/g med et gennemsnit på 39,9 ng/g for individer med rodenticider i kroppen. Samlet havde 73,0% af alle musvåger lave koncentrationer (1-100 ng/g), 14,9% høje koncentrationer (100-200 ng/g) og 5,7% meget høje koncentrationer (>200 ng/g). Enkeltvis blev alle stofferne registreret i høje koncentrationer, men kun coumatetralyl, bromadiolon og brodifacoum forekom i meget høje koncentrationer og i meget få fugle, hhv. 1, 2 og 1 individer (Tabel 8).

Figur 15. Andelen af musvåger med rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



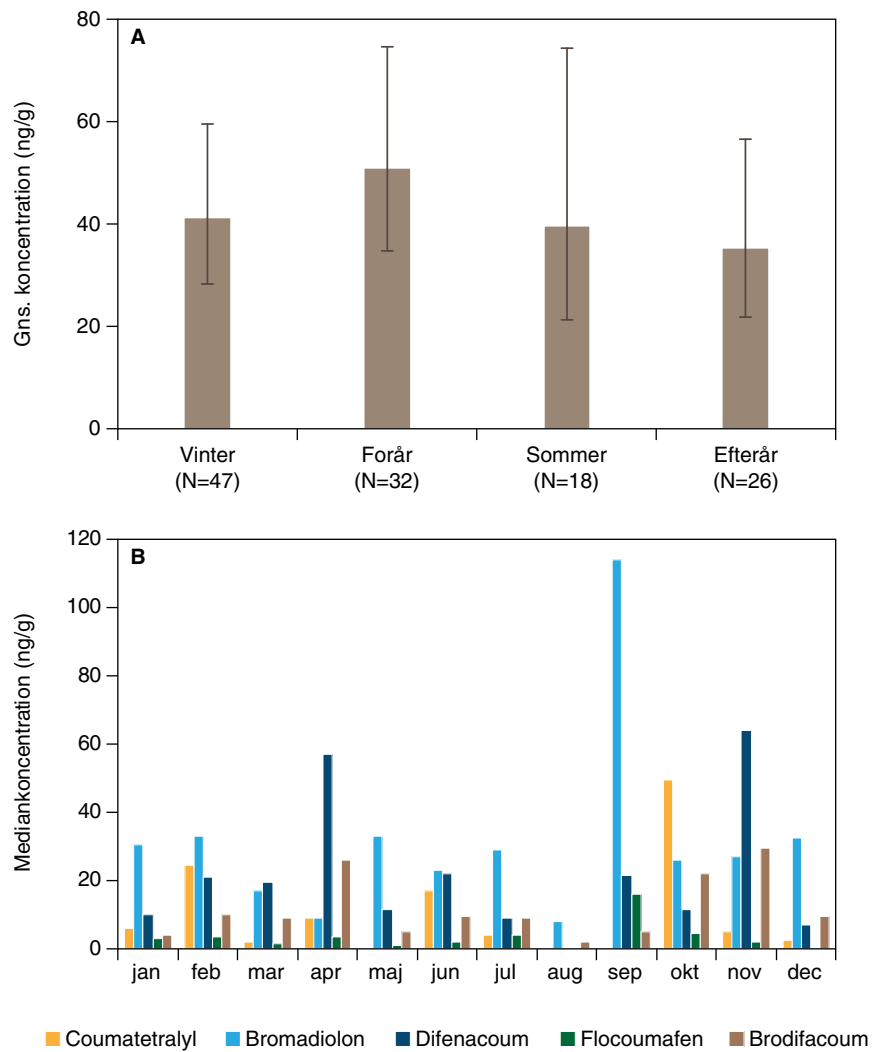
Tablet 8. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i musvåge. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof, idet enkelte individer ikke blev testet for alle stoffer. Tabellen viser desuden andelen af musvåger uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	Lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	39,9	721	141	6,4	73,0	14,9	5,7
coumatetralyl	9,3	435	139	77,7	20,9	0,7	0,7
bromadiolon	22,8	282	140	40,0	54,3	4,3	1,4
difenacoum	17,1	170	136	22,1	75,0	2,9	0,0
flocoumafen	3,4	115	141	80,1	19,2	0,7	0,0
brodifacoum	10,3	613	139	44,6	54,0	0,7	0,7

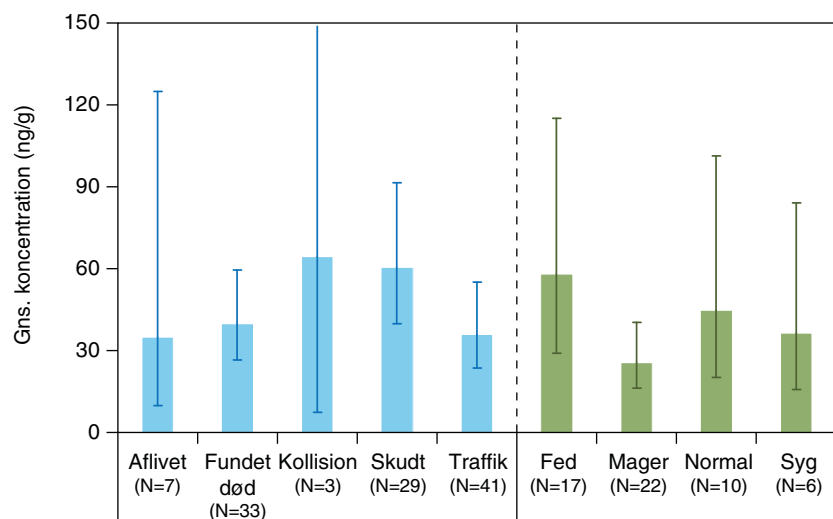
Den sæsonmæssige forekomst af den kumulerede koncentration i musvåger med rodenticider er vist i Fig. 16A. Der var ingen signifikante forskelle mellem vinter, forår, sommer og efterår (ANOVA: $F=0,48$, $p=0,693$). Vurderet ud fra de månedlige mediankoncentrationer (Fig. 16B), var der ingen systematiske tendenser i forekomsten af de enkelte stoffer. Der var ingen forskel i hyppigheden af individer med gifte mellem sæsoner (Fishers exact test: $p=0,244$).

For musvåger med kendt dødsårsag og status kunne der skelnes mellem fem typer af dødsårsag, 'aflivet', 'fundet død', 'kollision', 'skudt' (på flyvepladser og inkl. bird strikes) og 'trafik-dræbte' individer og musvåger med status som 'fed', 'mager', 'normal' og 'syg' (Fig. 17). Der var ingen forskel i giftkoncentrationen mellem musvåger med forskellig dødsårsag (ANOVA: $F_{4,108}=0,95$, $p=0,436$) eller mellem musvåger med forskellig status (ANOVA: $F_{3,51}=1,75$, $p=0,169$).

Figur 16. A: Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i musvåger med rodenticider fra vinter, forår, sommer og efterår. B: Månedsfordelingen af mediankoncentrationen i musvåger for de enkelte rodenticider.



Figur 17. Gennemsnittet af den kumulerede giftkoncentration i musvåger med kendt dødsårsag og kendt fysisk status.

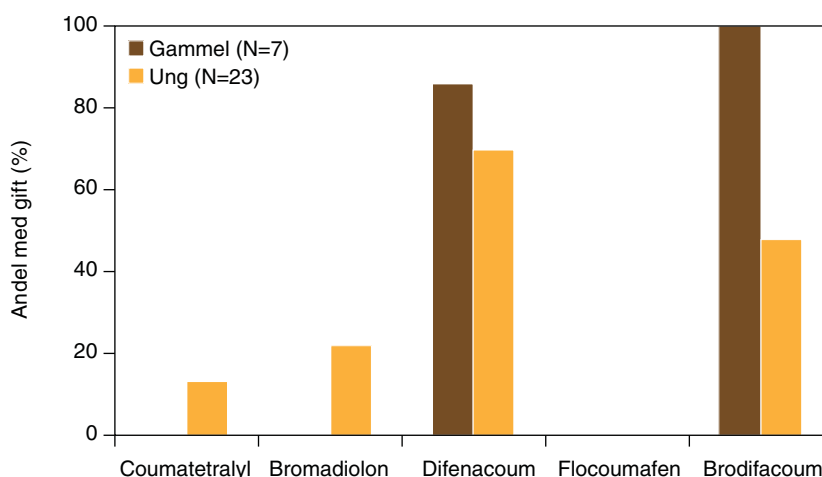


Fjeldvåge *Buteo lagopus*

Af i alt 31 undersøgte fjeldvåger blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren i 26 fugle, svarende til at andelen af fjeldvåger med rester af rodenticider i kroppen lå på 83,8%. I gennemsnit blev der for alle undersøgte fjeldvåger med gift fundet 1,9 forskellige rodenticider per individ.

De hyppigst forekommende gifte var difenacoum og brodifacoum, som i gennemsnit blev fundet i hhv. 70% og 60% af de undersøgte fjeldvåger. Bromadiolon og coumatetralyl blev fundet i mindre end 20% af fuglene, mens flocoumafen ikke blev påvist i de undersøgte fjeldvåger (Fig. 18). Der var samlet ingen forskel i andelen af individer med rodenticider mellem gamle og unge fjeldvåger (hhv. \bar{x} =100,0% og \bar{x} =82,6%, Fishers exact test: $p=0,304$), men dog en signifikant forskel mellem gamle og unge i andelen med brodifacoum (Fishers exact test: $p=0,024$) (Fig. 18). Det gennemsnitlige antal gifte fundet per individ varierede ikke signifikant mellem gamle (\bar{x} =1,86, $N=7$) og unge (\bar{x} =1,52, $N=23$) fjeldvåger (Wilcoxon: $z=0,713$, $p=0.475$).

Figur 18. Andelen af fjeldvåger med rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



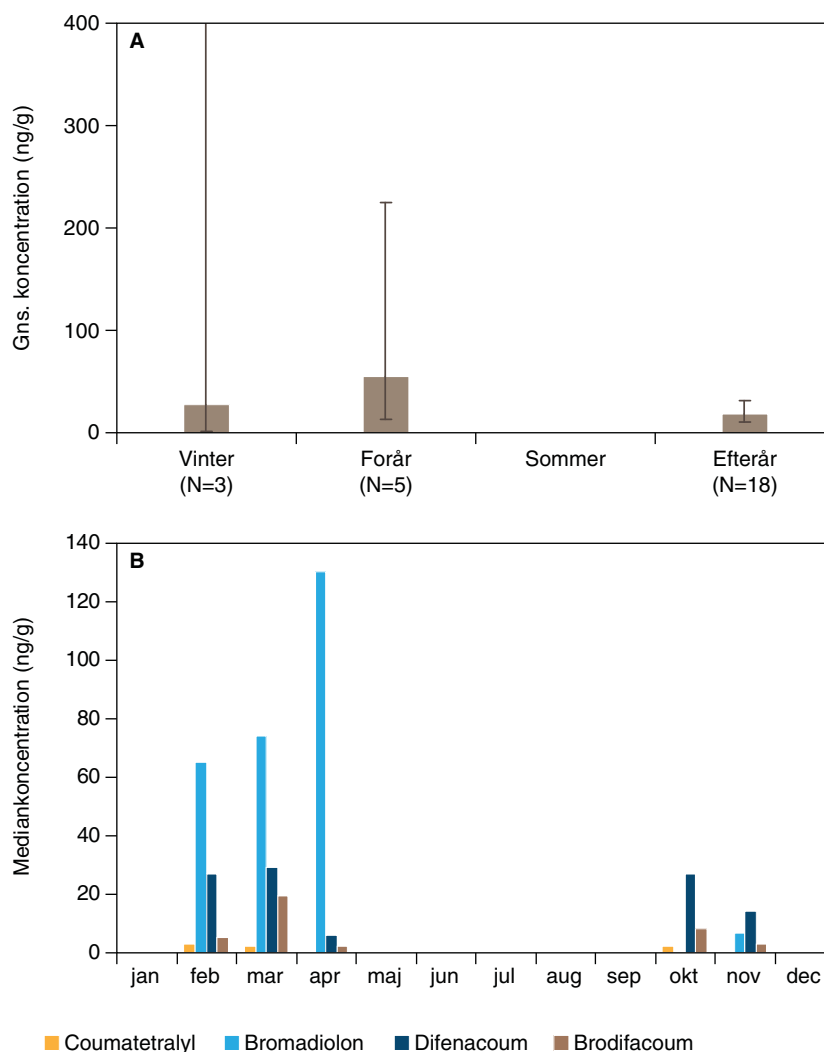
Den kumulerede koncentration af rodenticider i fjeldvåger varierede fra 0 til 139 ng/g med et gennemsnit på 23,7 for individer med rodenticider i kroppen. Samlet havde 71,0% af alle fjeldvåger lave koncentrationer (1-100 ng/g), 12,9% høje koncentrationer (100-200 ng/g), mens der ingen fjeldvåger var med meget høje giftkoncentrationer (>200 ng/g). Høje koncentrationer blev kun fundet i to individer med hhv. bromadiolon og difenacoum. (Tabel 9).

Den sæsonmæssige forekomst af den kumulerede giftkoncentration i fjeldvåger med rodenticider er vist i Figur 19A. Der var ingen signifikante sæsonforskelle i den totale giftkoncentration (ANOVA: $F=1,8$, $p=0,188$). Vurderet ud fra de månedlige mediankoncentrationer viste koncentrationen af bromadiolon dog en tendens til, at fjeldvåger havde højere koncentrationer i forårsperioden sammenlignet med efterårsperioden (Fig. 19B). Sammenlignes data for perioden februar-april med oktober-november, var forskellen i bromadiolonkoncentrationen signifikant (ANOVA: $F=35,3$, $p=0,0095$). Gennemsnitlig var den kumulerede koncentration af rodenticider i fjeldvåger 41,1 ng/g i forårsperioden og 18,3 i efterårsperioden. Der var ingen forskel i hyppigheden af individer med gifte mellem forårs- og efterårssæsonerne (Fishers exact test: $p=1,00$).

Table 9. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i fjeldvåge. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof. Tabellen viser desuden andelen af fjeldvåger uden gift, og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	23,7	139	31	16,1	71,0	12,9	0,0
coumatetralyl	2,3	3	31	90,3	9,7	0,0	0,0
bromadiolon	30,2	130	31	83,9	12,9	3,2	0,0
difenacoum	17,6	105	31	25,8	71,0	3,2	0,0
flocoumafen	-	0	31	100,0	0,0	0,0	0,0
brodifacoum	6,5	34	31	38,7	61,3	0,0	0,0

Figure 19. A: Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.i.) af den kumulerede giftkoncentration i fjeldvåger med rodenticider fra vinter, forår, sommer og efterår. B: Månedsfordelingen af mediankoncentrationen i fjeldvåger for de enkelte rodenticider.



In relation to the cause of death and status, only one field vole from the airport was registered as a 'bird strike' and the rest as shot birds. Corresponding to this, there were no registrations of status on field voles, which means that a comparison of the amount of poison in the birds with different causes of death and status cannot be carried out for this species.

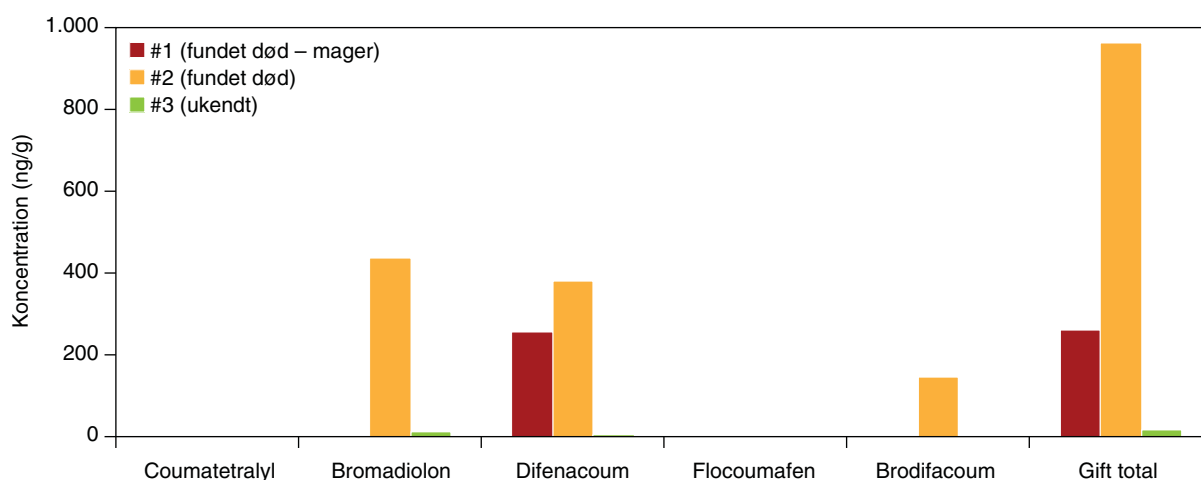
Rød glente *Milvus milvus*

Der blev detekteret rodenticider i alle tre undersøgte røde glenter. Alle tre individer havde bromadiolon og difenacoum i leveren, mens brodifacoum blev fundet i ét individ (Tabel 10).

To af de røde glenter havde meget høje giftkoncentrationer på over 200 ng/g, mens det tredje individ kun havde meget koncentrationer af hhv. bromadiolon (12 ng/g) og difenacoum (5 ng/g). Bromadiolon og difenacoum forekom enkeltvis i meget høje koncentrationer i hhv. ét og to individer (Fig. 20).

Tabel 10. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i rød glente. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof, idet enkelte individer ikke blev testet for alle stoffer. Tabellen viser desuden andelen af røde glenter uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	162,0	962	3	0,0	33,3	0,0	66,7
coumatetralyl	-	0	3	100,0	0,0	0,0	0,0
bromadiolon	25,0	436	3	0,0	66,7	0,0	33,3
difenacoum	78,7	380	3	0,0	33,3	0,0	66,7
flocoumafen	-	0	3	100,0	0,0	0,0	0,0
brodifacoum	146,0	146	2	50,0	0,0	50,0	0,0



Figur 20. Målte koncentrationer af de enkelte rodenticider og den samlede totale giftkoncentration i tre undersøgte røde glenter.

De tre røde glenter er alle fundet i forårsperioden, med ét individ fra hhv. april og maj (2007) og marts (2008). Fuglene fra 2007 er rapporteret som fundet døde, mens der ikke foreligger oplysninger om fuglen fra 2008.

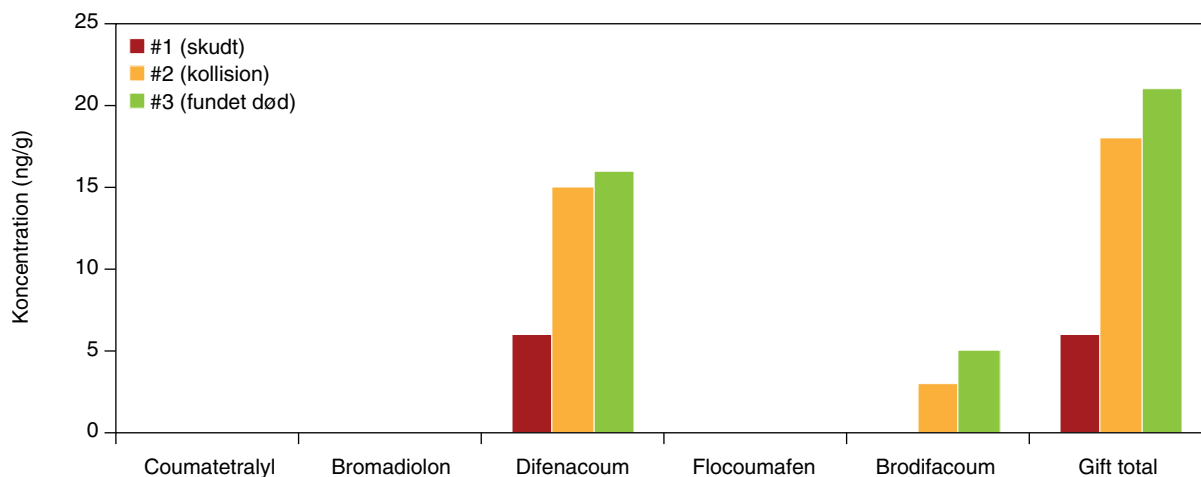
Der blev kun modtaget leverprøver fra de tre glenter, så der kunne ikke foretages egentlige undersøgelser af fuglene. Ifølge medfølgende oplysninger er fuglen fra 2008 en gammel han, mens glenten fra maj 2007 er en han i mager tilstand med en vægt på 1.010 gram. Den sidste fugl er der ikke oplysninger om.

Rørhøg *Circus aeruginosus*

Der blev detekteret rodenticider i alle tre undersøgte rørhøge. Alle tre individer havde difenacoum, mens brodifacoum blev fundet i to individer. Coumatetralyl og flocoumafen blev ikke registreret i de undersøgte rørhøge (Fig. 21).

De fundne koncentrationer af rodenticider var meget lave for alle tre rørhøge med totalkoncentrationer på 15-20 ng/g lever i to individer og ca. 5 ng/g i ét individ.

De undersøgte rørhøge var fra efterårsperioden, med et individ fra oktober (2002) og to individer fra september (2008). De to fugle fra 2008 var hhv. en gammel han (vægt 611 gram) skudt i en lufthavn, og en hun fundet død i meget mager tilstand (vægt: 335 gram). Fuglen fra 2002 er rapporteret som 'fed' med en vægt på 540 gram, men uden yderligere oplysninger.



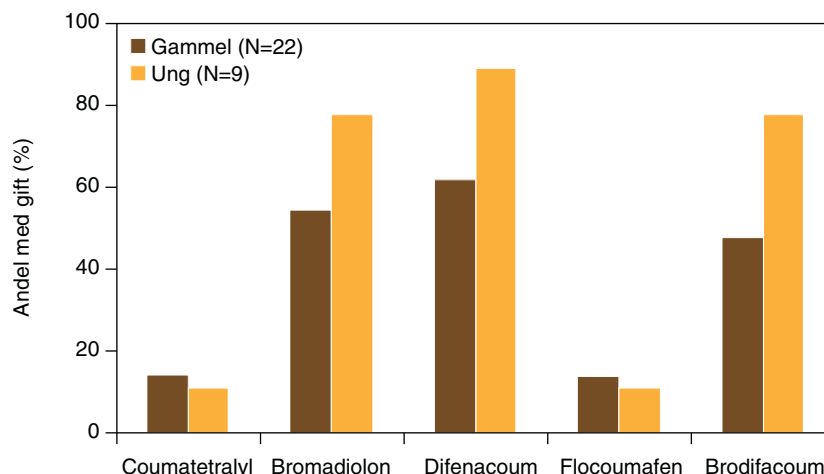
Figur 21. Målte koncentrationer af de enkelte rodenticider og den samlede totale giftkoncentration i tre undersøgte rørhøge.

Natugle *Strix aluco*

Af i alt 44 undersøgte natugler blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren i 41 fugle, svarende til at andelen af natugler med rodenticider i kroppen lå på 93,2%. I gennemsnit blev der for alle undersøgte natugler med gift fundet 2,1 forskellige rodenticider per individ.

De hyppigst forekommende gifte var bromadiolon, difenacoum og brodifacoum, som blev fundet i hhv. 61%, 70% og 53% af de undersøgte natugler. Coumatetralyl og flocoumafen blev fundet i ca. 14% af fuglene (Fig. 22). Samlet var der ingen forskel i andelen af individer med rodenticider mellem gamle og unge natugler (hhv. \bar{x} = 90,9% og \bar{x} = 88,9%, Fishers exact test: $p=1,00$), men det gennemsnitlige antal gifte fundet per individ var signifikant lavere hos gamle (\bar{x} = 1,86, $N=22$) end hos unge (\bar{x} = 2,67, $N=9$) natugler (Wilcoxon: $z=2,022$, $p=0,043$).

Figur 22. Andelen af natugler med rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



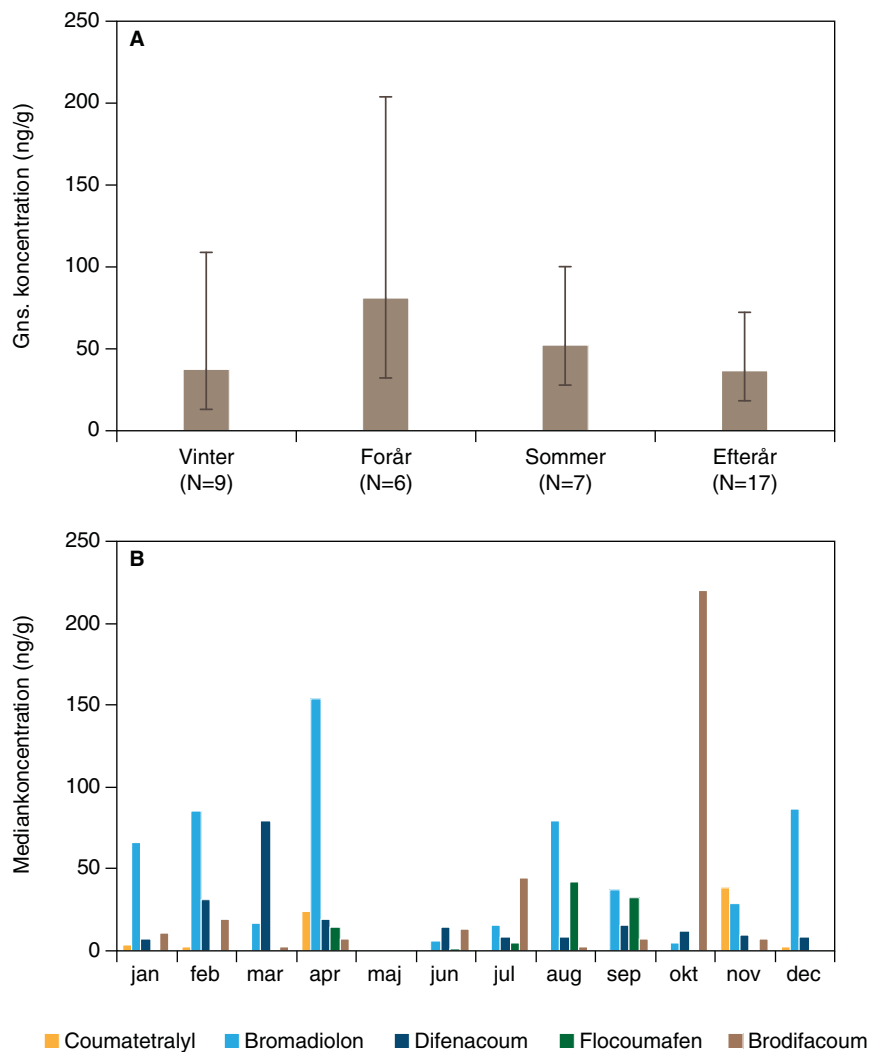
Den kumulerede koncentration af rodenticider i natugler varierede fra 0 til 534 ng/g med et gennemsnit på 40,3 ng/g i natugler med rodenticider i kroppen. Samlet havde 72,7% af alle natugler lave koncentrationer (1-100 ng/g), 11,4% høje koncentrationer (100-200 ng/g) og 9,1% meget høje giftkoncentrationer (>200 ng/g). Af de enkelte stoffer blev bromadiolon registreret i høje koncentrationer i fem natugler og i meget høje koncentrationer i tre ugler, mens brodifacoum i et enkelt individ blev registreret i meget høj koncentration (Tabel 11).

Den sæsonmæssige forekomst af den kumulerede koncentration i natugler med rodenticider er vist i Figur 23A. Der var ingen signifikante forskelle mellem vinter, forår, sommer og efterår (ANOVA: $F=0,76$, $p=0,526$). I gennemsnit var koncentrationen i natugler 51,9 ng/g gennem alle årets måneder. De månedlige mediankoncentrationer for de enkelte stoffer viste ingen klar tendens til sæsonmæssige forskelle, men dog med svagt højere bromadiolonkoncentrationer i vinter- og forårsperioderne (Fig. 23B). Der var ingen forskel i hyppigheden af individer med gifte mellem sæsoner (Fishers exact test: $p=0,216$).

Tabel 11. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i natugle. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof, idet enkelte individer ikke blev testet for alle stoffer. Tabellen viser desuden andelen af natugler uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

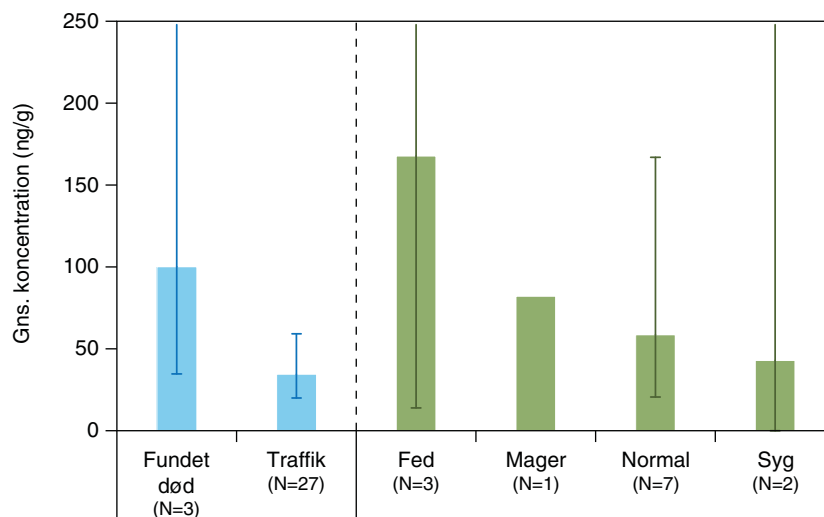
	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	40,3	534	44	6,8	72,7	11,4	9,1
coumatetralyl	6,3	39	43	86,0	14,0	0,0	0,0
bromadiolon	35,1	496	44	38,6	43,2	11,4	6,8
difenacoum	10,8	90	43	30,2	69,8	0,0	0,0
flocoumafen	10,0	42	44	86,4	13,6	0,0	0,0
brodifacoum	9,0	220	43	46,5	51,2	0,0	2,3

Figur 23. A: Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i natugler med rodenticider fra vinter, forår, sommer og efterår. B: Månedsfordelingen af mediankoncentrationen i natugler for de enkelte rodenticider.



For natugler kunne der skelnes mellem to typer af dødsårsag, 'fundet død' og 'trafik-dræbt', og fire typer status, 'fed', 'mager', 'normal' og 'syg' (Fig. 24). Natugler fundet døde havde en højere median koncentration end trafikdræbte natugler, en forskel der dog ikke var signifikant (ANOVA: $F_{1,28}=1,76$, $p=0,196$). For natugler med forskellig status kunne der ikke påvises en statistisk forskel i mediankoncentrationen af rodenticider (ANOVA: $F_{3,9}=0,79$, $p=0,531$).

Figur 24. Gennemsnittet af den kumulerede giftkoncentration i natugler med kendt dødsårsag og kendt fysisk status.

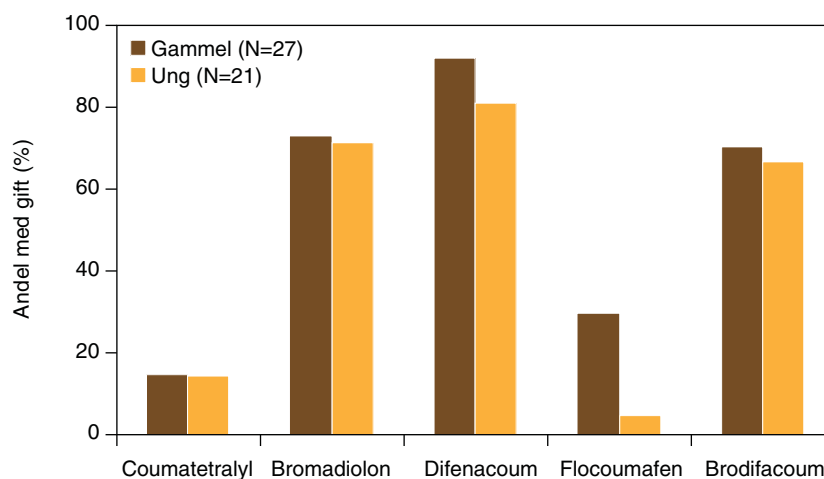


Slørugle *Tyto alba*

Af i alt 80 undersøgte slørugler blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren i 75 fugle, svarende til at andelen af slørugler med rester af rodenticider i kroppen lå på 93,7%. I gennemsnit blev der for alle undersøgte slørugler med gift fundet 2,5 forskellige rodenticider per individ.

De hyppigst forekommende gifte var bromadiolon, difenacoum og brodifacoum, som blev fundet i hhv. 68%, 83% og 62% af de undersøgte slørugler. Coumatetralyl og flocoumafen blev fundet i ca. 16% af fuglene (Fig. 25). For de enkelte stoffer kunne der ikke påvises statistiske forskelle i andelen af gamle og unge slørugler med gift (Fishers exact og χ^2 test: $p > 0,05$). For den kumulerede giftkoncentration var der tilsvarende ingen forskel i andelen af individer med rodenticider mellem gamle og unge slørugler (hhv. $\bar{x} = 96,3\%$ og $\bar{x} = 95,2\%$, Fishers exact test: $p = 1,00$) eller i det gennemsnitlige antal gifte fundet per individ hos gamle ($\bar{x} = 2,7$, $N = 27$) og hos unge ($\bar{x} = 2,4$, $N = 21$) slørugler (Wilcoxon: $z = 0,81$, $p = 0,418$).

Figur 25. Andelen af slørugler med spor af de fem rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



Den kumulerede koncentration af rodenticider i slørugler varierede fra 0 til 1,092 ng/g med et gennemsnit på 58,3 ng/g for individer med rodenticider i kroppen. Samlet havde 56,3% af alle slørugler lave koncentrationer (1-100 ng/g), 23,5% høje koncentrationer (100-200 ng/g) og 13,7% meget høje giftkoncentrationer (>200 ng/g). Af de enkelte stoffer blev bromadiolon og difenacoum registreret i høje koncentrationer i 13 slørugler, og i meget høje koncentrationer i fem ugler. Brodifacoum blev registreret i meget høje koncentrationer i fem individer (Tabel 12).

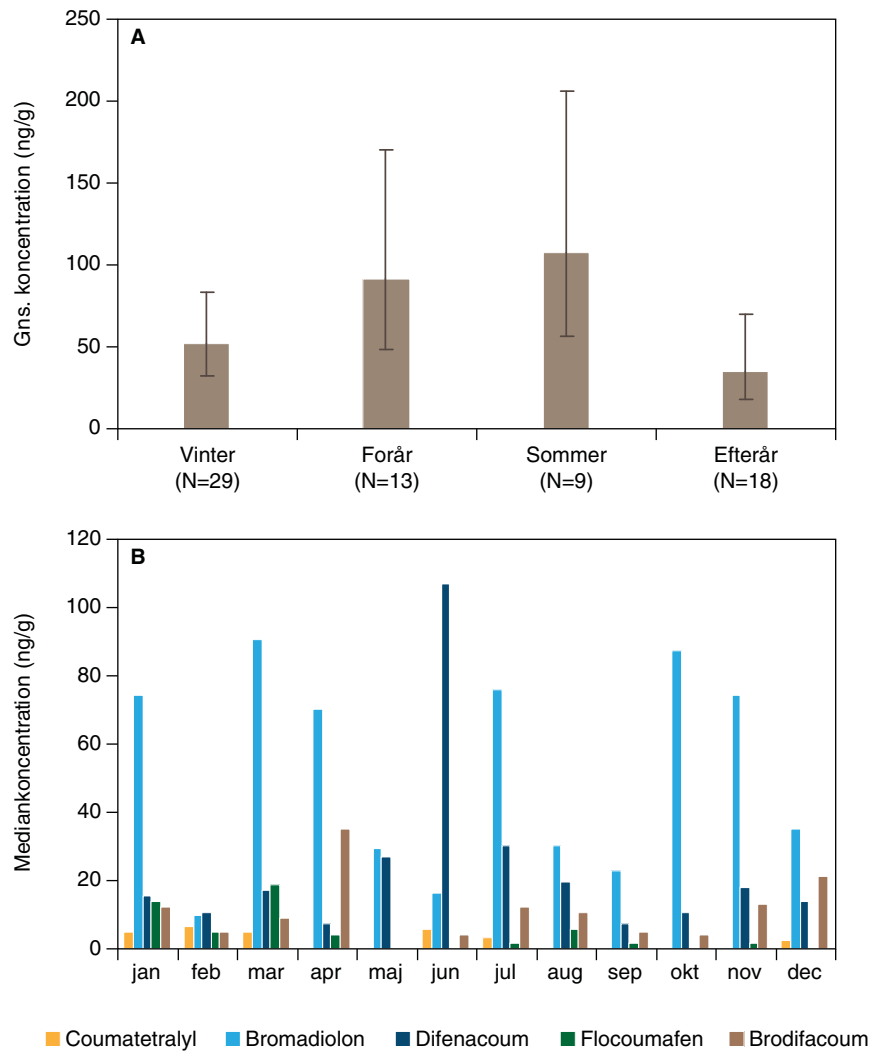
Tabel 12. Oversigt over gennemsnitskoncentrationen og maksimum-værdier af den kumulerede giftmængde og for de enkelte rodenticider i slørugle. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof, idet enkelte individer ikke blev testet for alle stoffer. Tabellen viser desuden andelen af slørugler uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			N	Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)		
	Gns.	Max	ingen gift		Lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	58,3	1092	80	6,3	56,3	23,7	13,7
coumatetralyl	4,7	18	80	85,0	15,0	0,0	0,0
bromadiolon	33,5	252	79	31,6	50,6	12,7	5,1
difenacoum	17,1	223	77	16,9	77,9	3,9	1,3
flocoumafen	4,6	34	80	83,7	16,3	0,0	0,0
brodifacoum	12,9	957	80	37,5	56,2	0,0	6,3

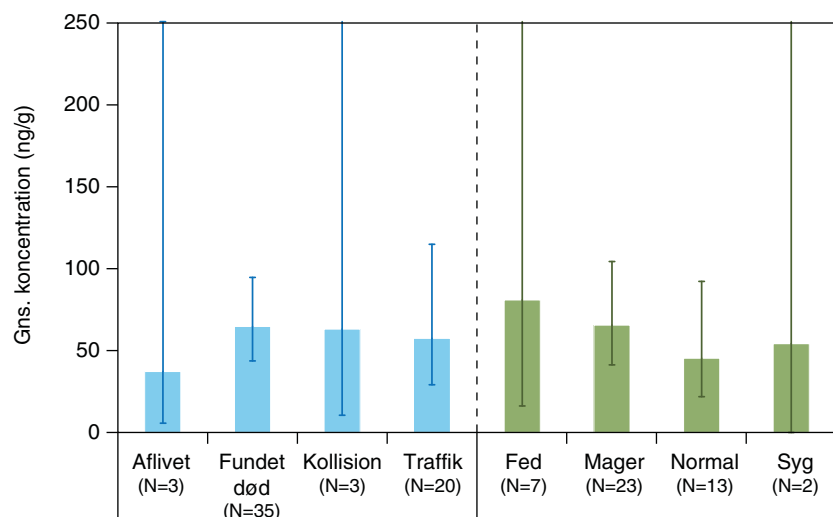
Den sæsonmæssige forekomst af den kumulerede koncentration i slørugler med rodenticider er vist i Figur 26A. Der var ingen signifikante forskelle mellem vinter, forår, sommer og efterår (ANOVA: $F_{3,65}=2,5$, $p=0,067$). Sæsonmæssig viser mediankoncentrationen af de enkelte stoffer ikke nogen klar tendens (Fig. 26B), dog forekommer bromadiolon med markant højere medianværdier end de øvrige stoffer gennem alle årets måneder. Der var ingen forskel i hyppigheden af individer med gifte mellem sæsoner (Fishers exact test: $p=0,771$).

For slørugler kunne der skelnes mellem fire typer af dødsårsag, 'aflivet', 'fundet død', 'kollision' og 'trafik-dræbt', og fire typer status, 'fed', 'mager', 'normal' og 'syg' (Fig. 27). Slørugler rapporteret som aflivet havde en lavere koncentration sammenlignet med andre dødsårsager, men statistisk var der ikke signifikant forskel mellem de forskellige dødsårsager (ANOVA: $F_{3,57}=0,19$, $p=0,901$). For slørugler med forskellig status kunne der ligeledes ikke påvises en statistisk forskel i koncentrationen af rodenticider (ANOVA: $F_{3,41}=0,42$, $p=0,736$).

Figur 26. A: Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i slørugler med rodenticider fra vinter, forår, sommer og efterår. B: Månedsfordelingen af mediankoncentrationen i slørugler for de enkelte rodenticider.



Figur 27. Gennemsnittet af den kumulerede giftkoncentration i slørugler med kendt dødsårsag og kendt fysisk status.

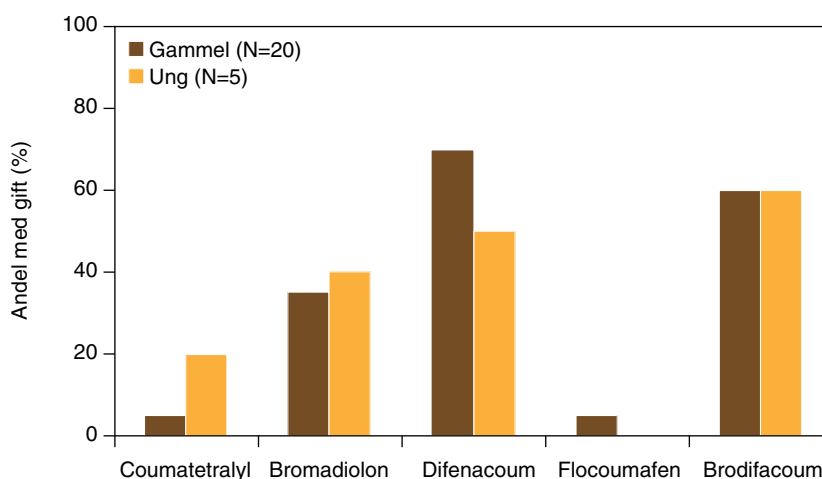


Skovhornugle *Asio otus*

Af i alt 38 undersøgte skovhornugler blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren i 36 fugle, svarende til at andelen af skovhornugler med rodenticider i kroppen lå på 94,7%. I gennemsnit blev der for alle undersøgte skovhornugler med gift fundet 1,9 forskellige rodenticider per individ.

De hyppigst forekommende rodenticider var difenacoum og brodifacoum, som blev fundet i hhv. 72% og 63% af de undersøgte skovhornugler. Coumatetralyl, bromadiolon og flocoumafen blev fundet i hhv. 10%, 26% og 8% af fuglene (Fig. 28). For de enkelte stoffer kunne der ikke påvises statistiske forskelle i andelen med gift mellem gamle og unge skovhornugler (Fishers exact test: $p > 0,3$). Samlet var der tilsvarende ingen forskel i andelen af individer med rodenticider mellem gamle og unge skovhornugler (hhv. $\bar{x} = 100,0\%$ og $\bar{x} = 80,0\%$, Fishers exact test: $p = 0,367$) eller i det gennemsnitlige antal gifte fundet per individ hos gamle ($\bar{x} = 1,7$, $N = 20$) og hos unge ($\bar{x} = 1,6$, $N = 5$) skovhornugler (Wilcoxon: $z = 0,183$, $p = 0,855$).

Figur 28. Andelen af skovhornugler med rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



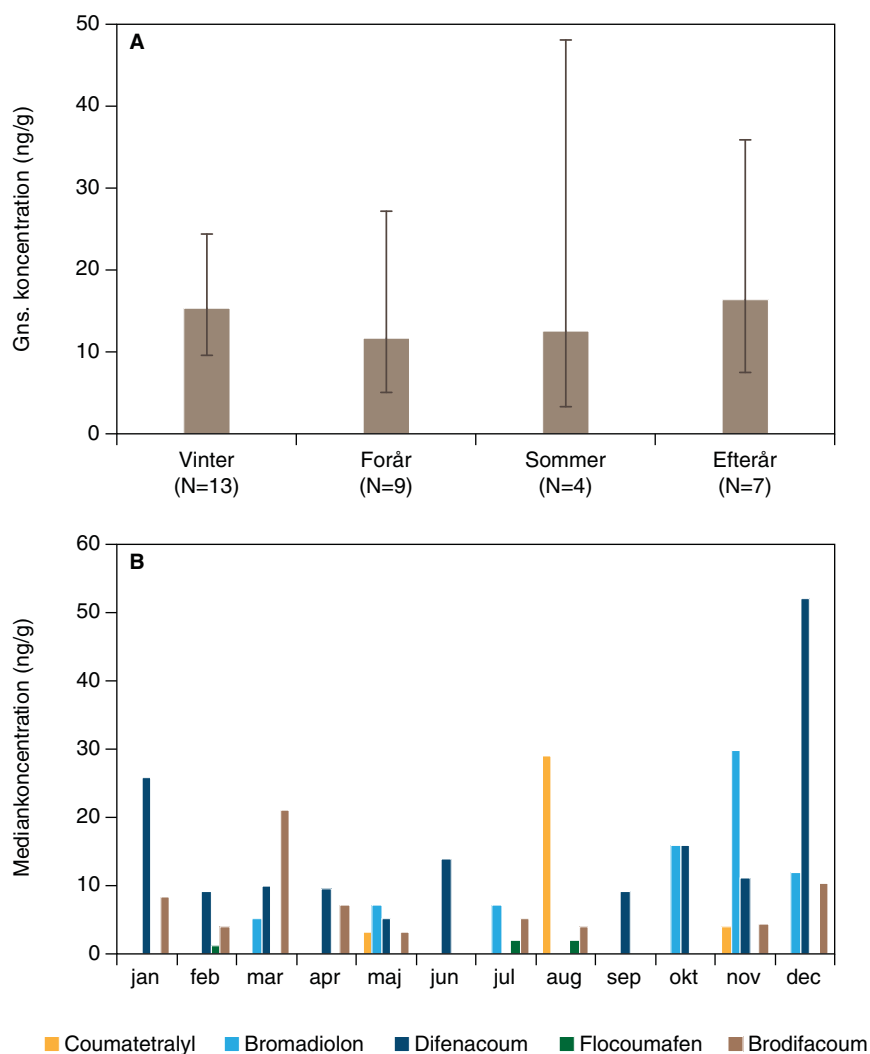
Den kumulerede koncentration af rodenticider i skovhornugler varierede fra 0 til 84 ng/g med et gennemsnit på 13,8 ng/g i individer med rodenticider i kroppen. Af skovhornugler med rodenticider i leveren havde alle lave koncentrationer (<100 ng/g), både i den kumulerede mængde gift og for hvert af de enkelte stoffer (Tabel 13).

Tabel 13. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i skovhornugle. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof, idet enkelte individer ikke blev testet for alle stoffer. Tabellen viser desuden andelen af skovhornugler uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	13,8	84	38	5,3	94,7	0,0	0,0
coumatetralyl	6,1	29	38	89,5	10,5	0,0	0,0
bromadiolon	9,9	33	38	73,7	26,3	0,0	0,0
difenacoum	9,9	52	36	27,8	72,2	0,0	0,0
flocoumafen	1,6	2	38	92,1	7,9	0,0	0,0
brodifacoum	5,4	40	38	36,8	63,2	0,0	0,0

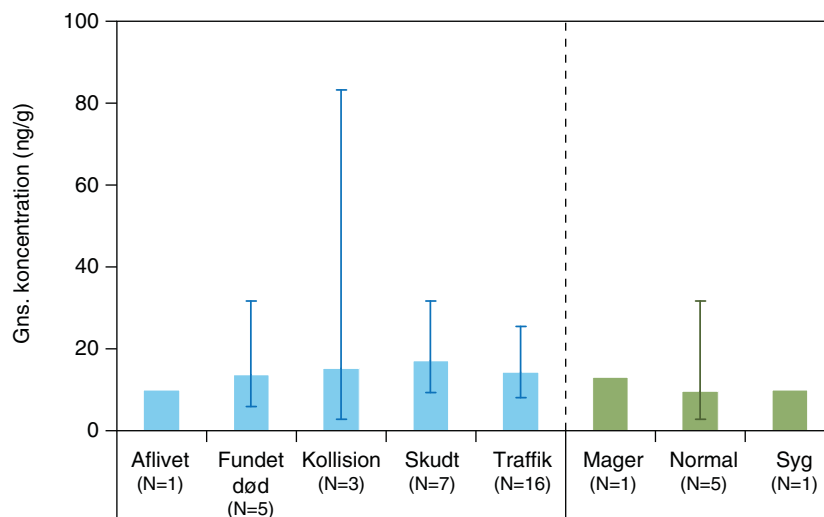
Den sæsonmæssige forekomst i den kumulerede koncentration i skovhornugler med rodenticider er vist i Fig. 29A. Der var ingen signifikante forskelle mellem vinter, forår, sommer og efterår (ANOVA: $F_{3,29}=0,27$, $p=0,848$). Den månedlige mediankoncentration i skovhornugler viste ikke noget klart mønster (Fig. 29B), dog med en svag tendens til lidt højere koncentrationer af bromadiolon og difenacoum i efterårs- og vintermånederne. Der var ingen forskel i hyppigheden af individer med gifte mellem sæsoner (Fishers exact test: $p=0,244$).

Figur 29. A: Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i skovhornugler med rodenticider fra vinter, forår, sommer og efterår. B: Månedsfordelingen af mediankoncentrationen i skovhornugler for de enkelte rodenticider.



For skovhornugler kunne der skelnes mellem fem typer af dødsårsag, 'aflivet', 'fundet død', 'kollision', 'skudt' (på lufthavn og inkl. 'bird strike') og 'trafik-dræbt', og fire typer status, 'fed', 'mager', 'normal' og 'syg' (Fig. 30). Skovhornugler rapporteret som aflivet havde en lavere mediankoncentration sammenlignet med andre dødsårsager, men statistisk var der ikke signifikant forskel mellem de forskellige dødsårsager (ANOVA: $F_{4,27}=0,11$, $p=0,978$). Der kunne ikke påvises en statistisk forskel i mediankoncentrationen af rodenticider i forhold til status (ANOVA: $F_{2,4}=0,04$, $p=0,960$).

Figur 30. Gennemsnittet af den kumulerede giftkoncentration i skovhornugler med kendt dødsårsag og kendt fysisk status.

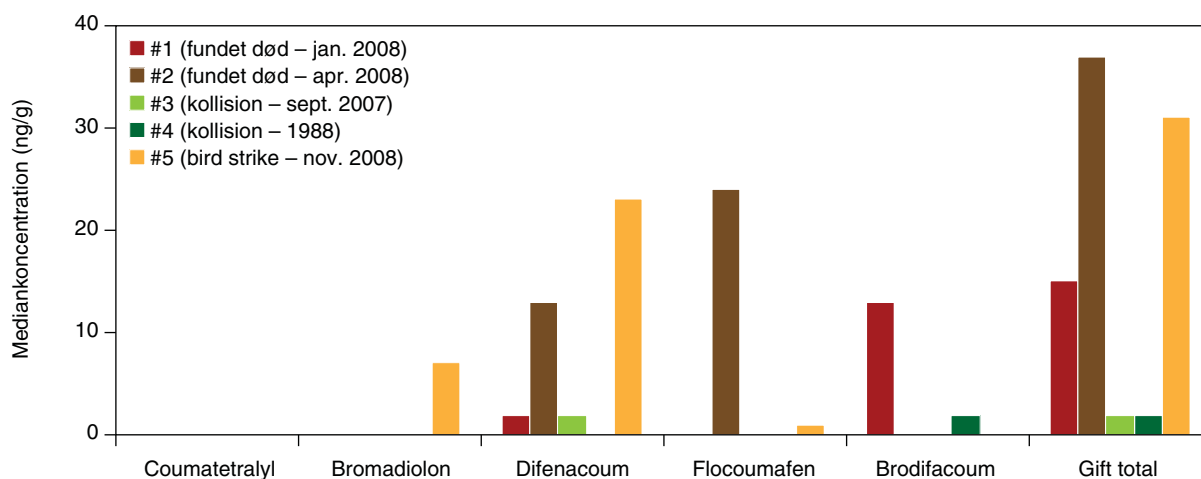


Mosehornugle *Asio flammeus*

Der blev detekteret mindst ét rodenticid i leveren i alle fem undersøgte mosehornugler. Der blev fundet difenacoum i fire individer, flocoumafen og brodifacoum i to individer og bromadiolon i et individ. Coumatetralyl blev ikke registreret i de undersøgte mosehornugler (Fig. 31). I gennemsnit blev der fundet 1,8 gifte per fugl.

De fundne koncentrationer af rodenticider var meget lave for alle mosehornugler med total koncentrationer på hhv. 37 og 31 ng/g lever i to individer, 15 ng/g i ét individ. og 2 ng/g i to individer (Tabel 14).

Der blev kun modtaget leverprøver af mosehornugle. Fuglen fra 1988 blev rapporteret som en hun, mens fuglene fra september 2007 og november 2008 blev angivet som hanner. Fuglen fra november havde en kropsvægt på 314 gram og med status som 'fed'. Der var ingen oplysninger på de øvrige to individer.



Figur 31. Målte koncentrationer af de enkelte rodenticider og den samlede totale giftkoncentration i fem undersøgte mosehornugler.

Tabel 14. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i mosehornugle. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof. Tabellen viser desuden andelen af mosehornugler uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	9,3	37	5	0	100	0	0
coumatetralyl		0	5	100	0	0	0
bromadiolon	7,0	7	5	80	20	0	0
difenacoum	5,9	23	5	20	80	0	0
flocoumafen	4,9	24	5	60	40	0	0
brodifacoum	5,1	13	5	60	40	0	0

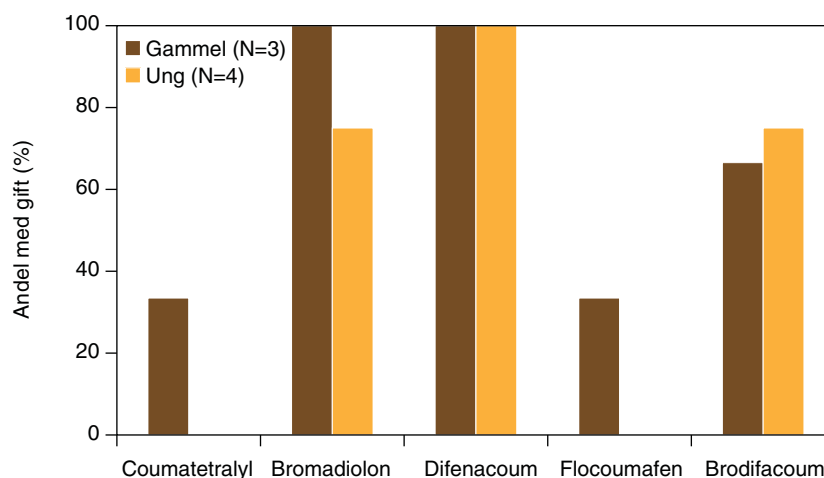
Stor hornugle *Bubo bubo*

I alle de 10 undersøgte store hornugler blev der detekteret mindst ét rodenticid i leveren. Der blev fundet difenacoum i alle 10 individer og bromadiolon og brodifacoum i hver 8 individer. Coumatetralyl og flocoumafen blev hver fundet i 2 individer (Fig. 32). I gennemsnit blev der fundet 3,0 forskellige gifte i de undersøgte store hornugler.

Den kumulerede koncentration af rodenticider i stor hornugle varierede fra 17 til 313 ng/g med et gennemsnit på 152,1 ng/g. Af de 10 undersøgte ugle havde 70% meget høje koncentrationer og 30% lave koncentrationer. Enkeltvis blev bromadiolon og difenacoum påvist i meget høje koncentrationer i hhv. fire og ét individ. Brodifacoum blev fundet i høj koncentration i to individer (Tabel 15). Meget høje kumulerede koncentrationer blev fundet i alle fire ungfugle og i tre af fire gamle fugle, hvoraf den sidste havde lav koncentration.

Med forbehold for det lille antal fugle i undersøgelsen kunne der ikke påvises sæsonforskelle i den kumulerede giftkoncentrationen i store hornugler (ANOVA: $F_{2,7}=0,34$, $p=0,725$) (Fig. 33).

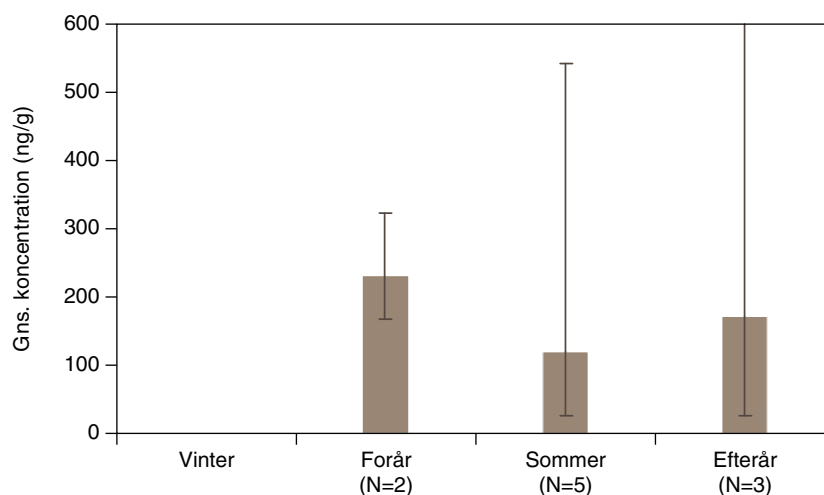
Figur 32. Andelen af store hornugler med rodenticider vist for hhv. gamle og unge fugle.



Tabel 15. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i stor hornugle. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof. Tabellen viser desuden andelen af store hornugler uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

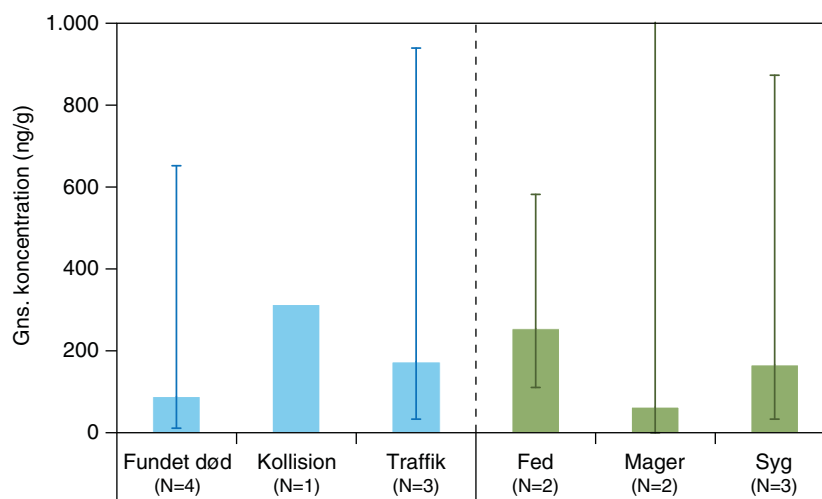
	Individer med gift (ng/g)			Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)			
	Gns.	Max	N	ingen gift	lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	152,1	313	10	0	30	0	70
coumatetralyl	6,9	16	10	80	20	0	0
bromadiolon	105,4	308	10	20	40	0	40
difenacoum	14,5	233	10	0	90	0	10
flocoumafen	2,8	8	10	80	20	0	0
brodifacoum	16,6	142	10	20	60	20	0

Figur 33. Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i stor hornugle fra vinter, forår, sommer og efterår.



For stor hornugle kunne der skelnes mellem tre typer af dødsårsag, 'fundet død', 'kollision' og 'trafik-dræbt', og tre typer status, 'fed', 'mager' og 'syg' (Fig. 34). Store hornugler rapporteret som 'fundet død' og med status som 'mager' havde de laveste koncentrationer. Der var dog ikke signifikant forskel på koncentrationen af gift for ugler med forskellig dødsårsag (ANOVA: $F_{2,5}=0,69$, $p=0,544$) eller med forskellig status (ANOVA: $F_{2,4}=0,92$, $p=0,469$).

Figur 34. Gennemsnittet af den kumulerede giftkoncentration i stor hornugle med kendt dødsårsag og kendt fysisk status.



Kirkeugle *Athene noctua*

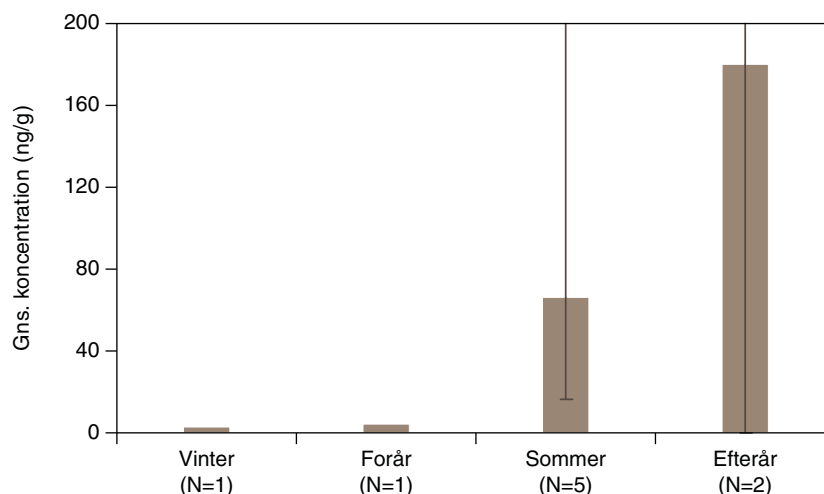
Der blev detekteret mindst ét rodenticid i leveren i alle nin undersøgte kirkeugler. Der blev fundet bromadiolon og difenacoum i syv individer (78%), coumatetralyl i 5 individer (55%) og flocoumafen og brodifacoum i hhv. 1 (11%) og 2 (22%) kirkeugler. Kun bromadiolon blev registreret i høj og i meget høj koncentration i hhv. ét og to individer (Tabel 16). I gennemsnit blev der fundet 2,4 forskellige gifte i de undersøgte kirkeugler.

Tabel 16. Oversigt over gennemsnit og maksimum-værdier af den kumulerede giftkoncentration og for de enkelte rodenticider i kirkeugle. Det samlede antal af undersøgte fugle (N) er vist for hvert stof. Tabellen viser desuden andelen af kirkeugler uden gift og med hhv. lave, høje og meget høje koncentrationer.

	Individer med gift (ng/g)			ingen gift	Andel fugle (%) / koncentration (ng/g)		
	Gns.	Max	N		lav (1-100)	høj (100-200)	meget høj (>200)
Gift total	43,1	411	9	0,0	66,7	11,1	22,2
coumatetralyl	4,8	9	9	44,4	55,6	0,0	0,0
bromadiolon	55,5	371	9	22,2	44,5	11,1	22,2
Difenacoum	9,9	33	9	22,2	77,8	0,0	0,0
Flocoumafen	1,0	1	9	88,9	11,1	0,0	0,0
Brodifacoum	7,5	8	9	77,8	22,2	0,0	0,0

Den sæsonmæssige fordeling i den kumulerede giftkoncentration i kirkeugler viste en tendens til en højere koncentration i sommer- og efterårsperioderne (Fig. 35). Statistisk kunne dette ikke bekræftes med det lille antal undersøgte ugler.

Figur 35. Gennemsnit ($\pm 95\%$ c.l.) af den kumulerede giftkoncentration i kirkeugler fra vinter, forår, sommer og efterår.



Med forbehold for det lille antal aldersbestemte fugle var der en tendens til, at gamle kirkeugler havde en højere kumuleret giftkoncentration end unge individer (tre gamle: $\bar{x} = 42,2$ ng/g og fire unge $\bar{x} = 22,7$ ng/g). Forskellen var dog ikke signifikant (ANOVA: $F=0,29$, $p=0,611$). Der blev tilsvarende ikke fundet forskellig giftkoncentration mellem kirkeugler 'fundet død' ($\bar{x} = 37,1$, $N=5$) og som 'kollision' ($\bar{x} = 40,5$, $N=2$).

3.2 Effekt af bromadiolon på natugleunger (fodringsforsøg)

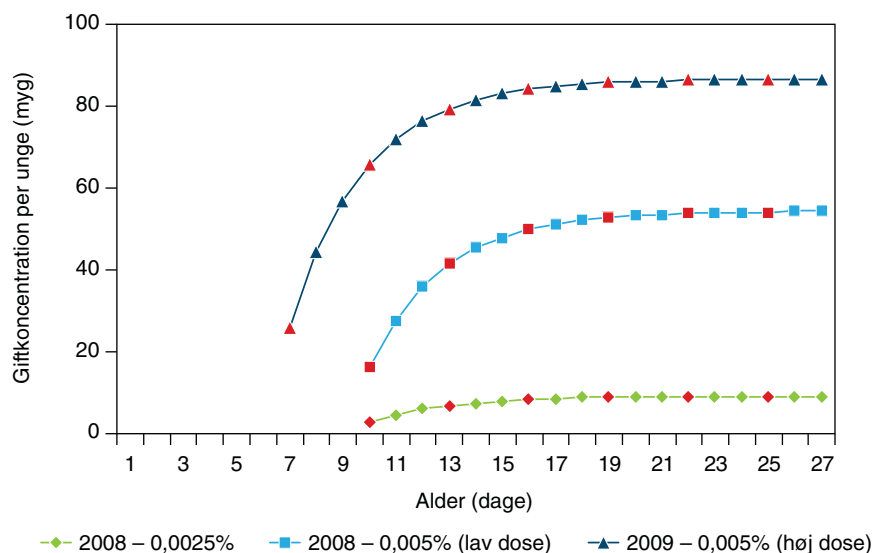
3.2.1 Fodringsscenarier og tildelt giftmængde

De tre kuld ugleunger blev fodret med forskellige mængder bromadiolon. Første kuld blev fodret med 1 mus per unge hver tredje dag, hvor musene var blevet tildelt foder med en koncentration på 0,0025% bromadiolon, andet kuld blev tildelt 2 mus per unge hver tredje dag med mus fodret med en koncentration på 0,005% bromadiolon, og tredje kuld blev tildelt 3 mus per unge hver tredje dag med mus fodret med en koncentration på 0,005% bromadiolon. For ugleunger fodret med mus forgiftet med 0,005% bromadiolon udgjorde doseringen med 2 og 3 mus per unge hver tredje dag hhv. 23% og 35% af ungerens fødebehov på ca. 60 mus gennem redeperioden.

Den gennemsnitlige koncentration af bromadiolon i de forgiftede forsøgsmus blev fundet ved HCPL-analyser gennemført på hele homogeniserede mus (se metode). Mus fodret med 0,0025% bromadiolon havde en gennemsnitskoncentration på 424 ng/g (± 431 , 95% c.l.), mens mus fodret med 0,005% bromadiolon havde en gennemsnitskoncentration på 1579 ng/g (± 1435 , 95% c.l.). Med forbehold for den store variation i giftkoncentrationen i de to hold mus kan den teoretiske giftbelastning af ugleunger ved gentagne tildelinger af forgiftede mus beregnes for de tre gennemførte forsøg ud fra kendt vægt af de tildelte mus i de enkelte forsøg. Figur 36 viser de beregnede forgiftningsscenarier for de tre fodringsforsøg under antagelsen af, at de tildelte mus indtages jævnt over en tredages periode, at alle ugleunger i kuldene indtager samme mængde forgiftede mus, at ugleungerne optager 100% af den tildelte mængde gift, og at ugleungerne dagligt udskiller 30% af den indtagne gift (jf. Lodal &

Hansen 2002). Af Figur 36 fremgår, at for alle anvendte doseringer og koncentrationer har ugleungerne efter tre til fire tildelinger af forgiftede mus opnået et forgiftningsniveau (giftkoncentration), som ikke ændrer sig markant ved yderligere tildeling af forgiftede mus. Den maximale koncentration i ugleunger er dog markant forskellig alt efter den tildelte dosering. Som det fremgår af Figur 36 startede fodringerne i 2008 ved en ungealder på ca. 10 dage, mens fodring i 2009 blev startet ved en ungealder på ca. 7 dage.

Figur 36. Forventede koncentrationer af bromadiolon i natugleunger i fodringsforsøget, hvor ugleungerne blev tildelt mus med forskellig giftkoncentration, hhv. 0,0025% og 0,005% bromadiolon, og i forskellig dosering (lav dose: 2 mus/unge/3. dag; høj dose: 3 mus/unge/3. dag). Dage med tildeling af mus er angivet med rødt symbol.

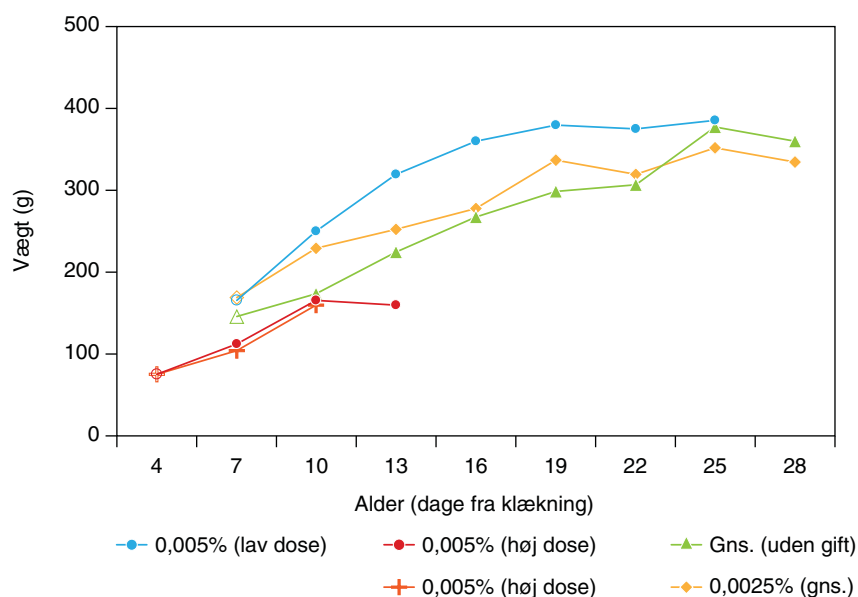


3.2.2 Forsøgsresultater

I 2008 blev de to kuld natugleunger fodret med forgiftede mus i alt 6 gange, inden alle unger succesfuldt fløj af redekassen. Under søgelse/inspektion af tegn på akut forgiftning, udført ved hver fodring igennem redeperioden, viste ingen synlige forgiftningssymptomer på ungerne. En unge i kullet på fire, der forsvandt mellem første inspektion og første fodring, blev formentlig ædt af de øvrige unger.

I 2009 blev der gennemført i alt 3 fodringer på et kuld med to unger. Ved tredje tildeling blev der fundet en levende unge samt ikke-fortærede rester af den anden. Efter tredje tildeling, afpasset til den ændrede kuld størrelse, blev den sidste unge fundet død i kassen ved næste inspektion tre dage senere. Den døde unge blev efterfølgende sendt til DTU Veterinærinstituttet til obduktion og leveren sendt til analyse for forekomst af rodenticider. Obduktionen af ugleungen påviste ingen tegn på en øget blødningstendens i indre organer, som kunne forventes ved bromadiolonforgiftning. Slimhinder i mund og ved øjne samt muskulatur vurderedes som mere blege end normalt, hvilket kunne indikere forgiftning. Generelt fandtes ungen ved normalt huld, dog med sparsomme subkutane og abdominale fedtdepoter (DTU Vet. 2009).

Figur 37. Ugleungernes vægt registreret hver tredje dag for de tre gennemførte forgiftningsforsøg samt for et kuld med tildeling af ikke-forgiftede mus. For kuldene fodret med hhv. 0,0025% bromadiolon-forgiftede mus og uden gift er vist gennemsnitsvægten for de tre største unger. I figuren indikerer åbne symboler at der ikke er tildelt forgiftede mus ved første registrering.



Vurderet ud fra ungerne vægte målt hver tredje dag var der for alle kuld i fodringsforsøget ikke nogen markant forskel i ungerne tilvækst, udtrykt som vægtforøgelse fra dag 7 til dag 10 (Fig. 37), som kunne tilskrives forskelle i den tildelte giftmængde (tilvækst: forsøg 0,0025%=59 g, forsøg 0,005% (høj dose)=54 g). Kullet, der fik tildelt høj dosis 0,005% bromadiolon, havde dog en lavere gennemsnitsvægt end de øvrige kuld, inklusiv referencekullet, der fik tildelt ikke-forgiftede mus. Usikkerhed forbundet med aldersbestemmelsen kan dog påvirke denne forskel.

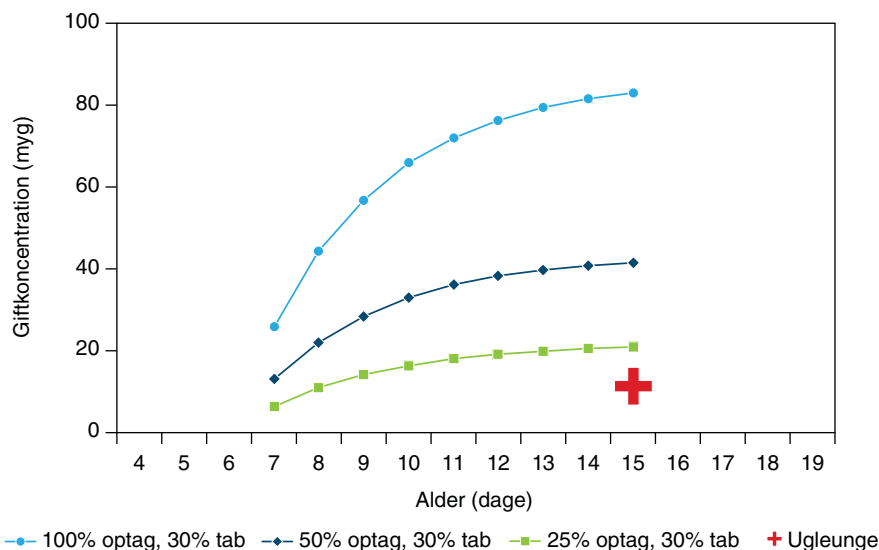
3.2.3 Bromadiolonforgiftning

Analyse af forekomst af bromadiolon i leveren i den døde ugleunge påviste en koncentration på 0,562 µg bromadiolon per gram lever. Med en levervægt på ca. 5 gram, og en antaget andel af gift i leveren på 25% (jf. Giraudoux m.fl. 2006), svarer det i grove træk til at ungen samlet indeholdt 11,3 µg bromadiolon som følge af tildeling af forgiftede mus og evt. gift indtaget ved fortæring af den første døde unge.

Med den tildelte dosis af forgiftede mus skulle den beregnede mængde bromadiolon optaget af ugleungen være ca. 80 µg efter tre fodringer (jf. Fig. 36), hvilket er markant højere end koncentrationen beregnet ud fra den målte mængde bromadiolon fundet i leveren på ugleungen.

I ovenstående beregning baseret på tildelte mus forudsættes det, at ugleungen optager 100% af den tildelte giftmængde for at opnå en giftkoncentration på 80 µg. Forudsætningen om en 100% effektiv optagelse er dog urealistisk, idet fugle og pattedyr normalt vil udskille en del af de indtagne giftstoffer direkte gennem fæces, og for rovfugle og ugler vil der ligeledes kunne ske en udskillelse gennem opgylp af ufordøjelige fødeemner (Grey m.fl. 1994a, Newton m.fl. 1994). I Fig. 38 er vist den beregnede mængde gift i den undersøgte ugleunge, hvor optagelsen af den indtagne gift via mus er ændret fra 100% (jf. Fig. 36) til hhv. 50% og 25%, samt koncentrationen målt i ugleungen beregnet ud fra den analyserede lever. Beregningen medtager en uændret daglig udskillelse/nedbrydning af optaget gift på 30%.

Figur 38. Beregnede koncentrationer af bromadiolon i natugleunger fodret med høj dosis (0,005% bromadiolon) vist for scenarier, hvor hhv. 100%, 50% og 25% af den tildelte giftmængde optages af ugleungerne, og hvor det daglige tab er 30% for den del af giften, der optages. Den totale koncentration estimeret i den ugleunge, der døde i forsøget er vist til sammenligning (koncentration i ungen er beregnet ud fra den målte koncentration i leveren).



Det fremgår af Figur 38, at med en optagelseeffektivitet på 25% er der en bedre overensstemmelse mellem den beregnede og målte mængde bromadiolon i den døde ugleunge, dog med en ca. dobbelt så stor beregnet værdi end målt værdi.

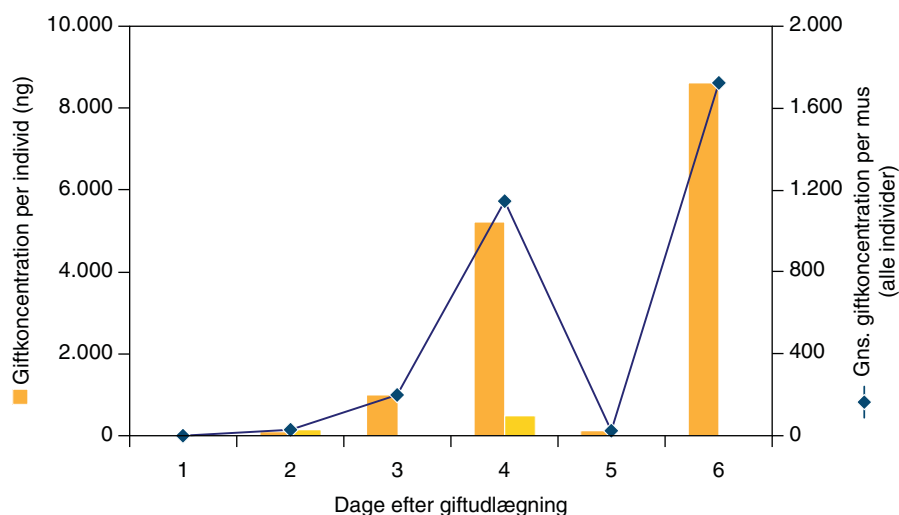
3.3 Koncentration af bromadiolon i mus

Der blev fanget i alt 34 mus i de opsatte musefælder i de tre gennemførte forsøgsplot i juletræskultur og græsmark. Der blev fanget 1 dværgmus *Micromys minutus*, 5 halsbåndmus *Apodemus flavicollis*, 13 rødmus *Myodes glareolus* og 15 markmus *Microtus agrestis*. I disse blev der registreret bromadiolon i 7 individer (1 halsbåndmus, 2 markmus og 4 rødmus). De beregnede gennemsnitskoncentrationer for individer med gift viste en højere koncentration i markmus (922,7 ng/mus) end i rødmus (132,5 ng/mus) og i halsbåndmus (28,2 ng/mus). Forskellen mellem markmus og rødmus kunne ikke tillægges forskelle i fangsttidspunkt mellem de to arter, hvor to markmus med gift blev registreret på hhv. dag 4 og 6 i forsøget, mens de fire rødmus blev registreret på hhv. dag 2, 3, 4 og 5. Den eneste halsbåndmus med gift blev fanget på dag 2 i forsøget.

Der blev ikke fundet gift i 6 mus fanget på dag 1 efter giftudlægning. For de følgende dage (2-6) blev der fundet gift i hhv. 2 ud af 8 mus, 1 ud af 5 mus, 2 ud af 5 mus, 1 ud af 5 mus og 1 ud af 5 mus. Giftkoncentrationen i mus med spor af rodenticider og den gennemsnitlige koncentration for alle mus viste overordnet en stigning over forsøgsperiodens 7 dage. De målte koncentrationer steg fra ca. 5 ng/g mus på dag 2 til ca. 350 ng/g mus på dag 6. Gennemsnittet for alle mus steg fra ca. 1,4 ng/g på dag 2 til ca. 70 ng/g på dag 6.

Giftkoncentrationen i hele mus for individer, hvor der blev fundet gift, blev beregnet ud fra vægten på de enkelte individer. For disse steg koncentrationen fra 126 ng på dag 2 til 8611 ng på dag 6 efter giftudlægning. Medtages alle undersøgte mus, steg gennemsnitskoncentrationen for hele mus fra 31 ng til 1722 ng (Fig. 39).

Figur 39. Den totale koncentration af bromadiolon i mus fanget 1-6 dage efter udlægning af gift vist for enkeltindivider (søjler) og for gennemsnittet af alle mus (linje) fanget på de enkelte dage. Totalkoncentrationen er beregnet ud fra koncentrationen målt i muse-nes lever.



Den registrerede stigning i giftkoncentrationen i mus skal ses i relation til et meget lavt forbrug af de udlagte giftblokke, med et samlet forbrug på hhv. 10,2 og 11,2, gram gennem undersøgelsesperioderne (i juletræskultur). At mus i forsøgsperioden kun sporadisk har ædt af den udlagte gift afspejler sandsynligvis, at der på tidspunktet for forsøget har været tilstrækkeligt med naturlig føde. Igennem alle forsøgsgdagene var der ca. 110 gram giftblokke tilgængelige for gnavere og insekter, og specielt snegle og større biller blev observeret ædende af giftblokkene.

Halsbåndmus fanget med hånden ved højlys dag ved Kalø Hovedgård, havde til sammenligning med musene fanget i forsøgene, en koncentration af bromadiolon på 1481 ng/g mus. Med en totalvægt på 34,8 g svarer det til, at hele musen indeholdt i alt 51475 ng gift, eller 51,5 µg. Musen fanget ved Kalø afveg fra musene fanget i forsøgene ved at have en meget høj fedtprocent (31,2%), mens fedtprocenten for de øvrige mus var lav ($\bar{x} = 1,9\% \pm 1,77$ 95% c.l.). Den unaturligt høje fedtprocent kan måske skyldes, at musen umiddelbart inden fangst har ædt af de fedtholdige voksblokke med bromadiolon, der er udlagt i giftfoderstationer opstillet tæt på fangststedet. Et stort indtag af bromadiolon-blokke umiddelbart inden fangst kan tilsvarende forklare det høje giftindhold i musen.

4 Diskussion

Nærværende undersøgelse af forekomsten af fem antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr viser, at rodenticiderne kan detekteres i alle de undersøgte arter med hyppigheder på mellem 84% og 100%. Tilsvarende viser resultaterne også, at mere end 60% af både rovfugle, ugler og små rovpattedyr havde to eller flere forskellige stoffer i kroppen. Omkring 10% af både fugle og pattedyr havde 4-5 af de fem undersøgte rodenticider i sig.

Hos fuglene forekom rodenticiderne lige hyppigt i både gamle og unge individer og i hanner og hunner, og for de fleste arter var der ingen signifikant sæsonmæssig variation i forekomsten eller koncentrationen af rodenticider. For fuglene var der ligeledes ingen entydige tendenser i giftkoncentrationen i individer i relation til dødsårsag eller fysik tilstand, der indikerede højere koncentrationer i syge eller afkræftede individer. Hos brud og lækat konstateredes højere koncentrationer om efteråret og vinteren og i individer fundet døde uden kendt dødsårsag, sammenlignet med individer med kendte dødsårsager.

Af de fem rodenticider der var omfattet af undersøgelsen, var difenacoum det hyppigst forekommende stof i både fugle og pattedyr, efterfulgt af bromadiolon og brodifacoum med hhv. ca. 80%, ca. 50% og ca. 60% i de undersøgte arter. Coumatetralyl og flocoumafen forekom mindre hyppigt i ca. 15-20% af de undersøgte fugle og i 20-40% af de undersøgte rovpattedyr.

For alle undersøgte fuglearter, på nær rød glente og stor hornugle, var fordelingen af de målte giftkoncentrationer 'skæv', med mange individer med lave koncentrationer og få med meget høje koncentrationer. Blandt de almindeligste fuglearter, tårnfalk, musvåge, natugle og slørugle, var der ingen statistisk forskel i den kumulerede giftkoncentration, med gennemsnit på 35-60 ng/g lever. Blandt rovfugle og ugler blev de højeste kumulerede giftkoncentrationer fundet i rød glente og stor hornugle, med et gennemsnit på hhv. 162,0 ng/g og 152,1 ng/g lever, mens skovhornugle (13,8 ng/g) og mosehornugle (9,3 ng/g) havde de laveste kumulerede koncentrationer blandt fuglene.

Der blev ikke fundet høje (100-199 ng/g) eller meget høje (>200 ng/g) koncentrationer i den kumulerede giftkoncentration i leveren hos enkelte individer af rørhøg, skovhornugle og mosehornugle, mens den maksimale målte kumulerede giftkoncentration var høj for fjeldvåge. I alle øvrige arter blev der fundet maksimale koncentrationer i enten høje eller meget høje koncentrationer for den kumulerede koncentration og for mindst ét af de fem stoffer separat.

For brud og lækat var der ingen forskel i den kumulerede giftkoncentration med et gennemsnit på hhv. 63,1 ng/g og 58,4 ng/g, og der blev fundet maksimale koncentrationer i høje og meget høje niveauer for både den kumulerede koncentration og for mindst ét af de fem stoffer separat i begge arter.

Tabel 17 giver en oversigt over de væsentligste resultater for alle de undersøgte arter i nærværende undersøgelse.

De relative forekomster af de enkelte rodenticider var relativt ensartet i de forskellige arter, med difenacoum, bromadiolon og brodifacoum som de hyppigst forekommende stoffer. Sammenlignet med det gennemsnitlige årlige forbrug af stofferne gennem perioden 1999-2008 (Fig. 1) afviger de relative hyppigheder markant for coumatetralyl og for difenacoum og brodifacoum, som generelt blev fundet i hhv. lavere og højere hyppigheder. At coumatetralyl ikke blev registreret i mange individer, hænger sandsynligvis sammen med, at dette stof nedbrydes forholdsvis hurtigt i vævet (Tabel 2). Den relativt lave forekomst af coumatetralyl kan også være påvirket af, at dette stof kun må anvendes til bekæmpelse af rotter og ikke kan købes af privatpersoner.

På grund af stærkere bindingsevne og langsommere udskilning af difenacoum og brodifacoum (Tabel 2) må der forventes højere relativ forekomst af disse stoffer i faunaen i forhold til forbruget. For nogle af fuglene kan det dog også skyldes, at de er blevet eksponeret for difenacoum og brodifacoum uden for Danmark. I Finland må brodifacoum fx anvendes af privatpersoner til bekæmpelse af gnavere på åbent land (Lodal & Hansen 2002), og udbredt resistens i rotter i det nordvestlige Tyskland mod coumatetralyl, bromadiolon og difenacoum (Pelz 2001) kan betyde en mere udbredt anvendelse af fx brodifacoum i dette område. I Danmark kan der optræde finske tårnfalke, musvåger, fjeldvåger og skovhornugler i vinterperioden, mens vore egne ynglefugle, afhængig af vejrtilstandene, kan trække længere mod syd (Bønløkke m.fl. 2006). Høje forekomster af difenacoum og brodifacoum i standfuglene som natugle og slørugle og i lækat og brud viser dog at der også er en høj eksponering for de to stoffer i Danmark.

Tabel 17. Oversigt over det totale antal individer undersøgt, andelen med påvist gift, det gennemsnitlige antal gifte per individ, den gennemsnitlige kumulerede giftkoncentration, andelen af individer med meget høje kumulerede giftkoncentrationer (≥ 200 ng/g lever) og minimum og maksimum værdier af den kumulerede giftkoncentration.

Art	N	Andel med gift (%)	Antal gifte (gennemsnit)	Koncentration (gennemsnit) ¹	Andel med meget høj koncentration (%)	Min.-max. koncentration
brud	69	97,1	2,2	63,1	17,4	0-1660
lækat	61	96,7	2,5	58,4	18,0	0-1419
tårnfalk	66	89,4	2,4	35,4	13,6	0-690
musvåge	141	93,6	2,5	39,9	5,7	0-721
fjeldvåge	31	83,9	1,9	23,7	0,0	0-139
rød glente	3	100	2,3	162,0	66,7	17-962
rørhøg	3	100	1,7	15,0	0,0	6-21
natugle	44	93,2	2,1	40,3	9,1	0-534
slørugle	80	93,7	2,5	58,3	13,7	0-1092
skovhornugle	38	94,7	1,9	13,8	0,0	0-84
mosehornugle	5	100	1,8	9,3	0,0	2-37
st. hornugle	10	100	3,0	152,1	70,0	17-313
kirkeugle	9	100	2,4	43,1	22,2	3-411

¹ Gennemsnitsværdier beregnet på baggrund af Ln-transformerede værdier for individer hvori der blev påvist rodenticider.

I modsætning til afvigelsen mellem forbrug af rodenticider og de fundne hyppigheder i fugle i nærværende undersøgelse er der i både britiske og franske undersøgelser fundet en god overensstemmelse mellem forbruget af gifte og forekomsten af de enkelte stoffer i de undersøgte fugle og pattedyr (Berny m.fl. 1997, Newton m.fl. 1999). De britiske undersøgelser var baseret på spørgebreve udsendt til et stort antal landbrug og har med stor sandsynlighed givet et meget præcist billede af forbruget af de enkelte stoffer. De eksisterende opgørelser af forbruget i Danmark giver ikke et tilsvarende detaljeret billede af anvendelsen af rodenticider (fx Miljøstyrelsen 2008), som evt. kunne afdække, hvorvidt stofferne difenacoum og brodifacoum anvendes hyppigere i områder, hvor der forekommer rovfugle og ugler, fx nær landbrug. Generelt må privatpersoner anvende alle typer gift, dog ikke coumatetralyl, til bekæmpelse af mus (normalt husmus og halsbåndmus) i og omkring bygninger, mens kun bromadiolon må anvendes væk fra bygninger til bekæmpelse af studs- mus (normalt markmus og mosegris).

4.1 Fugle

4.1.1 Hyppighed og forekomst af rodenticidforgiftning

Forekomst af rodenticider i rovfugle og ugler er dokumenteret for en lang række arter, inklusiv flere af de arter der indgår i nærværende undersøgelse. For specielt slørugle og tårnfalk foreligger der i England systematiske indsamlinger og analyser af fugle, som går tilbage til starten af 1980'erne, mens der foreligger enkelte undersøgelser af rød glente, musvåge og natugle (Newton m.fl. 1999, Walker m.fl. 2008b).

I nærværende undersøgelse lå andelen af tårnfalke og slørugler med påviste rodenticider på hhv. 89,4% og 93,7%, hvilket er væsentligt højere end gennemsnit på ca. 60,0% og ca. 37% registreret for disse arter i England. Den store forskel skyldes dog primært, at den anvendte analysemetode i nærværende undersøgelse har haft en højere følsomhed og dermed lavere detektionsgrænser end de britiske undersøgelser (se metode). Anvendes de britiske detektionsgrænser (Shore m.fl. 2003) og udelukkes coumatetralyl fra analysen, som ligeledes ikke indgår i de britiske undersøgelser, falder andelen af danske tårnfalke med påviste rodenticider til 53,0% og andelen af slørugler til 78,7%. For tårnfalk er andelen af individer med påviste rodenticider dermed sammenlignelig med de britiske resultater, mens andelen af slørugler holder sig markant over det britiske niveau.

Sammenlignes de øvrige arter med britiske detektionsgrænser, ligger andelen af musvåge med påviste rester af rodenticider for de danske fugle på 68,1%, hvilket er næsten dobbelt så højt som i musvåger undersøgt i England (31,6-42,9, Shore m.fl. 2006). For natugle ligger andelen med gift på 72,7%, hvilket er markant højere end en andel på 20% i britiske fugle (Walker m.fl. 2008a), mens andelen af røde glenter med rodenticider (66,7%, 2 ud af 3 danske individer) er sammenligneligt med 70-74% fundet i England (Shore m.fl. 2000, Walker m.fl. 2008b).

I de undersøgte danske rovfugle og ugler havde en meget stor andel (>60%) mere end ét rodenticid i kroppen, mens ca. 10% havde 4-5 forskellige stoffer. Disse andele er markant højere end i England, hvor der

for både tårnfalk og slørugle de fleste år kun er en mindre andel (4,3%-28%) med mere end ét rodenticid i kroppen (Newton m.fl. 1999, Shore m.fl. 2001, Shore m.fl. 2005, Walker m.fl. 2007). Til sammenligning er de tilsvarende tal for danske tårnfalke og slørugler hhv. ca. 67% og ca. 77%, og korrigeret for metodeforskelle hhv. 42% og 52%, stadig markant højere end for de britiske data.

At danske rovfugle og ugler generelt havde både en højere hyppighed i forekomsten af rodenticider og et højere antal af forskellige stoffer i kroppen end britiske fugle, indikerer, at danske rovfugle og ugler hyppigere æder forgiftede gnavere. Hvorvidt denne forskel skyldes eller er påvirket af en mere ukritisk og udbredt anvendelse af de forskellige typer gifte i Danmark, vides ikke. Forskellen kan også skyldes en effekt af landskabelige strukturforskelle mellem de to lande, da landskabsstrukturer kan have stor indflydelse på giftstoffers spredning og effekter over for faunaen (Dalkvist m.fl. 2009). Da anvendelse af rodenticider generelt er knyttet til bebyggelser, såsom landejendomme og industrianlæg, vil forskelle i tætheden af fx gårde og bebyggelse i åbent land, hvor der traditionelt udlægges gift, være betydende for, hvor og i hvilket omfang rovfugle og ugler eksponeres for forgiftede gnavere. Den meget hyppige forekomst af stoffer, der kun er godkendt til bekæmpelse af gnavere i og omkring bygninger, kunne afspejle en høj tæthed af bebyggelse i landzonen i Danmark. Tættere bebyggelse i landzonen vil også øge risikoen for, at gnavere med forskellige gifttyper kan forekomme inden for et relativt begrænset område. Ligeledes vil et mere intensivt skovbrug, hvor der potentielt anvendes rodenticider i nyplantninger, kunne medføre hyppigere forekomst af forgiftningstilfælde. Hvorvidt der eksisterer sådanne strukturforskelle mellem England og Danmark, som kan tillægges en betydning i relation til forekomsten af rodenticider i faunaen, vil dog kræve en nærmere undersøgelse af forhold såsom tætheden af bedrifter, bedriftsstørrelse, giftanvendelse i fx skovbrug, andre landskabsfaktorer, evt. suppleret med modelsimuleringer.

I Danmark anvender autoriserede personer som udgangspunkt de svage stoffer til bekæmpelse af rotter. Den signifikante sammenhæng mellem forekomsten af coumatetralyl og bromadiolon og mellem difenacoum og brodifacoum fundet i nærværende undersøgelse kan derfor meget vel afspejle denne praksis, da de svage stoffer coumatetralyl og bromadiolon ofte anvendes i områder, hvor der ikke er problemer med resistens i rotter. De stærkere stoffer difenacoum og brodifacoum anvendes ligeledes ofte samtidig, men udpræget i områder hvor der er resistensproblemer med de svage stoffer (Lodal 2010). Ud fra anbefalinger om at anvende svage før stærke stoffer (Miljøstyrelsen 2005) kan det forventes, at autoriseret personale følger disse ved egentlig rottebekæmpelse. Modsat vil privatpersoners anvendelse ikke nødvendigvis følge de anbefalede retningslinjer for brug af rodenticider. Og foretages der både autoriseret rottebekæmpelse og privatbaseret musebekæmpelse inden for samme lokalområde, kan alle godkendte antikoagulanter forekomme i gnavere inden for et meget lille område og derfor potentielt forekomme i prædatorer og ådselsædere. Hvorvidt de store andele af fugle fundet med 2-5 forskellige antikoagulanter i nærværende undersøgelse afspejler et variabelt lokalt forbrug hos privatpersoner, erhvervsmæssig bekæmpelse af mosegrise og markmus og forskellige anvendelsespraksisser hos autoriserede bekæmpelsesfirmaer og/eller en kombination af disse, kan ikke afgøres. En større indsigt i forekomst af rodenticider i både gnavere

og fugle i Danmark må afvente yderligere og mere detaljerede undersøgelser af brugen af disse.

For rød glente, rørhøg, stor hornugle, mosehornugle og kirkeugle blev der fundet rester af rodenticider i samtlige undersøgte individer. Antalsmæssigt var disse arter dog kun repræsenteret med så få individer, at der ikke er grundlag for en reel vurdering af hyppigheden af forgiftning i disse arter. Undersøgelser har dog påvist, at andelen af forgiftede røde glenter i England og forgiftede store hornugler i USA (*Bubo virginianus*) generelt er højere end for andre rovfugle og ugler, med forekomst i 74% af 23 undersøgte glenter (Walker m.fl. 2008b) og i 81% af 53 store hornugler (Stone m.fl. 2003).

I de britiske undersøgelser er de høje hyppigheder og høje koncentrationer af rodenticider fundet i rød glente blevet tillagt artens naturlige tiltrækning til ådsler (Blanco m.fl. 1990, Shore m.fl. 2000, Walker m.fl. 2008b). Den ådselædende adfærd kan betyde, at røde glenter oftere indtager forgiftede døde rotter og mus end fx tårnfalk og musvåge, som ikke udpræget æder døde dyr (jf. Cramps & Simmons 1980). Stor hornugle forekommer ofte i tilknytning til industrianlæg, såsom grusgrave, kalkbrud og større landbrugsanlæg, hvor der ofte kan være store problemer med rotter og dermed intensiv brug af rodenticider. Med dens store størrelse tager denne art både fugle og mindre pattedyr, men rotter udgør i mange områder et vigtigt byttedyr (del Hoyo m.fl. 1999, Sándor & Ionescu 2009), hvilket sandsynligvis afspejles i den store andel med gift.

At de laveste hyppigheder i forekomsten af rodenticider blev fundet i rørhøg, mosehornugle og til dels skovhornugle, skal i første omgang ses i lyset af, at meget få individer blev undersøgt. Men modsat de øvrige arter forekommer både rørhøg og mosehornugle normalt ikke i tilknytning til bebyggelse eller intensive landbrugsområder, hvor anvendelsen af rodenticider forventeligt er størst, men søger typisk føde på åbne eng- og strandensarealer. De observerede forskelle mellem fuglearterne kan derfor være påvirket af forskelle i levevis og habitatpræferens.

4.1.2 Koncentrationer af rodenticider

Overordnet lå gennemsnitskoncentrationen for den kumulerede mængde af rodenticider detekteret i leveren hos de undersøgte arter under 100 ng/g. Rød glente og stor hornugle havde de højeste målte koncentrationer med gennemsnit på hhv. 162,0 og 152,1 ng/g, mens de laveste gennemsnitskoncentrationer (<25 ng/g lever) blev fundet i fjeldvåge, rørhøg, skovhornugle og mosehornugle.

I relation til de anvendte kategorier for giftkoncentrationen i de undersøgte individer, hhv. lav (1-99 ng/g lever vådvægt), høj (100-199 ng/g) og meget høj (>200 ng/g), blev der fundet individer med høje og meget høje kumulerede koncentrationer for alle arter på nær rørhøg, skovhornugle og mosehornugle. I de sidstnævnte arter blev der kun fundet individer med 'lave' koncentrationer.

Overordnet var andelen af individer med både høje og meget høje koncentrationer for tårnfalk, natugle og slørugle i nærværende undersøgelse sammenlignelig med tilsvarende andele fundet i de britiske undersøgelser (data tilpasset britiske detektionsgrænser og coumatetralyl ikke med-

taget). Den mest markante forskel blev fundet for slørugle, hvor andelen af danske fugle med høje koncentrationer (21,2%) var ca. dobbelt så stor som andelen fundet i britiske fugle (7,5-9,4%). For britiske musvåger er der registreret en andel på 12,5% af individer med mere end 100 ng/g gift, svarende til kategorierne høj og meget høj. For danske musvåger var andelen i disse kategorier samlet 19,2%, hvilket kan indikere, at høje giftkoncentrationer forekommer en anelse mere hyppigt i danske musvåger.

Generelt vil høje giftkoncentrationer i rovfugle og ugler afspejle et markant indtag af forgiftet føde, men om et individ med en høj giftkoncentration fx har indtaget få meget forgiftede mus eller mange mus med lavt giftindhold, kan ikke umiddelbart afgøres. De meget lange halveringstider for specielt andengenerationsantikoagulanterne (jf. Tabel 2) vil ligeledes medvirke til, at stofferne kan detekteres i fugle længe efter, at disse faktisk har indtaget forgiftet bytte, og at det samlede giftindhold vil kunne stige selv med relativt lange mellemrum mellem indtag af forgiftet føde.

En meget udbredt form for bekæmpelse af gnavere i Danmark sker i forbindelse med de såkaldte sikringsordninger, hvor autoriserede firmaer står for udlægning af rodenticider i såkaldte sikringsbokse (giftfoderstationer). Denne form for præventiv rottebekæmpelse sker året rundt ved de fleste større gårde, dambrug, industriområder og offentlige bygninger, og udgør derved en konstant kilde til spredning af gift til den lokale fauna, herunder til mus (Brakes & Smith 2005). Kommuner eller autoriserede firmaer udfører tilsvarende intensiv bekæmpelse året rundt på ejendomme i både by- og landzone, når der anmeldes rotteproblemer. Denne form for bekæmpelse sker altså sporadisk og lokalt, hvilket er et anvendelsesmønster, som tilsvarende kan forventes benyttet af privatpersoner, der bekæmper mus ved huse og i haver, samt muligvis ved erhvervsmæssig bekæmpelse af mosegrise på friland. Et væsentligt aspekt ved målrettet anvendelse er, sammenlignet med en konstant sikringsordning, at disse normalt udføres, når der er dokumenteret et problem med rotter eller mus. I sådanne situationer vil giftudlægning betyde, at et meget stor antal rotter, mus og mosegrise vil være forgiftede og potentielt tilgængelige for lokale rovfugle og ugler, men dog ofte i en kort periode. Ved sikringsordninger vil den lokale rotte- og musebestand normalt være reduceret som følge af ordningen (Brakes & Smith 2005), og antallet af forgiftede gnavere vil derfor generelt være relativt lavt, men evt. med en høj andel af forgiftede individer.

De to skitserede anvendelsesscenarier kan til en vis grad forklare de fundne hyppigheder og intensiteter af rodenticidforgiftning i danske rovfugle og ugler. En nødvendig forudsætning for en evaluering af fordele og ulemper ved den ene eller anden anvendelsesmetode er dog, at anvendelsesmetoderne vurderes på baggrund af reel praksis hos både autoriserede firmaer og privatpersoner, og det er der for indeværende ingen viden om. I England er anvendelse blevet vurderet i forbindelse med massiv rodenticidudlægning mod rotter under nødslagninger af kvæg (Shore m.fl. 2006). Det blev fundet, at selv med store mængder udlagt gift kunne der ikke påvises en øget forgiftning af lokale rovfugle, hvilket sandsynligvis skyldtes en relativt kortvarig bekæmpelseskampagne over nogle få dage. På baggrund af erfaringer fra disse undersøgelser anbefales det dog for at minimere risikoen for forgiftning af rov-

fugle og ugler, at brugen af rodenticider sker målrettet, er af kort varighed, og at der hyppigt eftersøges og indsamles døde dyr, så disse ikke er tilgængelige for prædatorer (Shore m.fl. 2006).

Grundlæggende vil en effektiv bekæmpelse af rotter og mus ved udlægning af gift medføre, at gnaverb Bestandene i nærområdet på sigt reduceres (Brakes & Smith 2005), hvad enten der er tale om løbende sikringsordninger eller kortvarige og målrettede tiltag. Det kan derfor undre, på trods af stoffernes bestandighed, at forgiftning blandt rovfugle og ugler er så udbredt som vist i både denne og andre undersøgelser. En medvirkende årsag til dette kan ligge i det forhold, at forgiftede gnavere ikke umiddelbart dør efter indtag af gift. Som beskrevet tidligere indtræffer døden i rotter og mus normalt først efter 3-8 dage, hvilket potentielt gør dem tilgængelige for prædatorer gennem en længere periode. At det tilsvarende er vist, at forgiftede gnavere, i dagene før de dør, ofte ændrer adfærd og kan blive mere inaktive, mere dagaktive, reducere flugtsrespons og er mindre tilbøjelige til søge dækning (Cox & Smith 1992, Brakes & Smith 2005), øger kun eksponeringen over for prædatorer, både nataktive ugler og dagaktive rovfugle, som faktisk har større fangstsucces på skadede eller syge gnavere (Rudebeck 1950). At en del forgiftede gnavere ikke søger skjul, men lægger sig til at dø på jordoverfladen (Giraudoux m.fl. 2006), øger tilsvarende tilgængeligheden for ådselædende arter, som fx rød glente. Sådanne forhold medfører, at sandsynligheden for, at rovfugle og ugler indtager forgiftede gnavere, øges, selv i områder hvor gnaverbekæmpelse har en konstant eller lav intensitet.

4.1.3 Dødelighed og bestandseffekter

At forgiftning med antikoagulanter kan forårsage dødsfald blandt rovfugle og ugler, er dokumenteret gennem en lang række eksperimentelle undersøgelser (fx Mendenhall & Pank 1980, Saucy m.fl. 2001, Joermann 1998 og referencer heri) samt i vildtlevende fugle i forbindelse med enkelte større og intensive bekæmpelseskampagner mod gnavere og i nationale undersøgelsesprogrammer af indsamlede døde eller syge fugle (Shawyer 1985, Hegdal & Colvin 1988, Snoo m.fl. 1999, Stone m.fl. 1999, Eason m.fl. 2002, Barnett 2007). Mere bredt funderede overvågningsprogrammer af vilde fugle baseret på både klinisk dokumentation af effekter af antikoagulanter og på giftkoncentrationer viser dog kun et fåtal af tilfælde, hvor forgiftning med stor sandsynlighed har været den direkte dødsårsag. For britiske slørugler er det på baggrund af undersøgelser af 717 undersøgte individer i perioden 1983-1996 fundet, at det kun var 2%, der med stor sandsynligvis var døde som følge af forgiftning med antikoagulanter (Newton m.fl. 1999), mens det for slørugler indsamlet i 2001 var 0% ud af 53 individer (Shore m.fl. 2005) og 1,5% ud af 67 slørugler indsamlet i 2005 (Walker m.fl. 2007). Andre undersøgelser har tilsvarende vurderet forgiftning med rodenticider som dødsårsag i 1-3% af 16 undersøgte musvåger (Berny m.fl. 1997), i 0,5% ud af 172 undersøgte natugler (Walker m.fl. 2008a) og i 0% ud af hhv. 36 og 23 tårnfalke undersøgt i 2001 og 2005 (Shore m.fl. 2005, Walker m.fl. 2007).

At eksperimentelle fodringsforsøg har vist, at slørugler kan overleve med selv meget høje koncentrationer i kroppen på op til 0,11-0,23 µg/g kropsvægt (Eadsforth 1991) og 1,9 µg/g kropsvægt (Grey m.fl. 1994b), kan forklare, at 24% af sløruglerne i England har høje, men ikke-dødelige koncentrationer i kroppen (Newton m.fl. 1999). At der dog inden for en

art kan være forskel i følsomheden overfor forgiftning, er vist eksperimentelt for musvåger fodret med forgiftede mus, hvor nogle overlevede, mens andre døde (Grolleau m.fl. 1989, jf. WHO 1995), samt for en række andre arter (jf. Joermann 1998).

At der forekommer forskelle indenfor arter i følsomheden over for de enkelte antikoagulanter, kan være en medvirkende årsag til, at der i nærværende undersøgelse ikke blev fundet tendenser til en sammenhæng mellem registreret dødsårsag og giftkoncentration. Hvis forgiftning med antikoagulanter havde en direkte proportional sammenhæng med dødelighed, skulle det forventes, at fugle rapporteret som syge og svage ville have en højere gennemsnitskoncentration af rodenticider i kroppen end fugle, der er rapporteret som fede eller i normal kondition. Ligeledes at fugle, der blev fundet døde, i gennemsnit ville have højere koncentrationer end fugle døde af mere tilfældige dødsårsager, fx trafikdrab. Sådanne sammenhænge eller tendenser blev ikke fundet i nærværende undersøgelse for fugle.

Forskelle i følsomhed over for de forskellige antikoagulanter er ligeledes vist, både eksperimentelt og i undersøgelser af indsamlede fugle, men forsøgsresultaterne har dog ikke altid været entydige (jf. Joermann 1998). Generelt er det dog vist, at blandt andengenerationsstofferne medfører forgiftning med flocoumafen og brodifacoum større dødelighed end brodiolon og difenacoum (Joermann 1998, Grey m.fl. 1994b). I de undersøgte danske fugle i nærværende undersøgelse blev der påvist forholdsvis mange individer forgiftet med brodifacoum på trods af at et relativt lavt forbrug i Danmark.

I relation til effekter på bestande af rovfugle og ugler er der på trods af den dokumenterede dødelighed forbundet med forgiftning med antikoagulanter ikke nogen dokumentation for, at brugen disse stoffer har virket begrænsende for de enkelte arters bestande (Shore m.fl. 2005, Walker m.fl. 2008b). At de fleste rovfuglearter igennem de seneste årtier har haft en positiv eller stabil bestandsudvikling (Heldbjerg & Eskildsen 2009), sideløbende med at anvendelsen af de stærkere stoffer sandsynligvis er øget, betyder dog ikke, at brugen af antikoagulanter ikke har haft en negativ effekt, blot at denne har været mindre betydende end faktorer der har påvirket bestandene positivt.

På baggrund af nærværende undersøgelse er det ikke muligt at vurdere, i hvilken grad der forekommer dødsfald direkte som følge af forgiftning med antikoagulanter blandt både ugler og rovfugle, eller hvorvidt der er sket en ændring i andelen af forgiftede individer. Generelt må det forventes, at en del dødsfald i naturen sker upåagtet, uden at fuglene bliver fundet og indleveret til undersøgelse, og dermed undervurderes det reelle antal fugle, der omkommer som følge af indtag af antikoagulanter.

4.1.4 Sæsonvariation

Hyppigheden i forekomsten af forgiftningstilfælde og de gennemsnitlige summerede koncentrationer af rodenticider gennem sæsonerne vinter, forår, sommer og efterår viste generelt ingen forskelle, der kunne indikere en øget risiko for forgiftning på bestemte tider af året. I England er der tilsvarende ikke fundet sæsonforskelle i natugler i hverken starten af 1990'erne eller i perioden 2003-2005 (Walker m.fl. 2008a). I nærværende

undersøgelse blev der kun påvist en signifikant forskel i den summerede gennemsnitskoncentration i tårnfalke mellem vinter og sommer, og i bromadiolon i fjeldvåge mellem vinter/forår og efterår.

For de enkelte stoffer blev der kun påvist signifikante forskelle mellem arter for bromadiolon mellem tårnfalk og skovhornugle i forårsperioden, med højere koncentration i tårnfalk, og for flocoumafen mellem natugle og slørugle i efterårsperioden, med højere koncentration i natugle. Inden for arter blev der kun fundet signifikante forskelle i coumatetralyl for natugle med højere koncentrationer i efterårsperioden end i vinterperioden, og for fjeldvåge i koncentrationen af bromadiolon, med højere værdier i foråret sammenlignet med efterårsperioden.

Den markante forskel i bromadiolon i fjeldvåge er interessant, idet fjeldvåge, modsat de øvrige arter, er en udpræget trækfugl, som kun opholder sig i Danmark i vinterhalvåret fra september til april/maj. Høje koncentrationer af bromadiolon i fjeldvåger i forårsperioden skyldes derfor med meget stor sandsynlighed, at stoffet er indtaget i løbet af vinteren, hvilket underbygges af de meget lave koncentrationer fundet i fugle i efterårsperioden (jf. Fig. 19B). De høje mediankoncentrationer i fjeldvåger i foråret skyldes dog kun, at få individer har indtaget relativt store mængder, idet den samlede hyppighed af tilfælde med bromadiolonforgiftning ligger på ca. 20% (jf. Fig. 18). Med et overvintringsområde, der strækker sig fra Danmark til Holland, kan det ikke afgøres, om de undersøgte fjeldvåger har indtaget bromadiolon gennem deres føde i Danmark eller i landene umiddelbart mod syd.

4.1.5 Supplerende forsøg med ugleunger og mus

Overordnet blev der ikke dokumenteret effekter af tildeling af bromadiolonforgiftede mus på natugleunger, da forventede symptomer på forgiftning, såsom blodig afføring, blege slimhinder i mund og ved øjne samt ringere tilvækst og/eller større dødelighed, ikke kunne erkendes ved inspektioner af unger gennem forsøgsforløbet.

I de to kuld natugler, der blev tildelt mus forgiftet med hhv. 0,0025% og 0,005% (lav dosering) bromadiolon, fløj alle succesfuldt fra reden efter et fuldt forsøg med seks tildelinger af mus hver tredje dag gennem redeperioden. Modsat døde begge unger i det kuld på to unger der blev tildelt mus forgiftet med 0,005% bromadiolon i høj dosering efter hhv. to og tre tildelinger af forgiftede mus.

At ugleungerne døde som følge af en højere dosering af forgiftede mus, kunne ikke verificeres ud fra en klinisk undersøgelse af den ene unge, der blev fundet død i kassen. Modsat kan det ikke fuldstændigt udelukkes, at den eksperimentelle forgiftning med bromadiolon har været en betydende medvirkende faktor, idet den fundne koncentration i leveren (562 ng/g) i den døde ugleunge lå på et niveau langt over den høje grænseværdi på 200 ng/g lever fundet i voksne slørugler (Newton m.fl. 1999).

Der findes ingen sammenlignelige undersøgelser, der eksperimentelt har undersøgt dødeligheden i unger af rovfugle og ugler ved tildeling af forgiftet føde i redeperioden. Et enkelt eksempel, hvor unger af kalkungrib *Cathartes aura* i en zoologisk have er døde pga fodring med brodifacoum-

forgiftede mus tilfældigt fanget af forældrefuglene (Borst m.fl. 2002), kan indikere, at unger kan være mere følsomme end udvoksede individer.

For udvoksede individer er det påvist, at følsomheden over for forgiftning med antikoagulanter kan variere markant både imellem arter og inden for samme art (WHO 1995, Grolleau m.fl. 1989). Følsomheden over for forgiftning med antikoagulanter i unger i redeperioden kendes ikke, men kan sandsynligvis være påvirket af et maksimalt ydende stofskifte qua ungerne hurtige vækst igennem denne periode. Hvorvidt et højt stofskifteniveau vil øge optagelsen af rodenticider i levervævet eller mere effektivt vil udskille den indtagne gift, vides ikke.

Normalt udskilles indtagne antikoagulanter i rovfugle og ugler gennem fæces og i gylp. For slørugle er det påvist, at af den samlede mængde flocoumafen indtaget gennem forgiftede mus blev der i gennemsnit udskilt 44% gennem gylp og 18% gennem fæces over en periode på 8 dage (Eadsforth m.fl. 1991). Andre undersøgelser af slørugle har dokumenteret en udskillelse af rodenticider gennem gylp på ca. 25% og 27% (Grey m.fl. 1994a, Newton m.fl. 1994). I hvilken grad ugleunger udskiller gift indtaget med føden, vides ikke. Ugleunger begynder normalt først at gylpe ufordøjelige fødeemner op, når de er store nok til at æde hele eller halve mus. Med en størrelse på 100-170 gram gennem deres første leveuge er det usandsynligt, at ungerne udskiller store mængder gift gennem opgylp, idet de fodres med bytte parteret af forældrefuglene. Udskillelse gennem fæces kunne dog for unger med et konstant højt fødeindtag og højt stofskifte forventes at være større end de 18%, der er rapporteret for flocoumafen i voksne slørugler (Eadsforth m.fl. 1991).

Under de angivne forudsætninger blev det totale indhold af bromadiolon i den døde ugleunge beregnet til 11,3 µg på baggrund af den målte leverkoncentration. Denne koncentration er markant lavere end den forventede koncentration på ca. 80 µg beregnet på baggrund af den tildelte mængde mus. Forskellen mellem den målte og beregnede koncentration i ugleungen skyldes dog sandsynligvis ukendte forhold vedrørende optagelse og udskillelse, og den registrerede forskel kunne reelt udlignes ved at sænke optagelseseffektiviteten af bromadiolon fra 100% til 25%. Om en optagelse på 25% af giften fra føden (svarende til en udskillelse på 75%) er et realistisk scenarie for natugleunger, kan dog ikke vurderes.

Selv om følsomheden over for og de fysiologiske/biologiske processer ved forgiftning med bromadiolon i natugle som art, og for unger specifikt, ikke er kendt, er det høje giftindhold i ugleungen under alle omstændigheder opnået ved daglig tildeling af én mus med en gennemsnitlig koncentration på 1.579 ng/g mus. Med forbehold for det lille antal undersøgte mus fanget ved udlagte giftdepoter er det vist, at giftindholdet i vilde, fritlevende mus i områder med udlagt gift kan nå en koncentration på 350 ng/g lever efter 7 dage, hvilket er en noget lavere koncentration end anvendt i fodringsforsøget. Baseret på de få undersøgte mus, som desuden er indsamlet på et tidspunkt på sæsonen med et stort naturligt fødeudbud, er en giftkoncentration i mus på 350 ng/g ikke nødvendigvis et udtryk for den maksimale giftkoncentration, som vilde mus kan opnå i områder med giftudlægning. At fritlevende mus potentielt kan opnå meget høje giftkoncentrationer (svarende til forsøgsmusene), blev understøttet af den fundne koncentration på 1.481 ng/g i en enkelt "syg" mus håndfanget ved dagslys. Forsøg med brodifacoum har ligele-

des vist, at koncentration i mus efter syv dage med adgang til gift i frugtplantager kan nå op på mellem 1,65 og 4.070 µg/g, afhængig af både den udlagte giftmængde og den anvendte koncentration (Merson & Byers 1984).

Mus undersøgt for bromadiolon i nærværende forsøg blev indfanget over en periode på 7 dage. Dette er et meget kort tidsrum sammenlignet med den anvendelse af gift, der må forventes at kunne forekomme fx omkring vildtfodringspladser, hvor bekæmpelse vil kunne ske over flere måneder. Undersøgelser over længere tidsrum vil sandsynligvis give et mere reelt billede af hyppigheden af forgiftning blandt fritlevende mus i sådanne områder samt af de resulterende koncentrationer, der vil kunne forekomme i mus.

På baggrund af kun tre forsøg med fodring af natugleunger med forgiftede mus og kun to forsøg, hvor der blev fanget mus omkring udlagte giftdepoter, er det ikke muligt at tillægge de fundne resultater en endegyldig betydning. De to supplerende forsøg har dog dokumenteret, at der kan foregå en transport af gift fra udlagte giftdepoter til mus, og at ugleunger, der fodres med forgiftede mus, kan akkumulere giftmængder, der må betegnes som meget høje.

4.2 Rovpattedyr

De meget høje forekomster af rodenticider i alle grupper af brud og lækat viser, at rovdyrene udsættes for en meget udbredt eksponering i Danmark. Der blev fundet antikoagulanter i mere end 95% af de undersøgte brude og lækatte med gennemsnitskoncentrationer på hhv. 63,1 og 58,4 ng/g. Der blev ikke fundet væsentlige forskelle i hverken forekomster eller koncentrationer af rodenticider mellem brud og lækat eller mellem hanner og hunner inden for de to arter, hvilket var forventeligt, da der er meget stort fødeoverlap mellem arterne og mellem hanner og hunner inden for de to arter, bortset fra forårs- og sommerperioden, hvor rodenticidkoncentrationerne generelt var lavest (Elmeros 2006).

Enkelttilfælde af rodenticidforgiftning hos forskellige rovpattedyrarter er beskrevet (fx Berny m.fl. 1997, Shore m.fl. 1999), men der foreligger kun enkelte mere systematiske undersøgelser af forekomst og koncentrationer af rodenticider i mårdyr, der kan sammenlignes med denne undersøgelse (Alterio m.fl. 1997, Fournier-Chambrillon m.fl. 2004, McDonald m.fl. 1998, Murphy m.fl. 1998, Shore m.fl. 2003).

Forekomsten af rodenticider i danske brude og lækatte er markant højere end observeret i det britiske studie af rodenticider i brud og lækat, hhv. 23% og 30% (McDonald m.fl. 1998). I de britiske dyr var coumatetralyl det hyppigst detekterede stof. En undersøgelse af ildere fra England og Wales fandt rodenticider i 36% af de undersøgte dyr med difenacoum og bromadiolon som de hyppigst detekterede stoffer (Shore m.fl. 2003). Anvendes samme detektionsgrænse for difenacoum som Shore m.fl. (2003) på dataene i de danske brude og lækatte, vil forekomsterne af difenacoum fortsat være markant højere (hhv. 62% i brud og 60% i lækat) end registreret i de britiske mårdyr. Fournier-Chambrillon m.fl. (2004) undersøgte fire arter af rovpattedyr (europæisk og amerikansk mink, ilder

og odder) i Frankrig og fandt rodenticider i alle arter med hyppigheder op til 27%. Bromadiolon var det oftest detekterede stof i de franske dyr.

Rodenticidkoncentrationerne i danske brude og lækatter var generelt stigende fra forår til vinter, hvilket også stemmer overens med udviklingen i gnaverbestandene gennem året og det forventede mønster for behovet for bekæmpelse af gnavere og anvendelsen af rodenticider (MacDonald & Harris 2000). Tilsvarende sæsonmæssige tendenser i forekomsten af rodenticider er observeret i mårdyr i England og Frankrig (Shore m.fl. 2003, Fournier-Chambrillon m.fl. 2004).

Brud og lækat er meget følsomme over for forgiftning med antikoagulant rodenticider (Townsend m.fl. 1984, Grolleau m.fl. 1989). Ved fodringsforsøg med bromadiolonforgiftede mosegrise er registreret koncentrationer på 0,23 µg/g bromadiolon i leveren hos lækatter, der døde pga. sekundær forgiftning (Grolleau m.fl. 1989). Tilsvarende niveauer (200 ng/g brodifacoum) er registreret i døde lækatter ved new zealandske feltstudier af sekundære effekter af gnaverbekæmpelse (Alterio m.fl. 1997, Murphy m.fl. 1998). Dødeligheden hos lækat i disse studier var 80-100% over 14 dage. Dødelige doser for brud af det relativt lavtoksiske warfarin (Townsend m.fl. 1984) er lig de koncentrationer af bromadiolon, der blev fundet i mus ved museforsøget. Kropsvægten for de warfarinforgiftede brude faldt i de sidste dage op til døden. Effekter af sub-letale doser og letale doser ved langtidseksponering med lavere doser for vildtlevende mårdyr kendes ikke.

Over 15% af de undersøgte brude og lækatter fra Danmark havde rodenticidniveauer højere end 200 ng/g. De højeste rodenticidkoncentrationer i brud og lækat i Danmark er på samme niveau som i de britiske studier af mårdyr, mens de højest målte koncentrationer i Frankrig og New Zealand er en faktor 10 højere. Her var der dog tale om meget intensive bekæmpelseskampagner sammenlignet med den mindre intensive, men udbredte eksponering for rodenticider i Danmark. De højere koncentrationer af rodenticider i brude og lækatter, der er døde af ukendte årsager, og en lavere kropskondition i individer med høje koncentrationer viser, at de aktuelle rodenticideksponeringsniveau i Danmark påvirker de små rovpattedyrs kondition og overlevelse negativt. Den reelle dødelighed som følge af rodenticidforgiftning er det ikke muligt at vurdere ud fra denne basisundersøgelse af tilfældigt indsamlede dyr. Sandsynligvis underestimeres dødeligheden, da kadavere af brud og lækat, der er døde af rodenticidforgiftning, findes mindre hyppigt end dyr, der er dræbt i fælder, trafikken eller præderet af husdyr.

De højeste rodenticidniveauer blev registreret i brud og lækat, og gennemsnitskoncentrationerne i de små rovpattedyr er højere end i de fleste fuglearter. Brud og lækat må formodes at være bedre i stand til at finde forgiftede gnavere end fugle, der kun kan jage gnaverne oppe på jorden. Endvidere udsættes de små rovpattedyr for en højere dosis rodenticid i forhold til kropsvægten ved indtagelse af en forgiftet gnaver end fuglene. Det kan dog ikke helt udelukkes, at de høje rodenticidkoncentrationer i enkelte brude og lækatter afspejler et sjældent, direkte indtag af rodenticidprodukter (Lodal pers. medd. 2010). I de undersøgte brude og lækatter er der dog ikke fundet rester i mave-tarm-kanalen, der tyder på, at dyrene har indtaget andet end normale fødeemner for arterne (Elmeros 2006).

Brud og lækat formodes at være i fortsat tilbagegang i Danmark pga. intensivering af arealudnyttelsen og øget landskabs- og habitatfragmentering (Elmeros m.fl. 2010). Der foreligger dog ingen overvågningsdata for bestandsudviklingen for de to arter, hvorfor det ikke er muligt at vurdere i hvilken grad rodenticideksponeringen påvirker bestandene, men det kan ikke udelukkes, at den udbredte eksponering for rodenticider bidrager til den negative bestandsudvikling for brud og lækat.

5 Konklusion

Nærværende rapport er den første egentlige undersøgelse af forekomsten af antikoagulanter i en række danske rovfugle, ugler og rovpattedyr. Undersøgelsen fokuserer på arter, der udpræget eller periodisk lever af gnavere og derfor befinder sig i en særlig risikogruppe i forhold til eksponering for rodenticider. Undersøgelsen udgør en basis, hvorudfra eventuelle fremtidige ændringer i brug af antikoagulanter og i forekomst af disse stoffer i prædatorer kan vurderes, fx effekten af et forbud i EU mod brug af bromadiolon til bekæmpelse af mus og mosegrise i åbent land fra 2011 (EU 2008/941/EF af 13. december 2008).

Undersøgelsen viser, at rodenticider findes i alle de undersøgte arter med hyppigheder på mellem 85% og 100%, samt at hovedparten af individerne indeholder mere end ét af de fem forskellige stoffer, der blev undersøgt for. Det er også vist, at en væsentlig andel af de undersøgte individer indeholder høje eller meget høje koncentrationer. Af metodiske årsager kunne stoffet difethialon ikke detekteres, hvilket understreger, at de målte rodenticidforekomster og -koncentrationer repræsenterer minimumsværdier.

Hos rovfugle og ugler blev der ikke fundet væsentlige og ensartede forskelle i forekomsten og belastningen med antikoagulanter mellem køns- og aldersgrupper, tid på året eller mellem forskellige dødsårsager og fysisk status, som kunne indikere generelle tendenser i forgiftningsrisikoen. For brud og lækat var der en stigende koncentration igennem året, hvilket stemmer overens med stigningen i gnaverbestandene og bekæmpelsen af gnaverne. Hos fuglene blev de højeste gennemsnitskoncentrationer fundet i arter, der normalt lever af ådsler eller rotter, samt i arter, der ofte lever i tilknytning til landbrug eller mere eller mindre tætbeholdede områder. De laveste koncentrationer blev fundet i fuglearter, som fx mosehornugle og rørhøg, der mere udpræget er knyttet til større åbne naturområder. Denne forskel indikerer, at risikoen for forgiftning delvist er relateret til, hvorvidt der er sammenfald mellem en arts habitatpræference og områder, hvor antikoagulanter normalt anvendes.

At flere af de undersøgte fuglearter forekommer her i landet som både stand- og trækfugle, gør det vanskeligt at vurdere, i hvilken udstrækning de fundne resultater alene afspejler risikoen for at blive forgiftet med antikoagulanter i Danmark. Potentielt kan en del af de undersøgte individer have indtaget antikoagulanter i landene omkring Danmark. For standfugle og stationære arter, som fx natugle og rovpattedyr, afspejler undersøgelsen dog danske forhold, og forekomsten af antikoagulanter i disse arter afviger ikke væsentligt fra arter, som delvist er trækfugle.

På baggrund af de eksisterende opgørelser over forbruget af de enkelte antikoagulanter er det ikke muligt at vurdere, hvorvidt autoriseret eller privat praksis i anvendelse af antikoagulanter kan være en medvirkende årsag til den høje hyppighed af rodenticider i prædatorerne og det høje antal gifte per individ, eller hvorfor stoffer, der kun anvendes i mindre omfang, blev registreret i høje hyppigheder i de undersøgte arter. Strukturen i det danske landskab, med relativ stor tæthed af landsbyer og

gårde i det åbne land, kan betyde, at risikoen for, at prædatorer fanger forgiftede gnavere, generelt er stor i Danmark sammenlignet med andre lande, hvor rodenticiderne anvendes på samme vis.

Ud fra basisundersøgelsen af rodenticider i rovfugle, ugler og små rovpattedyr kan det ikke estimeres, i hvilket omfang forgiftning med antikoagulanter har negative effekter på arternes bestande i Danmark. For flere af de undersøgte fuglearter er både hyppigheden og andelen af individer med høje og meget høje koncentrationer i store træk sammenlignelige med resultater fra tilsvarende undersøgelser i England, hvor der ikke er dokumenteret en sammenhæng mellem forgiftning og bestandsudvikling. At forgiftning med antikoagulanter kan være dødelig for rovfugle, ugler og rovpattedyr er dog veldokumenteret, og i nærværende undersøgelser er det påvist, at ugleunger kan opnå en selv for udviklede fugle meget høj koncentration af antikoagulanter. Det er ligeledes fundet, at forekomsten af gift i fritlevende vilde mus, i områder med udlagt gift, kan nå koncentrationer, der med stor sandsynlighed kan medføre forgiftning i både fugleunger, voksne fugle og rovpattedyr. De højere koncentrationer af rodenticider i brude og lækatter, der er døde af ukendte årsager, og en lavere kropskondition i individer med høje koncentrationer viser, at den aktuelle rodenticideksponering påvirker de små rovpattedyrs sundhedstilstand og formentlig også overlevelse negativt.

Eksponeringen med rodenticider er kun undersøgt for arter, som i udpræget grad lever af smågnavere som rotter, mus og mosegrise. For arter, hvor en del af føden består af smågnavere, er det forventeligt, at forgiftning med antikoagulanter også finder sted. Tilsvarende er det for en række andre prædatorer som ræv, grævling *Meles meles*, ørne *Aquila sp.* og større falke dokumenteret, at disse indeholder antikoagulanter, men det er også påvist, at rodenticider forekommer i insekt- og planteædende arter som pindsvin *Erinaceus europaeus*, spurvefugle *Passeriformes sp.*, flagermus *Chiroptera sp.*, egerne *Sciurus sp.* og hjortevildt *Cervidae sp.* (fx Berny m.fl. 1997, Stone m.fl. 1999, Eason m.fl. 2002, Dowding m.fl. 2010). Med en udbredt anvendelse af antikoagulanter til bekæmpelse af gnavere vil det derfor kunne forventes, at udlagt gift vil kunne spredes til alle trofiske niveauer i faunaen og ikke kun til arter, der er specialiserede i at fange gnavere, idet en akkumulering af giftrester vil kunne ske op gennem fødekæderne fra invertebrater over fugle og pattedyr til specialiserede topredatorer.

6 Referencer

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

Anon. 2009. Product-type 14 (Rodenticides). Assessment Report from the European Commission concerning Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market.

Atterby, H., Kerins, G.M. & MacNicoll, A.D. 2005. Whole-carcass residues of the rodenticide difenacoum in anticoagulant-resistant and – susceptible rat strains (*Rattus norvegicus*). - Environmental Toxicology and Chemistry 24: 318-323.

Barnett, E.A., Fletcher, M.R., Hunter, K., Taylor, M.J. & Sharp, E.A. 2007. Pesticide poisoning of animals in 2006. Investigations of suspected incidents in the United Kingdom. - Report to the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides 2007. Department for Environment Food and Rural Affairs

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

Blanco, J.C., Hiraldo, F. & Heridia, B. 1990. Variations in the diet and foraging behaviour of a wintering red kite (*Milvus milvus*) population in response to changes in food availability. - Ardeola 37: 267-278.

Borst, G.H.A. & Couston, G.H.M. 2002. Shortfalls using second-generation anticoagulant rodenticides. - Journal of Zoo and Wildlife Medicine 33: 85.

Brakes, C.R. & Smith, R.H. 2005. Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. - Journal of Applied Ecology 42: 118-128.

Bønløkke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerrum, M. & Rahbek, C. 2006. Dansk Trækfugleatlas. - Rhodos, Humlebæk. 870 s.

Chalermchaikit, T., Felice, L.J. & Murphy, M.J. 1993. Simultaneous determination of eight anticoagulant rodenticides in blood serum and liver. - Journal of Analytical Toxicology 17: 56-61.

Cox, P. & Smith, R.H. 1992. Rodenticide ecotoxicology: pre-lethal effects of anticoagulants on rat behaviour. - Vertebrate Pest Conference Proceedings collection. Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference 1992. 165-170 s.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1980. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. - The Birds of Western Palearctic. Oxford University Press. Vol. II. 695 s.

Dalkvist, T., Topping, C.J. & Forbes, V.E. 2009. Population-level impacts of pesticide-induced chronic effects on individuals depend more on ecology than toxicology. - *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 1663–1672.

del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. 1999. Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds. - Lynx Editions, Barcelona. 759 s.

Dowding, C.V., Shore, R.F., Worgan, A., Baker, P.J. & Harris, S. 2010. Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). - *Environmental Pollution* 158: 161-166.

DTU Vet. 2009. Obduktionsrapport på natugleunge fundet død i redekasse under forgiftningsforsøg. - DTU Sagsnr.: 2009-52-513.

Eadsforth, C.V., Dutton, A.J., Harrison, E.G. & Vaughan, J.A. 1991. A barn owl feeding study with [¹⁴C] flocoumafen-dosed mice: validation of a non-invasive method of monitoring exposure of barn owls to anticoagulant rodenticides in their prey. - *Pesticide Science* 32: 105-119.

Eason, C.T & Spurr, E.B. 1995. The toxicity and sub-lethal effects of brodifacoum in birds and bats. A Literature Review. - *Science for Conservation*: 6. Wellington. 16 s.

Eason, C.T., Murphy, E.C., Wright, G.R.G. & Spurr, E.B. 2002. Assessment of risk of brodifacoum to non-target birds and mammals in New Zealand. - *Ecotoxicology* 11: 35-48.

Elmeros, M. 2006. Food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* in Denmark. - *Acta Theriologica* 51: 179-186.

Elmeros, M., Hansen, T.S., Baagøe, H.J. & Teilmann, J. 2010. Den danske rødliste. Pattedyr 2009. – www.dmu.dk.

Felice, L.J., Chalarchaikit, T. & Murphy, M.J. 1991. Multicomponent determination of 4-hydroxycoumarin anticoagulant rodenticides in blood serum by liquid chromatography with fluorescence detection. *Journal of Analytical Toxicology* 15: 126-129.

Fisher, P. 2005. Review of house mouse (*Mus musculus*) susceptibility to anticoagulant poisons. - *Doc Science Internal Series* 198. Department of Conservation, Wellington, New Zealand. 19 s.

Fournier-Chambrillon, C., Berny, P.-J., Coiffier, O., Barbedienne, P., Dasse, B., Delas, G., Galineau, H., Mazet, A., Pouzenc, P., Rocouze, R. & 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*). – *Journal of Wildlife Diseases* 40: 688-695.

Giraudoux, P., Tremollières, C., Barbier, B., Defaut, R., Reffel, D., Bernard, N., Lucot, E. & Berny, P. 2006. Persistence of bromadiolone anticoagulant rodenticide in *Arvicola terrestris* populations after field control. - *Environmental Research* 102: 291-298.

Grey, A., Eadsforth, C.V., Dutton, A.J. & Vaughan, J.A. 1994a. Non-invasive method for monitoring the exposure of Barn Owls to second-generation rodenticides. - *Pesticide Science* 41: 339-343.

Grey, A., Eadsforth, C.V., Dutton, A.J. & Vaughan, J.A. 1994b. The toxicity of three second-generation rodenticides to barn owls. - *Pesticide Science* 42: 179-184.

Guan, F., Ishii, A., Seno, H., Watanabe, K., Kumazawa, T. & Suzuki, O. 1999. A method for simultaneous determination of five anticoagulant rodenticides in whole blood by high-performance liquid chromatography. - *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 21: 179-185.

Grolleau, G., Lorgue, G. & Nahas, K. 1989. Toxicité secondaire, en laboratoire, d'un rodenticide anticoagulant (bromadiolone) pour prédateurs de rongeurs champêtres: buse variable (*Buteo buteo*) et hermine (*Mustela erminea*). - *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 19: 633-648.

Harrel, T.W., Latimer, K.S., Baim, P.J. & Krimer, P.M. 2007. Antikoagulant rodenticide toxicosis in the dog and cat. - *Veterinary Clinical Pathology Clerkship Program*. College of Veterinary Medicine, The University of Georgia, Athens. >www.vet.uga.edu<.

Hegdal, P.L. & Colvin, B.A. 1988. Potential hazard to Eastern Screech-owls and other raptors of brodifacoum bait used for vole control in orchards. - *Environmental Toxicology and Chemistry* 7: 245-260.

Helbjerg, H. & Eskildsen, A. 2009. Overvågning af de almindeligste fuglearter i Danmark 1075-2008. - Årsrapport for Punkttællingsprojektet. Dansk Ornitologisk Forening. 59 s.

Hoare, J.M. & Hare, K.M. 2006. The impact of brodifacoum on non-target wildlife: gaps in knowledge. - *New Zealand Journal of Ecology* 30: 157-167.

IPCS 1995. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 175. - Anticoagulant Rodenticides. Inchem. >www.inchem.org<.

Joermann, G. 1998. A review of secondary-poisoning studies with rodenticides. - *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 28: 157-176.

Jones, A. 1996. HPLC determination of anticoagulant rodenticide residues in animal livers. - *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 8-15.

Kruuk, H., Conroy, J.W.H. & Moorhouse, A. 1987. Seasonal reproduction, mortality and food of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. - *Symposia of the Zoological Society, London* 58: 263-278.

Laakso, S., Suomalainen, K. & Sanna Koivisto, S. 2010. Literature Review on Residues of Anticoagulant Rodenticides in Non-Target Animals. - Nordisk Ministerråd, TemaNord 2010:541. 47 s.

Laursen, I.M. 2008. Environmental Contamination, Blood Parasites, and Home Range of the Red Kite (*Milvus milvus*) in Denmark. Master of Science Thesis in Biology. Department of Bio-logy, Faculty of Science, University of Copenhagen.

Lechevin, J.C. & Vigie, A. 1992. Which usefull toxicological information can be drawn from studies on the hepatic fixation of antocoagulant rodenticides. - Proceedings of the 15th Vertebrate Pest Conference (Eds. Borrecco, J.E. & Marsh, R.E.). University of California, Davis. 204-207 s.

Lodal, J. & Hansen, O.C. 2002. Human and environmental exposure scenarios for rodenticides – Focus on the Nordic Countries. Nordisk Ministerråd, TemaNord 2002:575. 181 s.

Lodal, J. 2010. Resistens hos brune rotter. Monitoring af resistens hos den brune rotte i Danmark 2001-2008. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1312, 2010. 70 s.

Marek, I.J. & Koskinen, W.C. 2007. Multiresidue analysis of seven anticoagulant rodenticides by high-performance liquid chromatography/electrospray/mass spectroscopy. - Journal of Agricultural and Food Chemistry 55: 571-576.

McDonald, R.A., Harris, S., Fletcher, M., Brown, P. & Turnbull, G. 1998. Anticoagulant rodenticides in stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. - Environmental Pollution 103: 17-23.

MacDonald, R.A. & Harris, S. 2000. The use of fumigants and anticoagulant rodenticides on game estates in Great Britain. - Mammal Review 30: 57-64.

Meiser, H. 2005. Detection of anticoagulant residues by a new HPLC method in specimens of poisoned animals and a poison control case study. - Journal of Analytical Toxicology 29: 556-563.

Mendenhall, V.M. & Pank, L.F. 1980. Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides. – Wildlife Society Bulletin 8: 311-315.

Merson, M.H. & Byers, R.E. 1984. Residues of the rodenticide brodifacoum in voles and raptors after orchard treatment. - Journal of Wildlife Management 48: 212-216.

Miljøstyrelsen 2002. Oplysninger om kommunernes rottebekæmpelse 1996-2001. - Meddelelse fra Miljøstyrelsens konsulenter i rottebekæmpelse nr. 27. - www.blst.dk

Miljøstyrelsen 2005. Rotter. Lovgivning, bekæmpelse og forebyggelse. - Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 1. 88 s.

Miljøstyrelsen 2008. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2007. - Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 4. 51 s.

- Miljøstyrelsen 2009. Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 2009. – www.mst.dk
- Murphy, E.C., Clapperton, B.K., Bradfield, P.M.F. & Speed, H.J. 1998. Effects of rat-poisoning operations on abundance and diet of mustelids in New Zealand forests. - *New Zealand Journal of Zoology* 25: 315-328.
- Newton, I., Wyllie, I., Grey, A. & Eadsforth, C.V. 1994. The toxicity of the rodenticide flocoumafen to barn owls and its elimination via pellets. - *Pesticide Science* 41: 187-193.
- Newton, I., Shore, R.F., Wyllie, I., Birks, J.D.S. & Dale, L. 1999. Empirical evidence of side-effects of rodenticides on some predatory birds and mammals. – I: Cowan, D.P. & Feare, C.J. (red.) *Advances in vertebrate pest management*. - Filander Verlag, Fürth. 354-356.
- Palazoglu, M.G., Tor, E.R., Holstege, D.M. & Galey, F.D. 1998. Multiresidue analysis of nine anticoagulant rodenticides in serum. - *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 46: 4260-4266.
- Pelz, H.J. 2001. Extensive distribution and high frequency of resistance to anticoagulant rodenticides in rat populations from Northwestern Germany. – I: Pelz, H.J., Cowan, D.P. & Feare, C.J. (red.) *Advances in Vertebrate Pest Management II*. - Filander Verlag, Fürth. s. 161-170.
- Petterino, C. & Paolo, B. 2001. Toxicology of various anticoagulant rodenticides in animals. - *Veterinarian Human Toxicology* 43: 353-360.
- Poché, R.M. 1988. Rodent tissue residue and secondary hazard studies with bromadiolone. - *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 18: 323-330.
- Redfern, R., Gill, J.E. & Hadler, M.R. 1976. Laboratory evaluation of WBA 8119 as a rodenticide for use against warfarin resistant and non-resistant rats and mice. - *Journal of Hygiene* 77: 419-426.
- Roberts, N.L., Fairley, C. & Baldwin, M.K. 1985. The acute oral toxicity (LD₅₀) of WL 108366 to the mallard duck. - Huntingdon, United Kingdom, Huntingdon research Center, HRC Report No. SLL/73/BT/8572.
- Ross, D.B., Roberts, N.L. & Fairley, C. 1980. The acute oral toxicity (LD₅₀) of difenacoum to the bobwhite quail. - Macclesfield, Cheshire, Imperial Chemical Industries Ltd, Central Toxicology laboratory. Report No. ICI 309/WL/8076.
- Rudebeck, G. 1950. The choice of prey and modes of hunting of predatory birds with special reference to their selective effect. - *Oikos* 3: 200-231.
- Sándor, A.D. & Ionescu, D.T. 2009. Diet of the eagle owl (*Bubo bubo*) in Braşov, Romania. - *North-Western Journal of Zoology* 5: 170-178.
- SAS. 2003. SAS 9.1.3. Service Pack 4. Copyright © 2002-2003 by SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

- SAS. 2006. SAS Enterprise Guide 4.1. Copyright © 1999-2006 by SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Saucy, F., Meylan, A. & Poitry, R. 2001. Lessons from 18 years of use of anticoagulants against fossorial *Arvicola terrestris* in Switzerland. – I: Pelz, H.J., Cowan, D.P. & Feare, C.J. (red.) Advances in Vertebrate Pest Management II. - Filander Verlag, Fürth. 71-90 s.
- Shawyer, C.R. 1985. Rodenticides – review and assessment of their potential hazard to non-target wildlife with special reference to the barn owl (*Tyto alba*). - The Hawk Trust, London.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S. & Freestone, P. 1999. Exposure of non-target vertebrates to second-generation anticoagulant rodenticides in Britain with particular reference to the polecat *Mustela putorius*. – New Zealand Journal of Ecology 23: 199-206.
- Shore, R.F., Asfar, A., Horne, J.A. & Wright, J. 2000. Rodenticide and lead concentrations in red kite *Milvus milvus*. - Centre for Ecology & Hydrology Contract Report to English Nature, 17 s.
- Shore, R.F., Malcolm, H.M., Horne, J.A., Turner, S. & Wienburg, C.L. 2001. Rodenticide residues in the kestrel *Falco tinnunculus*. - Centre for Ecology & Hydrology Contract Report to English Nature, 17 s.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Afsar, A., Wienburg, C.L. & Kitchener, A.C. 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992-1999. - Environmental Pollution 122: 183-193.
- Shore, R.F., Malcolm, H.M., Wienburg, C.L., Turk, A., Walker, L.A. & Horne, J.A., 2005. Wildlife and pollution: 2001/02 annual report. - JNCC Report, No. 352. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 26 s.
- Shore, R.F., Malcolm, H.M., McLennan, D., Turk, A., Walker, L.A., Wienburg, C.L. & Burn, A.J. 2006. Did foot-and-mouth disease-control operations affect rodenticide exposure in raptors? - Journal of Wildlife Management 70: 588-593.
- Snoo, G.R. de, Scheidegger, N.M.I. & Jong, F.M.V. de. 1999. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. - Pesticide Science 55: 47-54.
- Stone, W.B., Okoniewski, J.C. & Stedelin, J.R. 1999. Poisoning of wildlife with anticoagulant rodenticides in New York. - Journal of Wildlife Diseases 35:187-193.
- Stone, W.B., Okoniewski, J.C. & Stedelin, J.R. 2003. Anticoagulant Rodenticides and Raptors: recent findings from New York. – Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 70: 34-40.
- Townsend, M.G., Fletcher, M.R., Odam, E.M. & Stanley, P.I. 1981. An assessment of the secondary poisoning hazard of warfarin to tawny owls. - Journal of Wildlife management 45: 242-248.

Townsend, M.G., Bunyan, P.J., Odam, E.M., Stanley, P.I. & Wardall, H.P. 1984. Assessment of secondary poisoning hazard of warfarin to least weasel. - *Journal of Wildlife Management* 48, 628-632.

Valchev, I., Binev, R., Yordanova, V. & Nikolov, Y. 2008. Anticoagulant rodenticide intoxication in animals – a review. - *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences* 32: 237-243.

Walker, L.A., Lister, L.J., Long, S.M., Pereira, M.G. Turk, A., Townsend, J., Wienburg, C.L., Wright, J.A. & Shore, R.F. 2007. Wildlife and pollution: 2005/06 annual report. - JNCC Report, No. 399. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 45 s.

Walker, L.A., Turk, A., Long, S.M, Wienburg, C.L., Best, J. & Shore, R.F. 2008a. Second generation anticoagulant rodenticides in tawny owls (*Strix aluco*) from Great Britain. - *Science of the Total Environment* 392: 93-98.

Walker, L.A., Shore, R.F., Turk, A., Pereira, M.G. & Best, J. 2008b. The predatory bird monitoring scheme: identifying chemical risk to top predators in Britain. - *Ambio* 37: 466-471.

WHO 1995. Environmental Health Criteria 175: Antocoagulant rodenticides. - WHO, Geneva, 121 s.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2010**
- 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
- 769 Biological baseline study in the Ramsar site "Heden" and the entire Jameson Land, East Greenland.
By Glahder, C.M., Boertmann, D., Madsen, J., Tamstorf, M., Johansen, K., Hansen, J., Walsh, A., Jaspers, C. & Bjerrum, M. 86 pp.
- 768 Danish Emission Inventory for Solvent Use in Industries and Households.
By Fauser, P. 47 pp.
- 767 Vandmiljø og Natur 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Hjorth, M., Josefson, A.B., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 106 s.
- 766 Arter 2008. NOVANA.
Af Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Laursen, K., Clausen, P., Andersen, P.N., Bregnballe, T., Petersen, I.K. & Teilmann, J. 118 s.
- 765 Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA.
Af Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 80 s.
- 764 Vandløb 2008. NOVANA.
Af Wiberg-Larsen, P. (red.) 66 s.
- 763 Søer 2008. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Clausen, J. 46 s.
- 762 Landovervågningsoplande 2008. NOVANA.
Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 761 Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 74 s.
- 760 Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten.
Af Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.) 136 s.
- 2009**
- 759 Control of Pesticides 2008. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T. 25 pp.
- 758 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Højvads Rende.
Af Grant, R., Mejlhede, P. & Blicher-Mathiesen, G. 74 s.
- 757 Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders.
By Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., & Tendal, O.S. 48 pp.
- 755 Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.
Af Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 38 s.
- 754 Indicators for Danish Greenhouse Gas Emissions from 1990 to 2007.
By Lyck, E., Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Winther, M., Hoffmann, L. & Thomsen, M. 94 pp.
- 753 Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2008-2009.
By Søndergaard, J., Schiedek, D. & Asmund, G. 48 pp.
- 751 Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta.
Af Normander, B., Henriksen, C.I., Jensen, T.S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L.E. & Pedersen, A.B. (red.) 170 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 200)
- 750 Natur og Miljø 2009 – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.
Af Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.) 94 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 150)
- 749 Thick-billed Murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland.
By Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 60 pp.
- 747 Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer.
Af Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 46 s.

FOREKOMST AF ANTIKOAGULANTE RODENTICIDER I DANSKE ROVFUGLE, UGLER OG SMÅ ROVPATTEDYR

En basisundersøgelse

I Danmark udføres bekæmpelse af rotter, mus og mosegrise næsten udelukkende med antikoagulante rodenticider, hvilket kan medføre en risiko for sekundærforgiftning hos rovfugle og pattedyr, som lever af gnavere. Nærværende rapport beskriver forekomsten af fem af de seks antikoagulante rodenticider, der anvendes i Danmark, i en række rovfugle-, ugle- og små rovpattedyrarter. For alle arter blev der fundet antikoagulanter i 84-100% af de undersøgte individer, og mere end 60% af fuglene og 80% af rovpattedyrene havde to eller flere antikoagulanter i kroppen. I de undersøgte tårnfalke, musvåger, natugler, slørugler, brude og lækatte målte meget høje koncentrationer af antikoagulanter i leveren (>200 ng/g) i 6-22% af individerne. For rød glente og stor hornugle var andelen af individer med meget høje koncentrationer hhv. 66% og 70%, mens der ikke blev fundet meget høje koncentrationer i fjeldvåge, rørhøg, skovhornugle og mosehornugle.

ISBN: 978-87-7073-181-2
ISSN: 1600-0048