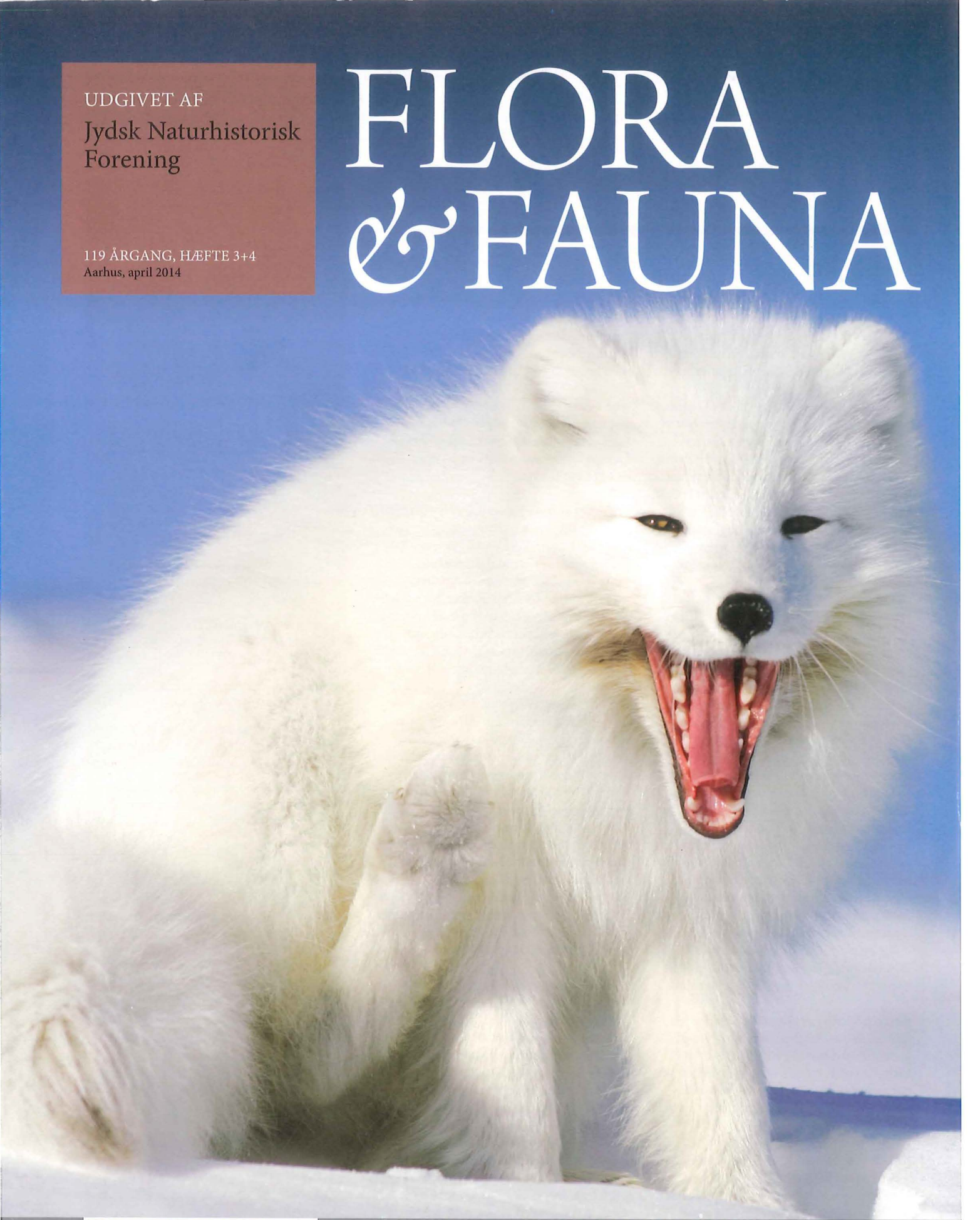
UDGIVET AF
Jydsk Naturhistorisk Forening

119 ÅRGANG, HÆFTE 3+4
Aarhus, april 2014

FLORA & FAUNA



MOSEHORNUGLE PÅ SKARØ

POLARRÆVES FØDE I VESTGRØNLAND

LØBEBILLER OG ROVBILLER I NATURSKOVE

MYGBLOMST I RIGKÆR

MUS I ØKOLOGISKE LANDBRUG

MÅ VI LEGE MED I NATUREN ?

Af Rasmus Ejrnæs

Naturforvaltning er en sær størrelse. Vi taler normalt om natur som en modsætning til kultur, men forvaltning er vel netop kultur og naturforvaltningen er altså fra starten i et modsætningsforhold til naturen. Alligevel synes det alment accepteret, at vi mennesker har en forpligtelse til at redde naturen fra andre menneskers onde gerninger. Hvis man accepterer adskillelsen mellem menneske og natur som et grundvilkår, kan man sige, at mennesket står uden for naturen og kigger ind, uden nogensinde at kunne løse billet til herlighederne – for evigt dømt ude af Edens Have. Vi må ikke lege med, kun gøre bod.

Hvis adskillelsen af menneske og natur er indiskutabel, kan man med rette spørge, hvorfor vi skal bruge ressourcer på naturforvaltning. Hvorfor giver vi ikke bare pokker? Her vil eksponenter for forvaltningstanken indvende, at den biologiske mangfoldighed er vores livsforsikringspolice. Den rige natur skaffer os brød på bordet og bierne bestøver raps og æbler. Kigger man dette argument efter i sømmene, falder det ganske fra hinanden. Det er de artsfattige marker som skaffer os brød på bordet. Det er den ensformige skov som skaffer A-kævler til markedet. Og det er en meget lille del af Danmarks 280 arter af vilde bier, som har nogen reel eller potentiel betydning for bestøvningen af vores afgrøder. Blåhatjordbi, og blåhat-hvepsebi er sgu ikke vores livsforsikringspolice, og det samme gælder de tusinde arter på den danske rødliste. Den dér livsforsikringspolice er altså ren opportunisme eller naiv ønsketænkning.

Årsagen til at vi ønsker at bevare den biologiske mangfoldighed, om nødvendigt gennem naturforvaltning, kan kun findes i vores samhørighed med og kærlighed til naturen, den kan ikke baseres på adskillelsen fra naturen eller på rationelle nytte-betragtninger.

Vi befinder os med andre ord i en paradoksal situation. Med vores rationelle begavelse kan vi måle at mennesket fortrænger biodiversitet fra kloden. Og med vores bevidsthed og følelser kan vi erkende en samhørighed med naturen, som, alt efter erfaringsgrundlag, kan omfatte hunde, giraffer og hvaler eller måske tilmed fluer, svampe og pelagiske mikroalger. Le bare, men har man en gang haft lejlighed til at mikroskopere en dråbe vand fra en sø, så er man også samhørig med kiselalger, gulalger, grønalger og furealger. Og har man fulgt successionen af blækhatte, koblingssvampe og sæksvampe på en kokasse, så er de også inkluderet.

Set i lyset af dette paradoks, er naturforvaltning slet ikke nogen triviel disciplin. Hvis man skulle formulere en forvaltningsetik, må det således være at naturforvaltningen sigter mod at retablere de økologiske rammebetingelser, som mennesket har spoleret gennem ensidig arealanvendelse, og derved genskabe levesteder og processer, som understøtter udfoldelsen af det liv, som vi selv er en del af. Det er lettere sagt end gjort.

Det er fuldt accepteret at naturforvaltningen gør alverdens krumspring for at retablere naturlig hydrologi og naturligt næringsfattige jorde. Selvom det sjældent lykkes. Men selvom artsudskiftningen er en mindst lige så vigtig årsag til vores biodiversitetskrise, findes der blandt naturhistorikere en udbredt mistro mod at genindføre forsvundne arter som en del af genoprettelsen af rammerne for en selvforvaltende natur. Mennesker har ellers udryddet de store græsædere og rovdyr fra naturen og vi har i ekstrem grad monotoniseret vegetationen gennem jordbehandling, såning, plantning, lugning, tynding og sprøjtning.

Men, mens vi gerne må regere med gravemaskiner, reolplove, fingerklippere og motorsave, så er det tabu blandt naturhistorikere at flytte rundt på arterne. Det er min påstand, at al naturforvaltning implicerer at mennesket leger med i skaberværket, og at der ikke er en absolut forskel på at retablere de abiotiske, fysisk-kemiske rammebetingelser og de biotiske rammebetingelser i form af nøglearter og naturlig vegetation. Landmænd, haveejere, skovdyrkere, jægere og lystfiskere flytter lystigt rundt på arterne. Big Time. Der er brug for en seriøs modvægt, baseret på en legende og deltagende tilgang til naturen kombineret med sund etik og kompetent faglighed.

Rasmus Ejrnæs er seniorforsker ved Institut for Bioscience - Biodiversitet, Aarhus Universitet

Indhold 119(3 & 4)

VIDENSKABELIGE ARTIKLER

Jørgen Terp Laursen: En usædvanlig stor hyppighed af Mosehornugle (*Asio flammeus*) og andre rovfugle og deres bytte, Mosegris (*Arvicola terrestis*), på Skarø 71

Kaare With Jensen og Søren Toft: Mønstre i løbebille- og rovbille-faunaen i jyske naturskove 77

Peter Wind: Mygblomst (*Liparis loeselii* (L.) L.C.M. Richards)– rigkærets vagabond 100

Sussie Pagh: Estimering af fisk i føden hos polarræv (*Vulpes lagopus)* 120

Sussie Pagh: Sommerføde hos Polarræve (*Vulpes lagopus)* i kyst- og indlandsområder i Disko Bugt, Vestgrønland 123

Thomas Secher Jensen og Kent Olsen: Fungerer økologisk jordbrug som refugium for småpattedyr? 142

NATURHISTORIE FRA DANMARK

NFD: Jens Gregersen: Herluf Winges Ø, Vorsø- nu med ynglende ørnepar 114

NFD: Sussie Pagh: Unikke mønstre i naturen afslører rovdyrs kost 139

NFD: Thomas Eske Holm , Morten DD Hansen, Nicholas Bell, Erik Dylmer, Kent Olsen og Lars Iversen: De danske guldsmede og dagsommerfugle kortlægges i to nye atlasprojekter 2014-16 150

BOGANMELDELSER

Jens H. Petersen 2013: I Svampenes Rige. 98

FORENINGSMEDDELELSER 97

Lederen er skrevet af forskellige fremtrædende personer som er meningsdannere med indflydelse på dansk naturformidling og naturforvaltning. *red*

En usædvanlig stor hyppighed af MOSEHORNUGLE (*ASIO FLAMMEUS*) og rovfugle og deres bytte, MOSEGRIS (*ARVICOLA TERRESTIS*), på Skarø

Jørgen Terp Laursen[1]

I vinteren 2012-2013 kunne man på Skarø iagttage den måske største forekomst i nyere tid af Mosehornugle (*Asio flammeus*) (Fig.1) på én lokalitet i Danmark. Uglerne opholdt sig på et mindre strandengsområde på nord-øen nær havnen, hvor de havde en særlig forkærlighed for Nordmolen (Fig. 2). Samtidig var der tegn på en stor forekomst af et potentielt byttedyr, Mosegris (*Arvicola terrestris*) (Fig. 3), og det var oplagt at søge at forklare den usædvanlige store forekomst af ugler med den usædvanligt store forekomst af byttedyr – noget vi sjældent observerer på vore sydlige breddegrader.

Med Danmarks talrige småøer er dyregeografiske undersøgelser interessante. For større dyrearter som pattedyr, der generelt har svært ved at sprede sig til øerne ved egne kræfter, er det især interessant at kortlægge artsammensætning og bestande og eventuelle skift heri over tid, og se dette som en balance imellem indvandring og uddøen.

Sådanne registreringer kan foregå med hjælp fra øboere (Christiansen 2005), men andre kortlægningsmetoder og biologiske undersøgelser er også vigtige, når ø-faunaen skal beskrives. Heri kan indgå øernes størrelse, biotopforhold og isolation sammenholdt med artsdiversiteten jf. Baagøe & Jensen (2007). Beskrivelse og tolkning af især småpattedyrs (under 250 g) tilstedeværelse på mindre øer, kan imidlertid være behæftet med flere usikkerhedsfaktorer, som også fremgår af denne undersøgelse.

Små øer har normalt en mere artsfattig fauna og det forklares ofte ved at øernes landskaber er mindre diverse – altså rummer færre naturtyper og levesteder (Christiansen & Jensen 2007). På små ensartede øer er de enkelte arters bestande måske kun én sammenhængende bestand, og derfor mere sårbar overfor variation i biologiske og abiotiske forhold, der da lettere kan påvirke hele øens bestand på én gang, og således medføre store svingninger i bestandene. Samtidig kendes det også, at bestande af småpattedyr, der på små artsfattige øer ikke har normal konkurrence fra andre arter, når udbredelse og talrighed, der ikke kendes fra fastlande og større øer, fx Husmus på Anholt (Hansen et al. 2003). Nærværende undersøgelse af pattedyrene på Skarø er et bidrag til kendskabet til dyrelivet på de danske småøer og er inspireret af en usædvanlig stor forekomst af Mosehornugle (*Asio flammeus*) og Mosegrise (*Arvicola terrestris*) på øen.

Der yngler kun få par Mosehornugle i Danmark, hvor arten gerne vælger mindre øer som ynglested, formenligt for at undgå prædation fra eksempelvis Ræv (Laursen 2006). I takt med den generelle tilbagegang for Mosehornugle, såvel som trækfugl og som dansk ynglefugl, var den store forekomst på Skarø uventet.

Skarø

Skarø er en ca. 2 km² stor, ret flad moræneø beliggende i Det sydfynske Øhav ca. 1,8 km vest for Tåsinge som er rig på udyrkede arealer. Højeste punkt er 9 m.o.h. Den hører således til blandt de mindre af de sydfynske øer (sammen med fx Drejø, Hjortholm og Strynø) og blandt de flade (og dermed landskabeligt mere homogene) af de sydfynske øer (fx i modsætning til Ærø, Lyø, Avernakø, Bjørnø). Så små og flade øer er selvsagt påvirkede af vand, dels via nærhed til havet og dels pga en svag afdræning og højt grundvandsspejl.

Skarø har tidligere været landfast med Drejø og Tåsinge. Først for ca. 4000 år siden blev den til en ø. I middelalderen var øen dækket af skov og blev anvendt som kongeligt jagtområde, men det sluttede i 1700-tallet, hvor skovene blev fældet (Fyns Amt 2003). En stormflod i 1872 oversvømmede næsten hele øen i en kort periode (Christiansen 2005). Der findes i dag to forholdsvist store strandenge, nemlig Revet mod nord og Kalveodde i syd.

Om foråret kan man i øvrigt høre Grønbroget Tudse (*Bufo viridis*) i nogle af øens vandhuller og Strandtudse (*Bufo calamita*) ved Revet og i maj måned et stort kor af

An unusually large number of Short-eared owl (*Asio flammeus*) and birds of prey and their prey, Water vole (*Arvicola terrestris*) on a small island Skarø

The island of Skarø is small (2 km2), rather flat (max. height 9 m), only partly cultivated and lacks woods. This paper reports on an almost unprecedented aggregation of predatory birds in the winter of 2012-13, especially Short-eared owl (max. 34), Buzzard (max. 50), Rough-legged buzzard (max.) and Grey heron (max.). At the same time, c. 120 pellets from Short-eared owl were collected on the island and analysis showed that Water Vole was the dominant prey item – by numbers (87%) and even more so by biomass (98%). Water vole is an unusual large prey for Short-eared owl and also an unusual prey (compared to unpublished results).
The paper collects published as well as interview-based observations on the Skarø fauna and provides good evidence that on Skarø (1) the small mammal fauna is poor, (2) Water vole is a dominant species and (3) mammal predators are scarce and possibly even extinct.
It may well be that the abscence of permanent mammal predators occasionally allow Water vole populations to grow to high levels, which again seemed to result in an unusual high aggregation of migrating predatory birds.

Key words: Mosehornugle, *Asio flammeus*, Mosegris, *Arvicola terrestris*, Skarø, rovdyr-byttedyr, Short-eared owl, Wather vole.

[1] *Engdalsvej 81B, 8220 Brabrand E-mail: jtl@kirkeugle.dk*

Figur 1. Mosehornugle (*Asio flammeus*) på Skarø. "Hornene" er korte og iris er gul, hvor Skovhornugle har længere "horn" og orange iris. Foto: Erhardt Ecklon Snatur.
Short-eared owl during winter on Skarø. Note the comparably short "ears" and yellow irises.

Figur 2. Nordmolen på Skarø hvor et betydeligt antal mosehornugler kunne ses i vinteren 2012/13. Foto: Erhardt Ecklon Snatur.
The north pier on Skarø where a considerable number of Small-eared owl was continously observede during the winter 2012-13.

Grøn Frø *(Rana esculenta)*. I farvandet rundt om Skarø ses ofte Marsvin (*Phocoena phocoena*) og Spættet Sæl (*Phoca vitulina*).

Øens indbyggerantal er faldet fra 164 i 1904 til i dag blot 26.

METODE

Forekomsten af pattedyr på Skarø er tilvejebragt ved oplysninger fra flere kilder.

Ursin (1948) besøgte Skarø 10.-14. august 1944, hvor han benyttede fælder og interviews med ø-kontakter (EU i tabel 1).

Christiansen (2005) fangede mus på øen i oktober 2003 (TSC), hvortil der blev anvendt fælder af typen Ugglan, hvori musene fanges levende. Der blev fanget mus i 220 fældenætter - dvs. antal fælder x antal nætter de har været opstillet. Fælderne er ikke egnede til fangst af (voksne) Mosegris.

Forfatteren (JTL) besøgte Skarø i 1997 bl.a. for at indsamle oplysninger om øens dyreliv ved samtaler med øens beboere og har efterfølgende undersøgt gylp fra Mosehornugle indsamlet 2013 ved Nordmolen på Skarø.

P. Sørensen (PS), der er fastboende på Skarø, har i 2014 bidraget med oplysninger om blandt andet øens geografi og dyreliv.

For analysemetode til bestemmelse af byttedyr i gylp henvises til Laursen (2005). Til beregning af biomassen er benyttet følgende vægtangivelser: Mosegris 150 g, der er ca. "vintervægt" jf. Tang Christensen (pers. medd.). For Skov/Halsbåndmus er her anvendt vægt for Skovmus 18 g, for Rødmus 16 g og Nordmarkmus 21 g - alle efter Yalden (1977).

For tiden anerkendes navnene *Arvicola amphibius* og *Myodes glareolus* for hhv. Mosegris og Rødmus – her har jeg valgt at bruge de velkendte navne, blandt andet benyttet i Baagoe & Jensen (2007).

RESULTATER

Pattedyr på Skarø

Forekomsten af pattedyr på Skarø er vist i tabel 1. Ursin (1948) registrerede 10-11 arter ved et 5-dages besøg på øen i 1944, heraf småpattedyrene Alm. Spidsmus, Skovmus, Brun Rotte, Husmus og Mosegris, men ingen af arterne er angivet med antal.

Christiansen (2005) fangede 3 arter (heraf ingen nye), hvoraf Skovmus var langt mest talrig (114), med hhv. Almindelig Spidsmus (25) og Husmus (10) forekom i mere moderate antal.

Laursen (2013) fandt 4 arter i uglegylp – med langt flest Mosegris (46), og meget moderate forekomster af Skov-/Halsbåndmus (4), Nordmarkmus (2) og Rødmus (1). Her var Rødmus og Nordmarkmus ikke tidligere kendt fra øen.

Sørensen (pers. medd.), der bor på Skarø, kender i dag kun 5-6 arter, inklusiv flagermus *(Chiroptera sp.)* fra øen. Han nævner, at Pindsvin (*Erinaceus europaeus*) tidligere fandtes, men er forsvundet, og at man for få år siden forsøgte at genudsætte arten, men tilsyneladende uden held. Husmus er her endnu, men er blevet sjældnere.

Tabel 1. Landlevende pattedyr iagttaget ved forskellige indsamlingsmetoder på Skarø Tallene angiver antal individer, X = fastboende, ÷ = Ikke iagttaget, St. = Strejfer og U = Uddød.
Terrestrial mammals recorded by various methods on the small island of Skarø. Numbers are number of individuals caught in live traps (TSC) or found in owl pellets (JTL). X = established, ÷ = not recorded, St. = visiting migrant & U = extinct.

Kilde	EU	JTL	TSC	JTL	PS
År	1948	1997	2005	2013	2014
Pindsvin (*Erinaceus europaeus*)	X	U			U
Almindelig spidsmus (*Sorex araneus*)	X		25		X
Flagermus sp. (*Chiroptera*)		X			X
Hare (*Lepus europaeus*)	X	X			X
Skovmus (*Apodemus sylvaticus*)	X		114		?
Skov/halsbåndmus (*A. sylvaticus/flavicollis*)				4	?
Brun rotte (*Rattus norvegicus*)	X	St.	X		÷
Husmus (*Mus musculus*)	X		10		X
Rødmus (*Clethrionomys glareolus*)				1	?
Mosegris (*Arvicola terrestris*)	X	X		46	X
Nordmarkmus (*Microtus agrestis*)	÷		÷	2	?
Ræv (*Vulpes vulpes*)	St.	÷			St.
Lækat (*Mustela erminea*)	X	÷			÷
Husmår (*Martes foina*)	X	U	X		U?
Odder (*Lutra lutra*)	U?				÷
Kronhjort (*Cervus elaphus*)	U				÷

Figur 3. Store koncentrationer af Mosegris menes at være årsagen til forekomster af Mosehornugle og flere arter rovfugle på Skarø i vinteren 2012/13. Foto: Dremstime. *High numbers of Water Vole during the winter 2012/13, is probably the reason why exceptionally large numbers of Short-eared owl and different species of birds of prey gathert at Skarø the same year*

Figur 4. Fjeldvåge (*Buteo lagopus*) sås også i større antal på Skarø i vinteren 2012/13. Foto: Jørgen Terp Laursen.
Rough-legged buzzard also occurred in considerable numbers on Skarø during winter 2012-13.

Mosegris er uhyre talrig, men svinger i antal, men i vinteren 2013-14 var der særlig mange. Brun Rotte er her ikke, mener han. I Pontoppidans danske Atlas (1763ff) er Hare nævnt fra Skarø, og arten findes her endnu og er talrig. Ræv (*Vulpes vulpes*) vandrer nu og da over isen til Skarø, men forsvinder hurtigt og er ikke set i de senere år. I modsætning til Ursin har Sørensen aldrig set Lækat på øen. Husmår har tidligere været meget almindelig, men øens befolkning mener, den nu er forsvundet (uddød). Ursin angiver, at Odderen muligvis var her før 1948, og at Krondyr er udryddet i historisk tid på Skarø. Hjorte sp. på Skarø kan dateres tilbage til Kong Valdemars Jordebog fra 1231.

Trods sin lidenhed huser Skarø i dag en del arter pattedyr, men tilsyneladende ingen rovdyr - bortset fra Huskat (*Felis catus*).

Mosehornugler på Skarø

Der blev indsamlet ca. 110 gylp fra Mosehornugle. Heri var der fra Mosegris 43 kranier, 46 højre- og 45 venstre-underkæber. Fra Skov-/Halsbåndmus var der 4 kranier, 2 højre- og en venstre-underkæbe. Total længden af venstre kindtandsrække i kraniet for to individer af Skov-/Halsbåndmus målte 3,99 mm og 3,84 mm og for en Nordmarkmus 6,63 mm.

Tabel 2 viser, at Mosegris i føden hos Mosehornugle udgjorde hhv. 87 % (antal byttedyr) og 98 % (andel biomasse). Herover-for udgjorde Skov-/Halsbåndmus, Rødmus og Nordmarkmus samlet blot hhv. 13 % og 1,8 %.

Tabel 2. Fordeling af byttedyr fra ca. 110 gylp fra Mosehornugle (*Asio flammeus*) indsamlet på Skarø marts 2013.

Prey composition based on approximately 110 pellets from Short-eared Owl (Asio flammeus) *collected on Skarø March 2013. Individual weights are from Yalden (1977).*

	Antal/ *Number*	%/*Pct*	Vægt (g/ indv.)/*weight*	Biomasse/ Biomass
Skov-/halsbåndmus (*Apodemus sylvaticus/ flavicollis*)	4	7,5	18	1,0
Rødmus (*Clethrionomys glareolus*)	1	1,9	16	0,2
Mosegris (*Arvicola terrestris*)	46	86,8	150	98,2
Nordmarkmus (*Microtus agrestis*)	2	3,8	21	0,6

DISKUSSION

Pattedyr på Skarø

Under forudsætning af, at de mundtlige oplysninger er troværdige, kan man se en interessant udvikling i pattedyrfaunaen på Skarø. Sammenlignet med Ursins oplysninger fra 1948 viser nuværende status, at Brun Rotte, Ræv, Lækat og Husmår, der alle kan efterstræbe Mosegris, nu er forsvundet eller forekommer sjældent på øen. Christiansen (2005) nævner dog Brun rotte fra Skarø, som må bero på mundlige oplysninger, idet arten ikke kan fanges i de anvendte Ugglan-fælder (tabel 1). Det forlyder i skriftlig turistinformation om Skarø, at der endnu skulle være Lækat og Husmår på øen, men det har ikke kunnet verificeres i denne undersøgelse. Nærmest er angivelse af et mårlignende dyr set den 9.6. 2009 (Dofbasen). Preben Sørensen angiver, at der kunne have været Husmår på øen i 2009.

Når Rødmus og Nordmarkmus udfra fund i gylp er fundet som "nye arter" på Skarø, må det tages med forbehold. For omend der er levesteder for begge arter på øen – fx levende hegn og udyrkede arealer - kan det ikke udelukkes, at de er fanget af uglerne på fastlandet – det er blot ikke ret sandsynligt. Bestemmelsen til Skov/Halsbåndmus jf. tabel 1-2 drejer sig nok om Skovmus - sammenholdt med Christiansens fældefangster.

Husmusens tilbagegang på øen er ikke overraskende – det synes at være en generel tendens i Danmark (Laursen 2005). Men også det vigende befolkningstal på Skarø med deraf færre bebyggelser har givet været til ugunst for Husmus.

Det vurderes, at det lave antal pattedyrarter på Skarø især skyldes øens beskedne størrelse med få biotoptyper, snarere end (den ikke ret store) afstand til fastland.

Rovfugle og Mosegris

Bestandstætheden af smågnavere i nordskandinaviske yngleområder antages at være den primære årsag til eksempelvis antallet af overvintrende Mosehornugle i Danmark (Meltofte & Fjeldså 2002) og Fjeldvåge (Fig. 4)(Jørgensen 1989; Bertel & Génsbøl 2007).

Vigtige byttedyr som Fjeldlemming (*Lemmus lemmus*) og Gråsidemus (*Myodes rufocanus*) ses sjældent mere optræde i regelmæssige store bestandstætheder i Skandinavien. De såkaldte "lemmingeår" er også aftaget i de seneste årtier (Bertel & Génsbøl 2007). Denne udvikling har betydet færre observationer her i landet af blandt andet Mosehornugler og Fjeldvåger målt over en årrække.

Skarø har altid været kendt for sin store bestandstæthed af Mosegris. Harritz (2000) skriver om Skarø: "Der er mange mosegrise, der lokalt kaldes jordmus". I perioden efteråret 2012 til foråret 2013 optrådte Mosegris dog i et usædvanligt stort antal på øen, som ikke gik upåagtet hen, og der var "tag selv bord".

Antallet af Mosehornugle kulminerede med max. 33-34 stk. januar-februar 2013 (Tabel 3). Det store antal af Mosegris tiltrak også andre fuglearter. Musvåge (*Buteo buteo*) optrådte med imponerende max. 40-50 stk. i samme periode, og Fjeldvåge (*Buteo lagopus*) med max. 5-8 stk. den 13.1. 2013 og 5 stk 16.2. 2013. Sammenlagt var det et usædvanligt stort antal rastende rovfugle målt efter danske forhold. Fiskehejre (*Ardea cinerea*)

tog også for sig af retterne med max. 12-14 stk. medio januar 2013 (Dofbasen).

Der er ikke tidligere observeret mere end enkelte individer af Mosehornugle på Skarø jf. Dofbasen. De observerede høje antal er således enestående for øen.

Den store tæthed af ugler og rovfugle på Skarø i vinteren 2012 – 2013 viser med al tydelighed, at rigeligt med føde – her i form af Mosegris – ophæver eller nedsætter prædatores behov for vinterterritorier, fordi konkurrencen om føden er yderst begrænset. 6 mosehornugler lettede fra en stensamling på sydsiden af øen i december 2013. Det indikerer, at der formentligt endnu dér var en god bestand af Mosegris på øen.

Der eksisterer eet dansk studie af Mosegris og rovfugle på en lavtliggende dansk småø, nemlig på den 70 ha store Klægbanken i Ringkøbing Fjord 1976-78. Her gav fugtig jord, store bevoksninger af Tagrør og lavt prædationstryk fra rovdyr gode forhold for Mosegris. Tætheden af Mosegris på Klægbanken blev ved fangst-genfangst estimeret til over 200 pr. ha i oktober 1977, men faldt drastisk til omkring 1 pr. ha i løbet af vinteren (Christensen 1981).

Christensen (op.cit.) fandt her betydelige populationssvingninger hos Mosegris i relation til forekomst af prædatorer - primært Blå Kærhøg (*Circus cyaneus*) (max. 9 ex. i marts), Rørhøg (*Circus aeruginosus*) (max. 5 ex. i aug.) og Fjeldvåge (max. 4 ex. i dec., jan., feb. og april). Predation var årsag til 11-31% af dødeligheden mellem oktober og december og 27-39% mellem december og marts. Men den væsentligste dødsårsag om vinteren var antagelig fødemangel, men også oversvømmelser og kuldestress var negative faktorer.

Af pattedyrarter, blev der i undersøgelsen på Klægbanken - foruden Mosegris - registreret Almindelig Spidsmus (1 ex.), Nordmarkmus (6 ex.) og lejlighedsvist Ræv. Lækat var tidligere set på øen.
Tre forhold har formentligt haft særlig stor indflydelse på top-året hos Mosegris på Skarø i 2012-2013.

Tabel 3: Det maksimale antal rovfugle, der i vinteren 2012-13 formodes at være søgt til Skarø pga det store antal Mosegris. *Maximum number of birds of prey observed on the island of Skarø by the author or on database www.dofbasen.dk - probably aggregating to prey on the high numbers of Arvicola terrestris.*

	Jan. 9	Jan.13	Jan. 14	Feb. 16
Mosehornugle			34	33
Musvåge		40		50
Fjeldvåge		8		5
Fiskehejre	12		14	

- Vandstandsforholdene (vandniveauet) i leveområderne - fx på strandenge – antages at være afgørende for artens ynglesucces og dermed bestandsudvikling og populationsstørrelse.
- Der er ubalance mellem "rovdyr og byttedyr" på Skarø, fordi rovdyrene stort set er forsvundet, hvilket begunstiger overlevelsesmulighederne for Mosegris. Øens få katte spiller næppe nogen rolle.
- Mosegrisen er underlagt naturlige bestandssvingninger, som også er kendt hos andre mindre pattedyrarter.

Mosegris, der vejer 100-275 g, er et stort bytte for en Mosehornugle, der selv vejer 280-500 g. Mosegris som byttedyr synes da heller ikke at være normalt for arten. Forfatterens (upubl.) undersøgelser af fødevalg hos Mosehornugle i Danmark viser, at Skarø er den eneste af 10 undersøgte lokaliteter, hvor Mosegris er fundet i gylp fra Mosehornugle.

TAK
En stor tak rettes til Erhardt Ecldon Snatur for indsamling af gylp på Skarø. Ligeledes en tak til Preben Sørensen, Skarø for oplysninger om ugler og pattedyr på Skarø. Jens Tang Christensen takkes for kommentarer til manuskriptet og Naturhistorisk Museum for at have stillet lokaler til rådighed for mine undersøgelser.

CITERET LITTERATUR

Bertel B & Génsbøl B 2007: Rovfuglene i Danmark. – Gyldendal Boghandel (s. 102).

Christiansen TS & Jensen TS 2007: Pattedyr på øerne. – I: Baagøe HJ & Jensen TS (red.): Dansk Pattedyr Atlas. Gyldendal, pp. 338-342.

Christensen J.T. 1981: Avian predation on a population of the water vole (*Arvicola terrestris* L.) during a seasonal cycle. – Natura Jutlandica 19:61-66.

Christiansen TS 2005: Islands biogeography of small mammals in Denmark. Effects of area, isolation and habitat diversity. – Upubliceret special rapport. Biologisk Institut. Aarhus Universitet. 64 pp.

Fyns Amt 2003: Skarø.- Folder udgivet af Natur- og Vandmiljø. Odense.

Hansen TS, Wedfeldt R & Jensen TS 2003: Husmusens (*Mus musculus*) habitatvalg på Anholt. – Flora og Fauna 109:101-106.

Harritz PH 2000: Danmarks Småøer.- Politikens Forlag A/S. (s.164-165).

Jørgensen HE 1989: Danmarks Rovfugle – Frederikshus.

Laursen JT 2005: Er husmusen (*Mus musculus*) i stærk tilbagegang? Bestandsudvikling i Danmark 1896-2004 på grundlag af forekomst i uglegylp. - Flora & Fauna 111:39-48.

Laursen JT 2006: Danmarks Ugler. – Apollo Books.

Meltofte H & Fjeldså J 2002: Fuglene i Danmark- Gyldendal Boghandel (s. 485).

Ursin E 1948: Pattedyrenes udbredelse på de sydfynske øer. – Flora & Fauna 54:99-109.

Yalden DW 1977: The Identification of remains in Owls Pellets. – Mammal Society. London.

Mønstre i løbebille- og rovbille-faunaen i jyske naturskove

Kaare With Jensen & Søren Toft[1]

Naturskov defineres i Danmark som skov af lang kontinuitet, bestående af naturligt indvandrede og selvsåede træarter af lokal afstamning (Skov- & Naturstyrelsen 1994). Eksisterende naturskov er de bevarede rester af den skov, som var tilbage år 1800, da Danmarks skovareal nåede sit minimum. Naturskove kan være mere eller mindre forstyrrede af forstlig aktivitet. Størst interesse knytter sig umiddelbart til de i dag mest uforstyrrede stykker naturskov, da de muligvis endnu kan fremvise reliktarter og økologiske interaktioner, som er afhængige af længerevarende stabile forhold eller af resurser, som kun bevares under sådanne forhold, fx gamle træer og dødt ved. Selv om de historisk har været udnyttet som græsnings- og stævningsskove, har de ofte en urørt jordbund (ingen harvning, kalkning mv.), og træerne kan have stor aldersspredning som følge af skovens mosaikstruktur med pletter i forskellige faser af skovcyklus (Emborg et al. 2000). Enkelte har undgået dræning og er bevaret som sumpskov. Naturskoven er det nærmeste, man i dag kommer den oprindelige danske urskov, som aldrig har været helt uforstyrret af mennesker (Møller 1988).

De mest velkendte entomologiske interesser i naturskoven knytter sig til dyr, der lever i de gamle træer og i råddent ved (Speight 1989; Warren & Key 1991). Fra Danmark er dette bl.a. bekræftet af Martin (1989) hvad angår smelder-arter fra gammelt ved og hule træer. Det øvrige insektliv i naturskovene er derimod dårligt kendt. Herhjemmefra er det kun Jørum (1988, 2000), der har givet en grundig beskrivelse - nemlig af den samlede billefauna i Hald Ege.

De danske naturskove forekommer kun få steder i større sammenhængende områder. Oftest optræder de som fragmenter omgivet af kulturskov af varierende alder. Dette faktum kan have flere modsatrettede konsekvenser. På den ene side kan fragmenteringen have reduceret eller helt udryddet arter, som er afhængige af den gamle skov; på den anden side kan tilvæksten i det samlede skovareal efter 1800 have sikret bevarelsen af arter, inkl. skovspecialister, som er mindre kritiske over for skovens alder og karakter. Omfattende undersøgelser af løbebillerne i gammel oprindelig skov er gennemført i flere nordvest-europæiske lande, herunder England (Terrell-Nield 1990), Belgien (Desender et al. 1999) og Tyskland (Assmann 1999). Sidstnævnte blev gennemført i det nordvestlige Tyskland (Nedre Sachsen), hvor skovarealet ligesom i Danmark er øget gennem de seneste 200 år, og må derfor være af særlig relevans som sammenligningsgrundlag for os. Undersøgelserne har peget på den mulige eksistens af såkaldte reliktarter, betegnet således fordi de udelukkende blev fundet i gammel uforstyrret skov, samt et yderligere antal skovspecialister som var særlig hyppige i gammel frem for nyere skov. De nævnte undersøgelser har desuden samstemmigt påvist, at artsrigdommen af løbebiller i mindre skovfragmenter er domineret af åbentlands-arter, som trænger ind fra omgivende habitater. Dette medfører at den samlede artsrigdom generelt er højere i mindre skovfragmenter og falder, jo større skovarealet er. Antallet af arter, som er skovspecialister, stiger dog som regel med skovens areal (Desender et al. 1999; Lövei et al. 2006). Disse sammenhænge betyder for det første, at egentlige reliktarter blandt løbebillerne kan være forsvundet fra flere eller måske alle tilbageværende danske naturskovsområder (Boks 2); for det andet at den totale artsrigdom på en lokalitet ikke vil være noget godt indicium på dennes tilstand som uforstyrret naturskov, men at man snarere selektivt må se på de langt færre specialist-arter.

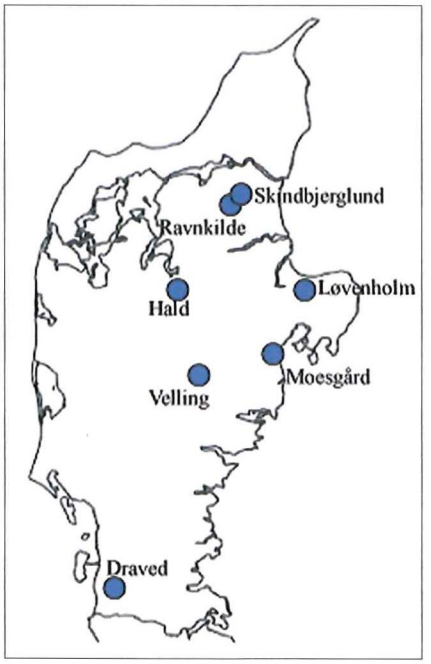
Formålet med denne undersøgelse var at beskrive løbebille- og rovbillefaunaen i et udvalg af gamle naturskove med henblik på at afgøre, hvor store forskelle i artssammensætning der er mellem geografisk adskilte lokaliteter, samt at analysere hvilke miljøfaktorer der er afgørende for forskelle, både mellem og inden for skovene. Ved i

Community patterns of ground beetles (Carabidae, Coleoptera) and rove beetles (Staphylinidae) in some Danish natural forests

Ground beetles and rove beetles were collected by pitfall trapping during the 1993 season in seven different undisturbed natural forests and two cultivated forest neighbouring natural forests areas, scattered over most of Jutland, Denmark. Environmental factors (depth of litter layer, soil type, soil water content, pH, organic matter content) were recorded for the immediate surroundings of each trap. Species composition of the trap catches were analysed with Correspondence Analysis (CA) and the species' relations to environmental factors with Canonical Correspondence Analysis (CCA). The faunas were further characterized and compared using various species richness estimates and indices of the degree of habitat specialization of the assemblages.
Species composition in catches from traps situated at humid places of relatively high pH clearly deviated from those of dry forest soils. One forest area, Draved Skov, was primarily of this habitat type and thus had a distinct fauna compared to the remaining locations, which showed high similarity between them. Six (out of 60) species of carabids and 27 (out of 114) staphylinids were habitat specialists, associated with mature deciduous forest; some of them were widespread and a few were locally abundant, especially among the carabids. However, no "natural forest relicts" could be identified. The cultivated forest areas were faunistically very similar to their neighbouring natural forest areas, but had fewer rare habitat specialists among rove beetles. It is concluded that swampy areas with a high pH make a significant contribution to the coleopteran conservation value of forests. This habitat type should be especially promoted in plans for forest development.

Key words: Carabidae, conservation, habitat specialists, natural forests, Staphylinidae

[1] *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, Ny Munkegade 116, 8000 Aarhus C*



Figur 1. Kort over Jylland, men angivelse af indsamlingslokaliteter.
Map of Jutland, Denmark, indicating sampling sites.

to tilfælde også at inkludere et tilstødende kulturskovsområde var det et sekundært formål at få en indikation af, hvor distinkt naturskovsfaunaen er i forhold til faunaen i ældre, men dog plantet og forstligt udnyttet skov. Der er i undersøgelserne fokuseret udelukkende på arter, der er aktive i skovbunden og kan fanges vha faldfælder. Det var desuden et ønske at benytte det indsamlede materiale til at vurdere den relative bevaringsværdi af de undersøgte skovområder baseret på billefaunaen. Til dette formål er beregnet forskellige indekser, som har været anvendt til vurdering af faunaer og floraers"naturværdi".

LOKALITETER OG METODER

Alle tilbageværende gamle naturskove i Danmark er løvskove. Syv lokaliteter blev udvalgt til denne undersøgelse, hvoraf fire hovedsagelig er bøgeskov, to er egeskov, og én er blandet løvskov. Af praktiske grunde blev kun jyske lokaliteter udvalgt. Deres geografiske placering er vist i Fig. 1, og Tabel 1 resumerer de i denne sammenhæng vigtigste oplysninger om dem. Detaljerede beskrivelser kan findes hos Møller (1988) og Jensen (1995). Med undtagelse af Moesgård Skov, hvor der var foretaget selektiv fældning, havde områderne ligget uforstyrrede i mange år forud for undersøgelsen (urørt skov); og med undtagelse af Skindbjerglund var de undersøgte naturskovsbevoksninger dele af større skovarealer og derfor omgivet af kulturskov. Det samlede areal af urørt naturskov, som indgår i undersøgelsen, er 190 ha (Tabel 1), dvs godt en tredjedel af det samlede areal i

Tabel 1. Oversigt over de undersøgte skove. Forkortelser: ns = naturskov, ks = kulturskov.
Overview of the investigated forest stands. Abbreviations: ns = natural forest, ks = cultivated forest.

					Jordbund/ Soil conditions				
Lokalitet *Locality*	Skovtype *Forest type*	Areal (ha) *Area (ha)*	Træalder (år) *Tree age (years)*	# fælder *# traps*	Jordbundstype (klasser) *Soil type (classes)*	Vandindhold (% friskvægt) *Water content (%)*	pH	Organisk indhold (%) *Organic matter (%)*	Førn tykkelse (klasser) *Litter thickness (classes)*
Draved skov	Blandet løvskov	13	120-200	19(1)	2-4	38,1 – 75,0	2,6 – 5,8	10,7 – 82,6	1-4
Velling Skov (ns)	Bøg	24,4	Ca. 250	10(2)	1-4	18,3 – 84,9	2,6 – 4,5	3,8 – 64,5	1-4
Velling Skov (ks)	Bøg	-	60 – 110	7	2-4	12,8 – 58,1	2,7 – 3,2	6,2 – 35,2	2-4
Moesgård Skov	Bøg	-	200+	10(3)	1-4	22,6 – 50,0	3,3 – 5,8	5,3 – 22,0	1-4
Løvenholm Skov (ns)	Bøg	10	180	10	1-4	20,9 – 76,9	2,6 – 3,3	6,1 – 74,8	1-4
Løvenholm Skov (ks)	Bøg	-	-	7	2-3	25,2 – 76,2	3,0 – 3,4	8,2 – 61,7	1-4
Hald Ege	Eg	95	120-300	11	2-4	18,9 – 38,7	2,9 – 3,8	4,5 – 15,1	2-4
Ravnkilde	Bøg	37,8	50-200	5	2-4	30,0 – 82,6	2,9 – 4,1	8,7 – 71,1	3-4
Skindbjerglund	Eg	9,4	100-220	10	3-4	24,6 – 63,0	2,9 – 3,5	5,0 – 32,7	2-3

(1)Draved Skov: Fælde F1-4, 13-14, 18-19 i blandet eg og bøg; F7-11 i blandet ask, lind og el (fugtig bund); F15-17 i ask og lind; F5-6, 12 i eg, birk og el. (2) Velling Skov (ns): F5-7 nær kær. (3)Moesgård Skov: F7-8 i ellesump.

Danmark (500 ha; Skov- og Naturstyrelsen 1994). De to kulturskovslokaliteter var kun ganske ekstensivt udnyttede, og i begge tilfælde var disse bøg som i de undersøgte naturskovsområder, de lå nær. Med undtagelse af stykket i Moesgård Skov er alle de udvalgte naturskovsområder af Møller (1988) klassificeret som værende af højeste bevaringsværdi.

Indsamling
Billefaunaen blev indsamlet med faldfælder bestående af to plastikkrus (diameter 7 cm, dybde 11 cm) sat inden i hinanden, med en 4% formalinopløsning som fangvæske, og dækket af et tag som beskyttelse mod regn. Et ca. 10 cm bart område blev ryddet omkring fælden, hvilket øger fangsten af løbebiller (Greenslade 1964). Fælder blev sat ud i april 1993 og tømt med månedlige mellemrum indtil november samme år. Antallet af opsatte fælder varierede fra lokalitet til lokalitet (se Tabel 1), afhængigt af hvor forskellige miljøforholdene på disse var - i naturskovene 5-19, i kulturskovene 7 fælder. Det var hensigten at få en bred variation i miljøfaktorer på hver lokalitet repræsenteret. I skove med stor variation blev derfor opsat flere fælder end i mere homogene skove. Det betyder at afvigende habitater (fx våde pletter i generelt tør skov, eller tørre pletter i generelt fugtig skov) er overrepræsenterede i den enkelte skov. Derved forstærkes analysen af miljøgradienterne.

Målte miljøfaktorer
Alle miljøfaktorer er målt i umiddelbar nærhed af hver enkelt fælde. Disse opfattes i det følgende som repræsentant for en selvstændig habitat. Registreringerne blev foretaget i oktober 1993. Der blev taget 3 jordbundsprøver (diameter 7 cm, dybde 14 cm) omkring hver fælde, ud fra hvilke pH, vandindhold samt indhold af organisk materiale blev målt efter en standardprotokol (Schierup & Jensen 1981). Desuden blev følgende faktorer noteret: Jordbundstype (5 kategorier efter stigende pH: (1) tørv, (2) mor, (3) mor-muld, (4) muld, (5) kalk- og næringsrig muld), og førnens dybde (inddelt i klasser: (1) 0-1 cm, (2) 1-4 cm, (3) 4-7 cm, (4) 7-10 cm, (5) 10+ cm).

Dataanalyse
Det indsamlede materiale af løbebiller og rovbiller blev identificeret efter hhv. Lindroth (1985) og Hansen (1951, 1952, 1954). Nomenklaturen er revideret efter Hansen (1996) og rødlisten for løbebiller (http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_Tvaerfunk/3_fdc_bio/projekter/iframeredlist/gpdata2.asp?ID=19). Den samlede fangst fra hver fælde danner grundlag for de følgende analyser.

Ordination af artssammensætning blev foretaget med Korrespondensanalyse (CA) og arternes forekomst i relation til miljøfaktorer analyseret med Kanonisk Korrespondensanalyse (CCA), begge ved hjælp af programpakken CANOCO (ter Braak

BOKS 1. DE STORE LØBEBILLER VISER NEDGANG, MEN SÆRLIG UDEN FOR SKOVEN

Det er nu ved at stå klart, at tabet af biodiversitet som følge af habitat- og klimaændringer rammer insekterne mindst lige så hårdt som planter og højere vertebrater. Dette har i nogen tid været kendt for sommerfuglenes vedkommende (Warren et al. 2001). At sommerfuglene ikke blot er en særlig følsom gruppe viser sig efterhånden som oplysninger om andre insektordner og –familier kommer frem. Flere undersøgelser slår nu fast at også løbebillerne er under kraftig tilbagegang (Kotze & O'Hara 2003; Desender et al. 2010; Brooks et al. 2012). Det har de været gennem en længere periode. Der er dog store forskelle mellem arter afhængigt af deres biologiske karakteristika (størrelse, spredningsevne, habitatspektrum mv). Undersøgelserne er enige om at nedgangen særlig rammer store arter, habitatspecialister, og arter med en enkelt spredningsstrategi (langvingede eller kortvingede), mens små arter, habitatgeneralister, og arter med blandet spredningsstrategi (dimorfe, dvs med både lang- og kortvingede individer) snarere går frem. Alt i alt bevæger udviklingen sig mod en mere "kedelig" fauna med stigende dominans af økologiske generalister. En belgisk undersøgelse (Desender et al. 2010) viser, at de allerseneste års nedgang i store træk fortsætter tendenserne fra de foregående ca. 50 år. For nogle arter er nedgangen dog standset, men det er kun ganske få, som er tilbage på det tidligere niveau.

Oven i dette skifte mellem økologiske typer sker der tilsyneladende en generel nedgang i antallet af løbebiller. Et systematisk moniteringsprogram med stationer fordelt over hele England og Nordirland, dækkende perioden 1994-2008, viste en samlet nedgang i antallet af løbebiller på 30% pr. 10 år (Brooks et al. 2012). For enkelte arter var nedgangen voldsom. For arter, der også blev fundet i vores undersøgelse, kan nævnes: *Carabus arvensis* (nedgang 60-70%); *Leistus terminatus*, *Trechus obtusus* (50-60%); *Calathus micropterus* (40-50%). Af arter, der viste fremgang, kan nævnes: *Agonum fuliginosum*, *Harpalus rufipes* (fremgang 50-60%); *Calathus fuscipes* (40-50%). Én af de hyppigste skovspecialister i vores undersøgelse, *Abax parallelepipedus*, stod for en 20-30% fremgang.

Alle undersøgelserne finder også store forskelle i udviklingen mellem habitattyper. Nedgangene er størst i åbne habitater som lyng- og græsheder, mens skovarterne synes mere stabile eller endog i fremgang (se dog Boks 2). Det største fald i løbebillefaunaen fandtes i skotske bjergmoser, hvor mere end 80% af arterne gik tilbage, samlet med en 52% nedgang over 10 år. Dette tyder på, at det ikke blot er habitatforstyrrelser, der er de direkte bagvedliggende årsager. Også fra Danmark konstaterede Bangsholt (1983), at den største tilbagegang af løbebiller er sket i de åbne habitater.

Fotos til BOKS 3.

Bred muldløber *(Abax parallelepipedus).* Foto: Søren Toft (Øverst tv./*Top left*). Guldpletløber (*Carabus hortensis)*.Foto: Morten D.D. Hansen. (Øverst th./*Top right*). Violetrandet løber (*Carabus violaceus).* Foto: Morten D.D. Hansen (Midt tv./*Middle left*). Læderløber (*Carabus coriaceus)* Foto: Kaare W. Jensen (Nederst tv./*bottom left*). Sneglerøver (*Cychrus caraboides)* Foto: Søren Toft (Nederst th./*Bottom right*)

BOKS 2. HVORDAN SÅ DEN FORHISTORISKE LØBEBILLEFAUNA UD?

Vi har i teksten stillet spørgsmålet: Er gammelskovsfaunaen allerede stærkt forarmet?
Vi er ikke bekendt med oplysninger fra Danmark der kan belyse dette. Men undersøgelser fra Belgien (Desender et al. 1999) fortæller om ændringer i faunaen af store løbebillearter gennem de seneste ca. 1500 år. Oplysningerne bygger på fund af dækvinger og andre skeletdele af biller i de dybeste lag af en romersk brønd fra ca. år 500 e.v.t. Brønden har fungeret som faldfælde ligesom vores, blot en gigantisk én af slagsen. Sammensætningen af arter afspejler den omgivende habitat på daværende tidspunkt på samme måde, som vi tolker vore fældefangster som udtryk for faunasammensætningen i omgivelserne. I dag er egnen omkring brønden skovfri. Dengang var faunaen domineret af arter, vi i dag opfatter som gammelskovsindikatorer eller ligefrem gammelskovsrelikter. Flere af disse findes i dag slet ikke i regionen (Flandern, hvis skove i dag er stærkt fragmenterede og erstattet af landbrugsland) eller blot på ganske enkelte lokaliteter. Det er arter som *Carabus intricatus, Leistus piceus, Abax ovalis, Carabus auronitens* mfl (ialt 58 arter, hvoraf flere ikke er kendt fra Danmark). Området må dengang have været dækket af (oprindelig) naturskov, som for en stor del er forsvundet i løbet af middelalderen og nu er næsten helt væk. Tabet af gammelskovsindikator-arterne kan derfor være sket over en mere end tusindårig periode.

Dette historiske forløb kan måske være med til at forklare, hvorfor de store løbebiller i dag viser ringe eller ingen tilbagegang i gammel skov i forhold til det åbne lands habitater (Boks 1). De mest sårbare arter kan være forsvundet for længst og det er de mest forstyrrelsesrobuste arter, vi har tilbage. Samtidig er skovarealet i Danmark og flere andre europæiske lande øget de seneste par hundrede år, hvorfor presset på skovarterne er mindsket. Fragmenteringsprocessen skabte imidlertid et væld af lysåbne men ekstensivt kulturpåvirkede habitater. Arter, der foretrækker disse habitater, har i en lang historisk periode været stærkt favoriseret. Det er først med det seneste århundredes og i særdeleshed de seneste 30-50 års intensivering af landbrugspraksis, at denne gruppe arter for alvor er kommet under pres, og derfor er det disse arter, der aktuelt viser den største tilbagegang.

BOKS 3. SKOVSPECIALISTER BLANDT LØBEBILLERNE
(se fotos side 80)
Bred muldløber er en typisk skovart. I denne undersøgelse forekom den ikke på alle lokaliteter, til gengæld var den lokalt dominerende. Den træffes året rundt, idet den kan leve et par år som imago og formentlig forplanter sig flere gange. Klækning fra puppen kan ske på alle årstider; nogle individer formerer sig om foråret, andre i sensommeren (Jørum 1976).

Guldpletløberen er en skovart som kan findes i større antal end de fleste andre. Den er udbredt almindeligt i det meste af landet med undtagelse af Vestjylland. Den kan findes gennem hele sæsonen men er mest aktiv i september, hvor forplantningen foregår (Jørum 1976). I en populationsundersøgelse med individuelt mærkede biller i et egekrat på Molslaboratoriets arealer (Schjøtz-Christensen 1968) fandtes en tæthed svarende til én bille pr. 6-10 m^2. Ca. 25% af de voksne i en generation overvintrer og reproducerer for anden gang den efterfølgende sensommer. De fleste af disse blev inden for ca. 100 m fra det sted de var blevet mærket og genudsat som yngre biller.

Violetrandet løber er ligeledes en typisk skovart og ligeledes efterårsforplanter (august-september). Den nye generation kommer frem fra puppestadiet sidst i juli – begyndelsen af august. Larverne udvikler sig gennem vinteren og foråret og forpupper sig ca. ét år gamle. Nogle af de voksne overlever vinteren; de optræder derfor også sparsomt om foråret og kan forplante sig en anden gang den efterfølgende sensommer.

Læderløberen er Danmarks største løbebille (4+ cm) og almindelig i ældre skov over det meste af landet med undtagelse af Vestjylland og Bornholm. Den er aktiv om natten, hvor den søger regnorm, snegle og diverse larver og andre insekter, som udgør hovedparten af kosten. På grund af størrelsen og de kraftige kæber kan den knuse mange skalbærende snegle før de bliver sat til livs. Arten er mest aktiv august-september, hvor forplantningen finder sted. Den kan dog ses hele året rundt, idet voksne biller kan leve i op til flere år og således også formere sig flere gange.

Snegleroveren er specialiseret snegleæder men på en ganske anden måde end de sneglespisende *Carabus*-arter. På grund af sin smalle forkrop og endnu smallere hoved kan den trænge langt ind i sneglehuset via dettes munding. Her opgylper den fordøjelsesvæske som opløser sneglen selv om denne forsøger at gemme sig i husets inderste vindinger. Arten er vidt udbredt i Danmark men sjælden i Vestjylland. Den kan ses hele året rundt.

1987). Teknikkerne er beskrevet i detaljer af Jongman et al. (1995). Analyserne blev foretaget på log(x+1)-transformerede data.

Artsrigdom
Artsrigdommen (antal arter) giver det simpleste udtryk for en dyregruppes diversitet på en lokalitet. Da der i denne undersøgelse er anvendt forskelligt antal fælder i skovområderne, er de samlede artsantal ikke sammenlignelige. Vi har benyttet to metoder til at omgå dette problem. For det første er beregnet det gennemsnitlige antal arter pr. fælde på hver lokalitet. Dette udtryk tager dog ikke højde for områdernes mosaik-karakter; selv om antallet af arter er det samme, kan det være delvist forskellige arter der forekommer i forskellige fælder, hvilket vil øge områdets samlede artstal. For det andet har vi anvendt rarefaction-metoden (se Magurran 2004; analyserne udført vhja programmet PAST (Hammer et al. 2001)), som giver et billede af, hvor fuldstændigt vore indsamlinger har registreret de arter, som findes på lokaliteterne. Metoden analyserer, hvordan antallet af arter stiger, jo flere individer der bliver indsamlet. Har indsamlingerne været så grundige, at alle lokalitetens arter er fanget, vil kurven flade ud på en asymptotisk værdi. Indbyrdes sammenligning af lokaliteterne kan foretages ud fra disse værdier. Hvis kurverne slutter i den endnu opstigende fase, kan man sammenligne lokaliteterne ved at beregne artstallet for samme antal indsamlede individer. Sidstnævnte bestemmes af hvor mange biller der er fanget på lokaliteten med de laveste fangsttal. For både løbebiller og rovbiller var det Ravnkilde, der gav det laveste antal (se Appendiks 1-2); vi har beregnet artstallet for 150 individer af løbebiller og 120 af rovbiller.

De nævnte analyser er lavet på det samlede antal arter af løbebiller og rovbiller hver for sig. Som angivet ovenfor er det dog den specifikke skovfauna, som i denne sammenhæng har særlig interesse. De fundne billearter er derfor inddelt efter deres habitatbredde og særlige analyser er lavet for de specifikke skovarter (dvs, for løbebiller: arter med habitatkoderne 4-8 i Appendiks 1; for rovbiller: arter af HSV-kategori 4-5 (se nedenfor) i Appendiks 2).

Habitatspecialiseringsindeks
Mange undersøgelser har fundet, at habitatforstyrrelser såsom habitatfragmentering og klimaændringer i størst omfang går ud over arter med et snævert habitatspektrum, dvs arter som er særligt specialiserede til at leve i pågældende habitat (se fx Warren et al. 2001; Brückmann et al. 2010). Forekomsten af sådanne arter kan derfor tages som tegn på, at lokaliteten er bevaret i en relativt oprindelig form. På denne måde kan man anvende arter af biller og andre dyregrupper som indikatorer for et områdes"oprindelighed" eller grad af uforstyrrethed. Jo flere specialistarter der findes og jo mere disse arter dominerer den lokale fauna, jo større bevaringsværdi kan man tillægge lokaliteten. Ofte er disse habitatspecialister sjældne, fordi deres habitatkrav kun imødekommes få steder. Bevarelse af de lokaliteter, hvor de forekommer, bidrager derfor i særlig grad til at mindske det samlede tab af biodiversitet.

Et habitatspecialiseringsindeks (HSI) for det lokale dyresamfund som foreslået af Toft et al. (1993) er benyttet til at udtrykke, i hvor høj grad faunaen på lokaliteterne er domineret af habitatspecialister eller af mere bredspektrede arter. Til dette formål er hver art tildelt en habitatspecialiseringsværdi (HSV), som udtrykker det habitatspektrum, den er kendt for at udnytte. Der skelnes mellem 5 kategorier: ekstreme generalister (HSV = 1), som kan forekomme i både åbne og lukkede habitater; generalister (HSV = 2) som fx forekommer i alle typer skov, men er sjældne i åbne habitater; intermediære (HSV = 3), som er særlig knyttede til fx løvskov, men er uafhængige af jordbundstypen; specialister (HSV = 4), som fx kun forekommer i tør løvskov; og ekstreme specialister (HSV = 5), som udelukkende findes i en meget snæver habitat, fx gamle egetræer. Denne klassifikation kræver indgående viden om arternes forekomst på landsplan uafhængigt af nærværende undersøgelse. I mangel af et kvantitativt materiale at bygge på har vi benyttet en meget erfaren billespecialist, Viggo Mahler, til at foreslå den benyttede klassificering, som fremgår af Appendiks 1 og 2.

Habitatspecialiseringsindekset er beregnet for hver fælde på to måder. Den gennemsnitlige habitatspecialiseringsgrad pr. individ er beregnet ud fra denne formel: $HSI_{ind} = S (HSV_i * a_i)/A$ hvor HSV_i og a_i er hhv habitatspecialiseringsværdi og abundans af art i, og A er den samlede abundans ($A = Sa_i$) af alle arter. Indekset varierer fra 1 til 5 afhængigt af om generalister eller specialister dominerer faunaen. Læg mærke til at indekset ikke kan skelne mellem faunaer med få eller mange arter i hver habitatspecialiserings-kategori, hvis deres samlede hyppighed er den samme. Dette aspekt må udtrykkes selvstændigt på anden vis. Hvorvidt en lokal fauna er domineret af habitatspecialister eller -generalister kan man se ved at sammenligne det ovenfor definerede indeks med det man vil få, hvis man ignorerer hyppighederne, så indekset udelukkende baseres på om arterne er til stede (hver art har hyppigheden 1). I så fald reduceres formlen til $HSI_{art} = SHSV_i/S$, hvor S er antallet af arter. Dette udtrykker faunaens specialiseringsgrad pr. art.

RESULTATER

I alt blev fanget 8.070 løbebiller og 4.531 rovbiller, fordelt på hhv 60 og 114 arter. Appendiks 1 og 2 viser fangsterne fra hver lokalitet.

Løbebiller
Nogle arter fandtes på alle undersøgte lokaliteter: *Calathus micropterus*, *C. rotundicollis*, *Carabus hortensis*, *Cychrus caraboides*, *Leistus rufomarginatus*, *Pterostichus niger*, and *P. oblongopunctatus*. Det var dog kun de to sidstnævnte, som forekom i stort antal (> 100 individer). Andre arter var ligeledes vidt udbredte, men manglede på én eller to lokaliteter: *Carabus nemoralis*, *C. violaceus*, *Harpalus quadripunctatus*, *Leistus terminatus*, *Nebria brevicollis*, *Notiophilus biguttatus*, *Pterostichus melanarius* and *Trechus secalis*. Yderligere tre arter var lokalt meget hyppige men mindre udbredte: *Abax parallelepipedus*, *Bembidion guttula*,

Tabel 2. Data for faunaens artsrigdom og gennemsnitlige habitatspecialiseringsgrad på de undersøgte lokaliteter.
Data about species richness estimates and average habitat specialisation of investigated forest stands.

	#arter/fælde *#species /trap*	S_{150ind} (1)	Skov-*forest* S_{80in} (1)	Skov-*forest* S_{asymp} (1)	HSI-$_{ind}$ (2)	HSI-$_{art}$ (3)
Løbebiller						
Draved Skov	12,9	18,7	9,5	>20	2,39	2,72
Velling Skov ns	12,0	22,0	11,3	13	2,66	2,72
Velling Skov ks	14,9	18,2	11,5	12	2,60	2,81
Løvenholm Skov ns	9,7	15,5	8,5	13	3,30	2,65
Løvenholm Skov ks	13,1	18,7	9,6	11	2,07	2,58
Hald Ege	9,3	15,5	9,2	12	2,94	2,70
Skindbjerglund	14,5	16,6	7,2	10	2,04	2,38
Moesgård Skov	13,6	20,3	10,0	15	2,62	2,47
Ravnkilde	8,4	17,7	9,6	-	2,03	2,67
Rovbiller		S_{120ind}				
Draved Skov	10,6	19,5			2,61	2,56
Velling Skov ns	11,0	27,6			2,47	2,54
Velling Skov ks	11,0	19,5			2,27	2,38
Løvenholm Skov ns	9,1	19,5			3,14	2,76
Løvenholm Skov ks	10,6	20,0			2,45	2,68
Hald Ege	11,5	18,1			3,13	2,88
Skindbjerglund	13,9	18,9			2,55	2,55
Moesgård Skov	8,9	18,3			2,66	2,62
Ravnkilde	8,2	20,2			2,24	2,52

and *Patrobus atrorufus* (manglede på hhv 3, 6 og 4 lokaliteter). Det var Draved Skov, der oftest manglede ellers udbredte arter. Det var også denne skov, der havde flest arter, som ikke forekom andre steder eller kun forekom få andre steder.

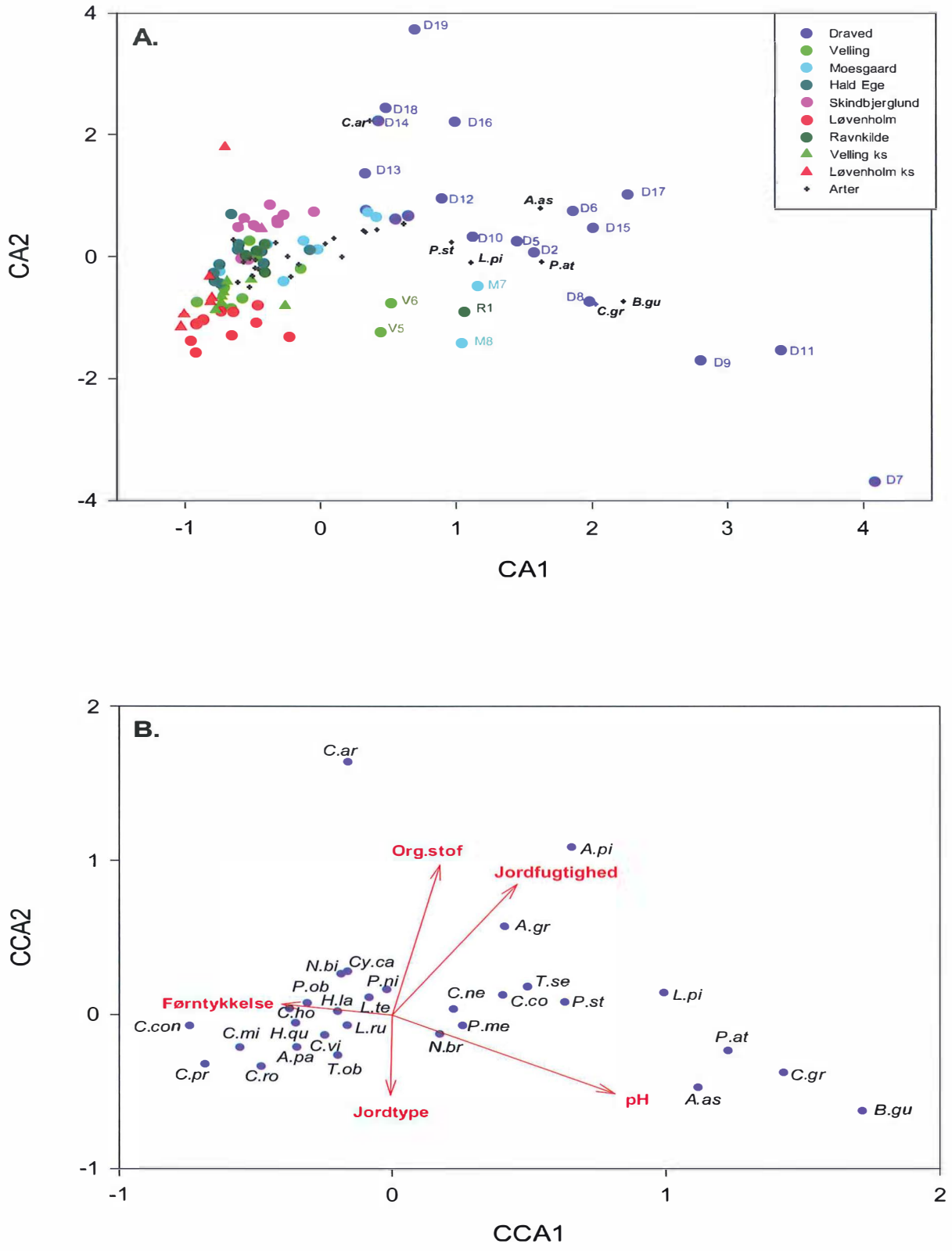
Flere af de fangne arter (*A. parallelepipedus, Carabus coreaceus, C. hortensis, Cychrus caraboides, P. atrorufus, Platynus assimile*) beskrives som særlig tilknyttet gamle løvskove (Bangsholt 1983). Tre arter opfattes som sjældne (*Carabus arvensis, C. convexus, Pterostichus quadrifoveolatus*), men ingen af er dem truede (rødliste); kun de to *Carabus*-arter, *C. arvensis* og *C. convexus* er"næsten truet" (kategori NT). Disse forhold er baggrunden for, at rødlisten ikke kunne anvendes til vurdering af lokaliteternes"naturværdi". Kun én af skovarterne, *A. parallelepipedus*, var væsentlig hyppigere i naturskoven end i de tilstødende kulturskove.

Halvdelen (30) af de fundne arter har generel præferens for åbne habitater og blev da også for det meste fanget i lave antal. Det var Skindbjerglund, der støder op til landbrugsland, som rummede flest af sådanne arter. I Løvenholm Skov havde kulturskoven flere åbent-lands arter end naturskovslokaliteten; i Velling Skov var det omvendt.

Korrespondensanalysen (Fig. 2A) viser, at artssammensætningen i Draved Skov generelt afviger fra de øvrige lokaliteters, samt at fælderne her viser stor indbyrdes spredning i artssammensætning. Fælderne D7, D8, D9 og D11 var placeret i en fugtig del af skoven med ask, lind og rødel som dominerende træarter, mens D13, D14, D18 og D19 stod i områder med eg og bøg. Også to fælder fra Moesgård Skov, samt to fra Velling Skov og én fra Ravnkilde skiller sig ud; de stod også alle på fugtig bund. Alle øvrige fælder klumper sig sammen, dvs de er indbyrdes ret ens i artssammensætning. En vis"lokalitetseffekt", dvs gruppering af fælder fra samme lokalitet, kan dog skelnes (Fig. 2A). Med undtagelse af Draved Skov viser løbebillefaunaen således stor geografisk ensartethed. Fig. 2A angiver også hvilke arter der i særlig grad er ansvarlige for forskellighederne. I Draved Skov skyldes det forekomsten af *B. guttula, C. granulatus, P. atrorufus*, og *P. strenuus*; i D15 og D17 var det i særlig grad *P. assimile*, i D13, D14, D18 og D19 *C. arvensis*.

Den kanoniske korrespondensanalyse (Fig. 2B) viser hvordan arternes forekomst korrelerer med de målte miljøfaktorer. De længste vektorer angiver de vigtigste faktorer. En Monte Carlo-permutationstest viste, at pH og jordbundens fugtighed havde signifikant indflydelse på arternes fordeling (begge $P < 0,005$).

Ved at projicere arternes position på vektorerne kan ses, at de arter, som er særegne for Draved Skov, er sådanne som forekommer ved relativt høje værdier af pH og jordbundsfugtighed i forhold til lokaliteternes variation. Det gælder fx *B. guttala, C. granulatus, P. assimile, P. atrorufus* og *L. pilicornis*. *Carabus arvensis* forekommer også ved høj fugtighed, men lav pH, og *Agonum piceum* ved høj fugtighed og intermediær pH. De fleste arter placerer sig nær figurens centrum, hvilket antyder, at



Figur 2. Korrespondensanalyse (A) og kanonisk korrespondensanalyse (B) af løbebillefaunaen fra 7 naturskove og 2 forstligt drevne løvskove i Jylland. Signaturerne illustrerer artssammensætningen i hver enkelt fælde (totalfangst) fra de respektive lokaliteter (nummererede fælder omtales i teksten). Positionen af enkelte arter er angivet med artskode (se Appendiks 1). A: Fældepunkter, der ligger nær hinanden, har stor lighed i artsammensætningen; B: Arter, der ligger nær hinanden, har stor lighed i habitatfordelingen. Røde pile angiver, hvilke miljøfaktorer arterne fordeler sig efter.

Correspondence analysis (A) and canocical correspondence analysis (B) of carabid beetles from 7 natural forests and 2 planted forests in Jutland, Denmark. Points show the species composition of each trap (total catch) from every study site (numbered traps mentioned in text). For species codes, see Appendix 1.

de foretrækker gennemsnitlige forhold eller er meget bredspekterede.

Rovbiller
Hyppighedsbilledet for rovbiller var meget anderledes end for løbebiller. Der blev fanget mange arter, men kun få var hyppige (29 arter med > 10 individer). Otte arter (se Appendiks 2) forekom på alle lokaliteter, men kun få af disse var hyppige. *Philonthus decorus* var den klart mest dominerende art og udgjorde 36% af den samlede fangst.

De 22 af arterne omtales af Hansen (1954) som"sjældne". Fire arter (*Arpedium quadrum, Stenus ludyi, Tachinus elongatus* og *Xylodromus testaceus*) klassificeres som"særlig opmærksomhedskrævende" i gul-listen (Stoltze 1998). Mange af arterne er særlig knyttet til gammel uforstyrret skov (V. Mahler, personlig medd.). To af disse sjældenheder blev fundet på alle ni lokaliteter (*Atheta negligens* (i alt 194 individer), *Mycetoporus rufescens* (22 individer)). Ifølge Hansen (1954) er flere af arterne særligt knyttet til sumpskov (26 arter, heraf 9 sjældne) eller til mikrohabitater, som er særlig typiske for uforstyrret naturskov: svampe (38 arter, heraf 6 sjældne); under bark, i dødt ved, eller i hule træer (16 arter, heraf 4 sjældne). I de to kulturskove blev kun fundet 2 sjældne arter tilknyttet disse habitattyper.

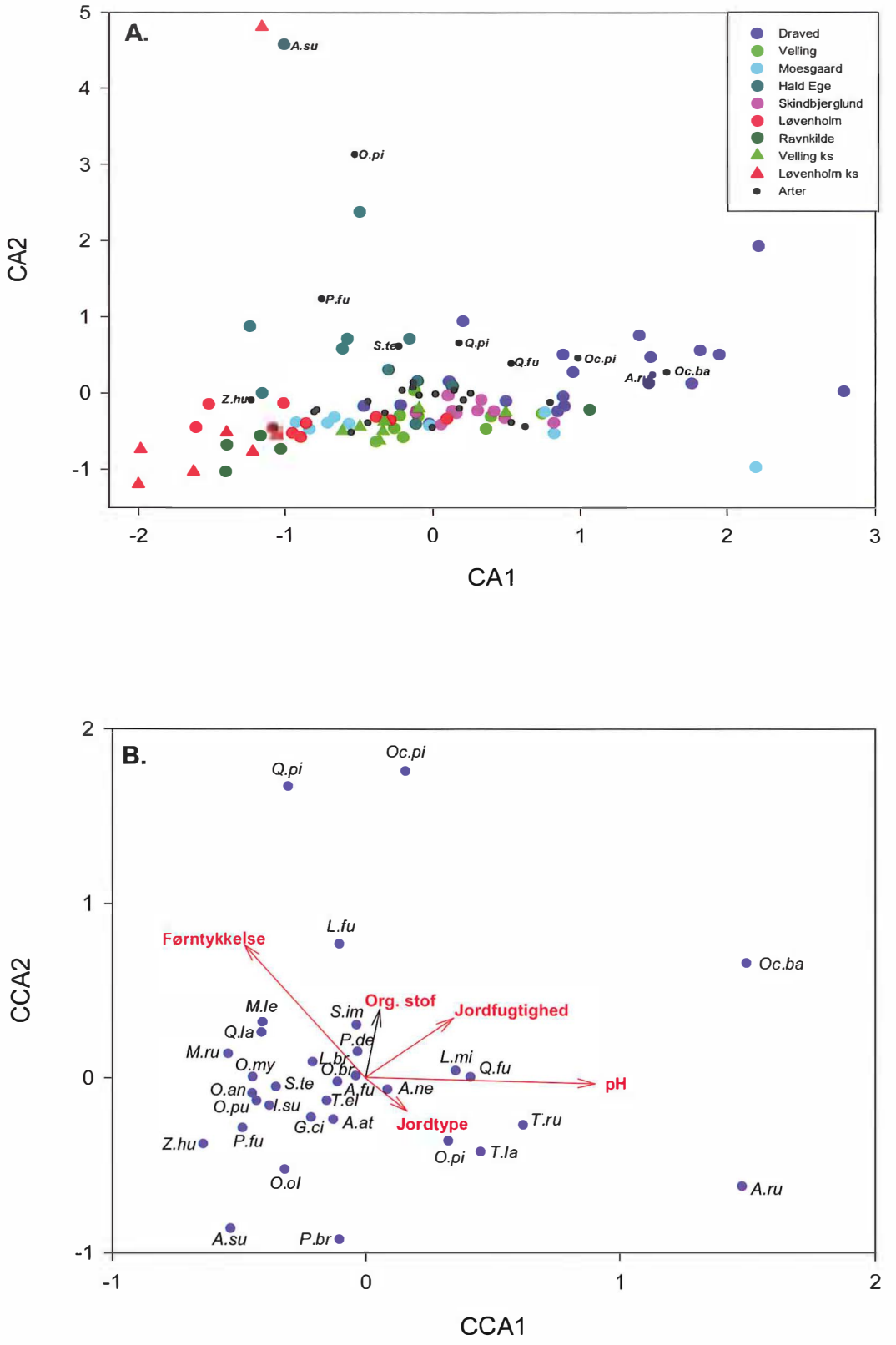
Artsrigdom
Det totale antal arter på de enkelte lokaliteter fremgår af Appendiks 1-2. I vurderingen af disse tal må man tage højde for, at der ikke blev benyttet samme antal fælder på hver, og at antallet af individer fanget på hver lokalitet var meget forskellig, selv hvor der blev benyttet samme antal fælder. Det gennemsnitlige antal arter pr. fælde samt rarefaction-estimaterne fremgår af Tabel 2. Rarefaction viste for både løbebiller (Fig. 4A) og rovbiller (Fig. 4C) kun få steder tegn på, at kurverne flader asymptotisk ud - lokaliteternes reelle artsrigdom er derfor generelt væsentlig højere, end vi har registreret det.

Ser vi imidlertid kun på skov-arterne blandt løbebillerne, er billedet noget anderledes (Fig. 4B). Draved Skov viser en fortsat stigende kurve, mens alle øvrige lokaliteter flader asymptotisk ud. Det kunne tyde på, at vi på de fleste lokaliteter, bortset fra Draved Skov, faktisk har fanget næsten alle skovarter. For rovbillernes vedkommende (Fig. 4D) er der derimod langt fra alle skovarter, som er registreret.

Faunaevaluering
Hos løbebillerne blev 7 (ud af 60) arter og hos rovbillerne 27 (ud af 114) arter klassificeret som habitatspecialister (kategori 4 og 5, se Appendiks 1-2). Én af løbebillespecialisterne (*Pterostichus quadrifoveolatus*) er dog en åbentlands-art, mens resten er skovarter. Andelen af arter, som er vurderet som skovpecialister, er langt højere for rovbiller end for løbebiller (hhv 23,6% og 10%). Af de 6 skovspecialister blandt løbebillerne var én (*Calathus rotundicollis*) numerisk dominant på fire lokaliteter, og en anden (*A. parallelepipedus*) fandtes på samtlige lokaliteter og var generelt hyppig. To habitatspecialister blandt rovbillerne var numerisk dominerende på 2-flere lokaliteter (*Zyras humeralis*, *Atheta negligens*). De beregnede HSI_{ind}-værdier (Tabel 2) var meget ens for de to grupper: i gennemsnit 2,52 for løbebiller og 2,61 for rovbiller. Disse tal afslører, at det på ingen måde er habitatspecialisterne, der dominerer faunaen. Beregnet alene på arternes tilstedeværelse var tallene HSI_{art} = 2,63 for løbebiller og 2,61 for rovbiller, dvs at indeksværdien kun er lidt højere for løbebiller og uændret for rovbiller. Det betyder, at for begge grupper er habitatspecialister og generalister nogenlunde lige numerisk dominerende. For begge grupper sker der et fald i habitatspecialiseringsindeks fra naturskoven til den tilstødende kulturskov; for Løvenholm Skov er dette fald ganske markant. For løbebillerne skyldes det et kraftigt fald i antallet af *A. parallepipedus* i kulturskoven; for rovbillerne er der et tilsvarende fald i hyppigheden af *Zyras humeralis*. Det er også denne art, der er årsagen til den høje indeksværdi for rovbiller i Hald Egeskov.

DISKUSSION
Undersøgelsen viste en overraskende ensartethed i faunaen af både løbebiller og rovbiller på de tørre skovlokaliteter, på trods af at disse var spredt over store dele af Jylland. Der findes tilsyneladende et sæt af arter, som med mindre modifikationer er fælles for den typiske modne løvskov, og det gør efter vore resultater ikke den store forskel, om det er naturskov eller ekstensivt drevet kulturskov. Løbebillefaunaen på vore lokaliteter har stor lighed med den, man finder i ældre østjysk kulturskov med bøg (Jørum 1976). Den har også fællestræk med faunaen i midtjyske nåletræsplantager (fx høj hyppighed af *Calathus micropterus* og *Pterostichus oblongopunctatus*), men her mangler de arter, der er karakteristiske for ældre løvskov (Reddersen & Jensen 1991). Dræning/afvanding har til gengæld en afgørende indflydelse på faunaen af både løbebiller og rovbiller. Draved Skov, en sumpet blandings-løvskov, afveg væsentligt i artssammensætning fra de øvrige, og enkelte fældepositioner på fugtige pletter i de andre skove afveg i samme retning. Det var i særdeleshed høj jordbundsfugtighed og relativt højt pH, der førte til markante afvigelser i artssammensætningen. Også andre feltstudier har fundet netop disse faktorer af betydning for løbebillers fordeling (Luff et al. 1989; Baguette 1993), og Paje & Mossakowski (1984) påviste distinkte pH-præferencer for flere arter i laboratoriet. Som konsekvens heraf fandtes det højeste antal habitatspecialister blandt løbebillerne også på lokaliteter med høj repræsentation af fugtig bund (Draved Skov og Moesgård Skov). De har nemlig alt i alt et større spektrum af stærkt fordelende miljøforhold (fx fra tørt til fugtigt) end de øvrige lokaliteter.

Når vi fandt så ringe forskelle mellem uforstyrrede naturskovsområder og tilstødende kulturskov, kan det have mindst to forklaringer: Enten betyder den begrænsede forstlige forstyrrelse (plantning og udnyttelse) ikke det store for billerne, eller naturskovsområderne er i dag forarmede i en grad så den egentlige fauna af gammelskovsspecialister, i særdeleshed relikt-arterne, allerede er forsvundet, så kun de mere forstyrrelsestoleran-



Figur 3. Korrespondensanalyse (A) og kanonisk korrespondensanalyse (B) af rovbillefaunaen fra 7 naturskove og 2 forstligt drevne løvskove i Jylland. Signaturerne illustrerer artssammensætningen i hver enkelt fælde (totalfangst) fra de respektive lokaliteter. Positionen af enkelte arter er angivet med artskode (se Appendiks 2). A: Fældepunkter, der ligger nær hinanden, har stor lighed i artsammensætningen; B: Arter, der ligger nær hinanden, har stor lighed i habitatfordelingen. Røde pile angiver, hvilke miljøfaktorer arterne fordeler sig efter.
Correspondence analysis (A) and canocical correspondence analysis (B) of rove beetles from 7 natural forests and 2 planted forests in Jutland, Denmark. Points show the species composition of each trap (total catch) from every study site. For species codes, see Appendix 2.

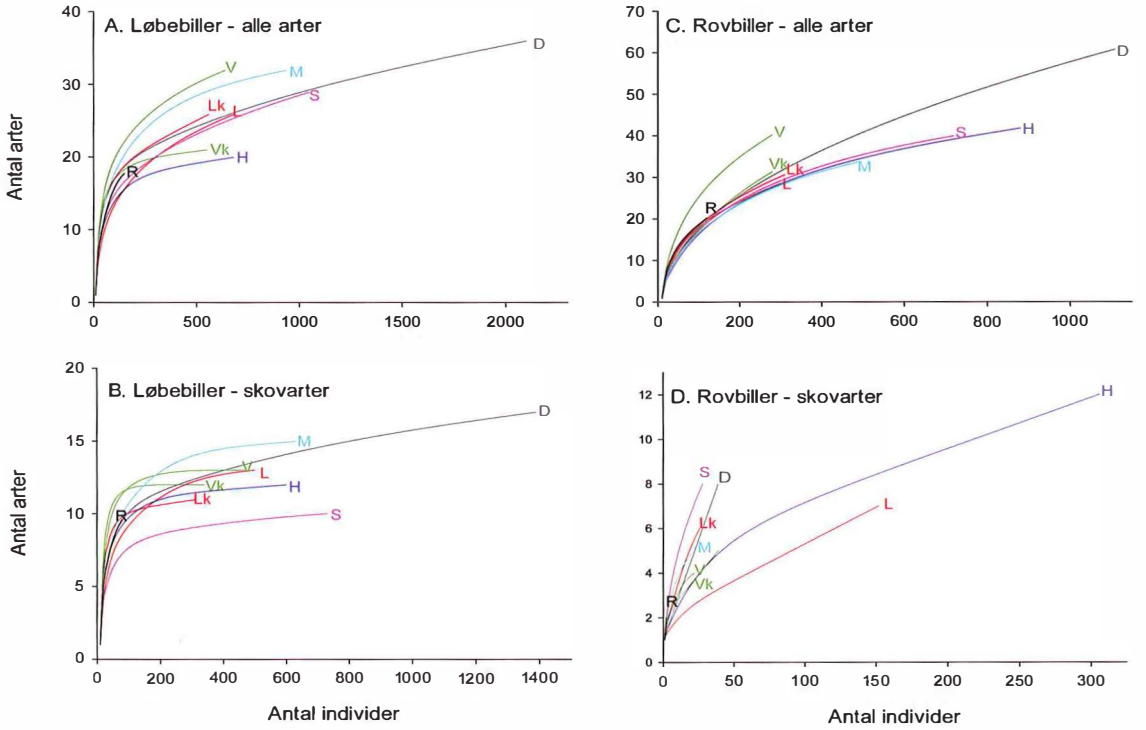
te skovarter er tilbage (se Boks 2). Til dette kan anføres, at ingen af de to relikt-arter som Assmann (1999) fandt i Nordtyskland (*Abax parallelus* og *Carabus glabratus*) blev registreret. Af disse er førstnævnte dog slet ikke kendt fra Danmark og *C. glabratus* er hos os ikke udelukkende tilknyttet løvskov; den angives fra"tæt, skygget gran- eller bøgeskov" (Bangsholt 1983), dvs den har levesteder, som hos os ikke er naturskov. To arter (*Carabus violaceus* og *Abax parallelepipedus*) var i Nordtyskland hovedsagelig knyttet til oprindelig skov. Begge var også udbredte og talrige på de fleste af vore lokaliteter, men er i Danmark ikke indskrænkede til gammel løvskov; *C. violaceus* var således hyppig i Gludsted Plantage i Midtjylland (Reddersen & Jensen 1991). Det er derfor tvivlsomt, om der hos os overhovedet findes egentlige naturskovs-reliktarter blandt løbebillerne. (En mulig sådan er dog lille pupperøver *Calosoma inquisitor*; den lever oppe i træerne og registreres derfor ikke med jordfælder; Jørum (2000) fandt den i Hald Ege). Konklusionen synes at være, at et mindre antal skovspecialister blandt løbebillerne er udbredte og almindelige i ældre løvskov, og at det er tilfældet hvad enten denne er natur- eller kulturskov.

Ligesom de europæiske gammelskovsundersøgelser fandt vi et stort antal arter, som ikke på nogen måde kan siges at være karakteristiske for skov, men snarere hører til i det åbne land. Den samlede artsrigdom i et skovområde siger derfor ikke meget om dettes bevaringsværdighed. I den sammenhæng kan det noteres, at de to habitatspecialiseringsindekser udviser ringe variation, og derfor ikke giver nogen éntydig rangordning af lokaliteterne. Kun de forholdsvis få skovspecialister gav mulighed for at udpege afvigende lokaliteter. Her skilte særlig Draved Skov (og til dels Moesgård Skov) sig ud, og analyserne viste at dette hænger sammen med forekomsten af sumpskov. Større arealer med sumpskov er sjældne i dagens Danmark, men mindre pletter forekommer i mange kulturskove på lavtliggende områder og langs skovbække. Mange sådanne områder kan have været skovdækket i lang tid, og de kunne godt tænkes at huse en del af de arter, vi her har konstateret i de fugtige naturskove.

Rovbillerne er i forhold til løbebillerne dårligt undersøgt, men de har potentielt en langt højere indikatorværdi i forvaltningsmæssig sammenhæng. Dette skyldes, at et større antal arter er knyttet til specielle småhabitater, der er typiske for naturskove som fx dødt ved, hule træer, musereder eller bestemte svampearter, og nogle af disse er rødlistede (Rødliste 1997) . Man skulle derfor forvente, at rovbillefaunaerne generelt viste højere habitatspecialiseringsgrad end løbebillerne, men det er kun i ringe udstrækning tilfældet i denne undersøgelse. Rarefaction-analysen (Fig. 4D) viser nemlig, at disse rovbiller er meget ufuldstændigt indsamlede med vores faldfælder. Disse fanger i særlig grad overfladeaktive generalist-rovdyr som fx løbebiller og edderkopper. Nogle af rovbillerne (fx *Philonthus decorus*) har samme livsstil, og fanges derfor også i rigt mål. De fleste specialister i småhabitaterne er derimod langt mindre mobile, og mange af dem er slet ikke rovdyr men svampeædere. En markant forbedret inventering af rovbillerne vil givetvis forøge estimatet af naturskovenes naturværdi, men dette kræver anvendelse af flere indsamlingsmetoder. Til illustration heraf kan vi sammenligne vore artstal fra Hald Ege med, hvad Jørum (2000) registrerede fra denne skov som følge af 20 års indsamlingsaktivitet og med forskellige metoder: Vi fandt således 20 af 87 arter løbebiller (23,0%), men kun 41 ud af 288 arter rovbiller (14,2%). Disse tal bekræfter konklusionen fra kurverne Fig. 4, at undersøgelsens omfang og fangstmetode langt fra var tilstrækkelig til at sikre fuldstændige artslister fra lokaliteterne, specielt af rovbillerne.

Skovspecialist-arterne blandt løbebillerne blev til gengæld udmærket registreret (rarefaktions-kurvernes udfladning) med den anvendte indsamlingsintensitet, dog med undtagelse af Draved Skov til trods for at der her blev benyttet det største antal fælder. Dette kunne tyde på, at de fleste skovarter fra tør skov er ganske stabilt og bredt forekommende, så de kan fanges overalt i skoven. Når kurverne for alle arter fortsat stiger, er det altså mest på grund af at åbentlands-arterne er mere ujævnt fordelte eller fanges mere tilfældigt. Dette bestyrkes også ved sammenligning af vores og Jørum`s (2000) artslister for løbebiller: Trods et langt højere samlet artstal inkluderer hans liste ikke én eneste førnlevende skovspecialist, som vi ikke også fandt. Samme fænomen kan også ligge bag Terrell-Nield`s (1990) konstatering fra England, at antallet af løbebiller og i særdeleshed af skovspecialister var uafhængig af skovareal, men positivt korreleret til skovenes alder. På den anden side er det nok også en indikation af, at de registrerede skov-løbebillearter ikke er så specialiserede endda. De fleste er, hvad man nok burde kalde skovgeneralister, og flere af dem er i virkeligheden ikke engang strengt knyttet til skov. En art som *C. problematicus*, der i meget den europæiske litteratur fremhæves som karakteristisk for gammel skov, er i hvert fald i Danmark ikke udelukkende skovlevende (Bangsholt 1983).

De to kulturskovslokaliteter viste høj indbyrdes lighed i artssammensætning, og de var begge meget lig deres naturskovspartner. Dette kan enten skyldes en"naboeffekt" eller blot, at den forstlige behandling ikke har haft nogen nævneværdig effekt. Habitatspecialiseringsindekset var forholdsvist højt for løbebillerne i kulturskovslokaliteterne, så driftsmæssige indgreb synes ikke at have haft væsentlig forstyrrende indflydelse på dem. Også Middleton & Merriam (1985) og Niemela et al. (1988) fandt lav artsdiversitet for løbebiller i gammel naturlig nåleskov end i tilsvarende kultiveret skov. Ifølge Niemela et al. (1988) var høj artsrigdom i den forstligt drevne skov et resultat af immigration fra det omgivende åbne land. I nærværende undersøgelse var de forstligt drevne skovstykker indesluttet af anden skov og ikke mere influeret af åbentlands-arter end naturskovene. Omvendt for rovbillerne for hvilke HSI, artsdiversitet og ikke mindst antallet af sjældne arter var lave i kulturskovene. Det kunne måske antyde, at antallet af specielle småhabitater her er reduceret i forhold til



Figur 4. Rarefaction-kurver for løbebiller (A: alle arter, B: skovarter) og rovbiller (C: alle arter, D: skovarter) viser antal arter som funktion af antal individer indsamlet for hver lokalitet. D: Draved Skov, H: Hald Ege, L: Løvenholm skov (naturskov), Lk: Løvenholm Skov (kulturskov), M: Moesgård Skov, R: Ravnkilde, S: Skindbjerglund, V: Velling Skov (naturskov), Vk: Velling Skov (kulturskov). Opstigende kurver tyder på at indsamlingsintensiteten var utilstrækkelig til at registrere alle arter; udfladede kurver tyder på at alle arter er registreret.
Rarefaction curves for carabid beetles (A: all species, B: woodland species) and rove beetles (C: all species, D: woodland species) showing number of species as a function of number of individuals collected at each locality.

naturskovene og bekræfter, at de mere specialiserede rovbiller formentlig er væsentlig mere afhængige af naturskovenes bevarelse (og genetablering) end det er tilfældet med de overfladeaktive løbe- og rovbiller. At besvare dette spørgsmål kræver et langt mere målrettet indsamlingsprogram.

Forvaltningsmæssige implikationer
Vore resultater kan være af interesse i forvaltningsmæssig sammenhæng på flere måder. De peger på, at kontrasten tør skov vs sumpskov for de overfladeaktive billers vedkommende er vigtigere, end om skoven er natur- eller kulturskov. Det er tydeligt, at områder i skoven med fugtig bund beriger skovens fauna med adskillige arter, hvoraf en betydelig del i litteraturen er angivet som specialister. At nogle af sumpskovens særegne arter fortsat kan findes i mindre fugtige områder af ellers hovedsagelig tør skov (fx Moesgård Skov og Velling Skov), kan udnyttes i forhold til naturskovsstrategien (Skov- og Naturstyrelsen 1994), ifølge hvilken arealet med naturskov, og ikke mindst fugtig naturskov, skal forøges. Da flere af løbebille-arterne er kortvingede og derfor har lav spredningsevne, forudsætter dette at ny naturskov anlægges i forbindelse med den eksisterende (jf. Assmann 1999). Det bør undersøges, i hvilken udstrækning disse arter også findes i fugtige lavninger og langs bække i skov, der ikke er klassificeret som naturskov, fx ellesump. Et positivt svar på dette spørgsmål vil væsentligt forbedre udsigterne for rig kolonisering af ny naturskov med en spændende fauna.

TAK
Vi skylder afdøde Viggo Mahler stor tak for hans hjælp med at kontrollere bestemmelsen af vanskelige dyr, samt for hans forslag til klassifikation af arternes habitatbredde. Skov- og Naturstyrelsen støttede feltindsamlingerne med et rejselegat til KWJ.

CITERET LITTERATUR

Assmann T 1999: The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). - Biodiv. Conserv. 8: 1499-1517.

Baguette M 1993: Habitat selection of carabid beetles in deciduous woodlands of southern Belgium. - Pedobiologia 37: 365-378.

Bangsholt F 1983: Sandspringernes og løbebillernes udbredelse og forekomst i Danmark ca. 1830-1981. - Dansk Faunistisk Bibliotek, Bind 4. Copenhagen: Scandinavian Science Press.

Brooks DR, Bater JE, Clarck SJ, Monteith DT, Andrews C, Corbett SJ, Beaumont DA & Chapman JW 2012: Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. - J. Appl. Ecol. 49: 1009-1019.

Brückmann SV, Krauss J, & Steffan-Dewenter I 2010: Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. - J. Appl. Ecol. 47:799-809.

Desender K 2005: Theory versus reality: a review on the ecological and population genetic effects of forest fragmentation on wild organisms, with special emphasis on ground beetles. - I: *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists Meeting* (GL Lövei & S Toft, eds.), Report Series no. 114, pp. 49-72. Danish Institute of Agricultural Sciences, Flakkebjerg, Slagelse.

Desender K, Ervynck A & Tack G 1999: Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. - Belg. J. Zool. 129: 139-155.

Desender K, Dekoninck W, Dufrêne M & Maes D 2010: Changes in the distribution of carabid beetles in Belgium revisited: have we halted the diversity loss? - Biol. Conserv. 143: 1549-1557.

Emborg J, Christensen M & Heilman-Clausen J 2000: The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. - For. Ecol. Manag. 126: 173-189.

Greenslade PJM 1964: Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae. - J. Anim. Ecol. 33: 301-310.

Hammer Ø, Harper DAT & Ryan PD 2001: PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. (http://folk.uio.no/ohammer/past/).

Hansen M 1996: Katalog over Danmarks biller. - Entomol. Meddr. 64: 1-231.

Hansen V 1951: Biller XV. Rovbiller 1. del. - Danmarks Fauna. Copenhagen: G.E.C.Gads Forlag.

Hansen V 1952: Biller XVI. Rovbiller 2. del. - Danmarks Fauna. Copenhagen: G.E.C.Gads Forlag.

Hansen V 1954: Biller XVII. Rovbiller 3. del. - Danmarks Fauna. Copenhagen: G.E.C.Gads Forlag.

Jensen KW 1995: Karakteristik af løbe- og rovbillefaunaen i udvalgte jyske naturskove: Artsammensætning, diversitet og habitatspecialisering. - Specialerapport, Afdeling for Zoology, Aarhus Universitet.

Jongman RHG, ter Braak CJF & Van Tongeren OFR (eds.) 1995: Data analysis in community and landscape ecology. - Cambridge: Cambridge University Press.

Jørum P 1976: En undersøgelse af løbebillefaunaens sammensætning og sæsonaktivitet i en dansk bøgeskov (Coleoptera, Carabidae). - Entomol. Meddr. 44: 81-99.

Jørum P 1988: Billefaunaen på mor- og muldbund i Hald Egeskov. - Flora og Fauna 94: 35-45.

Jørum P 1997: Løbebiller. - Natur og Museum 36(1): 1-36.

Jørum P 2000: Billefaunaen i Hald Egeskov (Coleoptera). - Entomol. Meddr. 68: 1-46.

Kotze DJ & O'Hara RB 2003: Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. - Oecologia 135: 138-148.

Lindroth CH 1985/86: The Carabidae of Fennoscandia and Denmark, Part I+II. - Fauna Entomologica Scandinavica Vol. 15. Leiden: E. J. Brill/ Scandinavian Science Press Ltd.

Lövei GL, Magura T, Tothmeresz B & Ködöböcz V 2006: The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. - Global Ecol. Biogeogr. 15: 283-289.

Luff ML, Eyre MD & Rushton SP 1989: Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. - J. Biogeogr. 16: 121-130.

Magurran AE 2004: Measuring Ecological diversity. - Blackwell, Oxford.

Martin O 1989: Smældere (Coleoptera, Elateridae) fra gammel løvskov i Danmark. - Entomol. Meddr. 57: 1-110.

Middleton J & Merriam G 1985: The rationale for conservation. Problems from a virgin forest. - Biol. Conserv. 33: 133-145.

Møller PF 1988: Overvågning af naturskov 1987 - registrering af gammel skov i stats-

Lathrobium brunnipes (Øverst tv./Top left) er en almindelig jordbundsart, gerne på fugtig bund, både i og uden for skoven. Den er udbredt over hele landet og hyppig i den varme årstid. Foto: Morten D.D. Hansen.

Othius punctulatus (Nederst tv./Bottom left) er en almindelig skovbundsart, men forekommer også i åbne habitater og er udbredt over hele landet. Den kan findes i førn og mos samt ved gødning, ådsler og svampe og kan ses året rundt. Foto: Søren Toft.

Tachinus subterraneus (th/ Right) er en temmelig sjælden skovspecialist, men dog fundet over det meste af landet. Den lever i kompost, gødning, ådsler eller rådnende planter og svampe, hvor den jager sit bytte (fluelarver mm). Arten er særlig fremme i vinterhalvåret. Foto: Morten D.D. Hansen.

skovene. - Copenhagen: Skov- og Naturstyrelsen.

Møller PF 1997: Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. - Copenhagen: WWF Verdensnaturfonden. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 1997/41.

Niemela J, Haila Y, Halme E, Lahti T, Pajunen T & Punttila P 1988: The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjascent managed forest. - Ann. Zool. Fenn. 25: 107-119.

Paje F & Mossakowski D 1984: pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. - Oecologia 64: 41-46.

Reddersen J & Jensen TS 1991: The carabid fauna of a large Danish spruce forest (Coleoptera, Carabidae). – Entomol. Meddr. 59: 73-80.

Rødliste 1997: http://www.sns.dk/1pdf/rodlis.pdf.

Schierup H & Jensen A 1981: Vejledning i kemisk og fysisk analyse af jordprøver og plantemateriale. - Botanisk Institut, Aarhus Universitet.

Schjøtz-Christensen B 1968: Some notes on the biology and ecology of *Carabus hortensis* L. (Col., Carabidae). - Natura Jutlandica 14: 127-151.

Stoltze M 1998: Gulliste 1997. - Miljø- og Energiministeriet, Copenhagen.

Skov- og Naturstyrelsen 1994: Strategi for de danske naturskove. - København: Miljøministeriet.

Speight MCD 1989: Saproxylic invertebrates and their conservation. - Strasbourg: Council of Europe.

ter Braak CJF 1987: CANOCO (version 2.1). - Wageningen: Agricultural Mathematics Group.

Terrell-Nield C 1990: Is it possible to age woodlands on the basis of their carabid beetle diversity? - The Entomologist 109: 136-145.

Toft S, Nielsen BO & Nielsen LB 1993: Den terrestriske leddyrfauna i Gammel Frederikskog, Tøndermarsken. - Copenhagen: Miljøministeriet/Skov- og Naturstyrelsen.

Warren MS & Key RS 1991: Woodlands: past, present and potential for insects. - I: The Conservation of Insects and their Habitats (NM Collins & JA Thomas, eds.), pp. 155-211. London: Academic Press.

Warren MS, Hill JK, Thomas JA, Asher J, Huntley B, Roy DB, Telfer MG, Jeffcoate S, Harding, P, Jeffcoate G, Willis, SG, Greatorex-Davies JN, Moss D, Thomas CD 2001: Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. - Nature 414: 65-69.

Hald Ege. Foto: Søren Toft.

Appendiks 1: Totalfangster af løbebiller (Carabidae) fra hver lokalitet
Total catches of ground beetles (Carabidae) from each locality
Habitatspecialiserings-kategorier: 1: ekstrem generalist, 2: generalist, 3: intermediær, 4: specialist, 5: ekstrem specialist. *hovedsagelig i gammel løvskov. ˢsjælden ifølge Bangsholt (1983).
*Habitat specialization categories: 1: extreme generalist, 2: generalist, 3: intermediate, 4: specialist, 5: extreme specialist. *mainly in old deciduous forests. ˢRare according to Bangsholt (1983).*
Lokaliteter/*localities*: Dr: Draved Skov, V-ns: Velling Skov-naturskov/*natural forest*, V-ks: Velling Skov-kulturskov/*cultivated forest*, L-ns: Løvenholm Skov-naturskov/*natural forest*, L-ks:Løvenholm Skov-kulturskov/*cultivated forest*, HE: Hald Ege, Sk: Skindbjerglund, Mo: Moesgaard Skov, Ra: Ravnkilde.
Habitatpreference-kategorier, 1:xerophil, 2:hygrophil, 3:åbent land, 4:åben løvskov, 5:skovsump, 6: fugtig/skygget løvskov, 7: løvskov på leret, humusrig bund, 8:nåleskov.
Habitat preference categories: 1: xerophile, 2: hygrophile, 3: open land, 4: open deciduous forest, 6: humid/shadowed deciduous forest, 7: deciduous forest on clay and humus rich ground, 8: coniferous forest.

Art		Habitat-specialiserings-grad	Lokaliteter: Draved Skov	Velling Skov NS	Velling Skov KS	Løvenholm Skov NS	Løvenholm Skov KS	Hald Ege	Skindbjerglund	Moesgård	Ravnkilde	Habitat-præference
Abax parallelepipedus (P. & M.)		4*		76	48	332	22	126		175		6,7
Agonum fuliginosum (Panz.)		2	1	3		6						2,5
Agonum gracile Sturm		3	9	6	1				4			2,5
Agonum piceum (Lin.)		3	1	4	6	3	1					5,7
Agonum sexpunctatum (Lin.)		3	1									3,5
Amara bifrons (Gyll.)		2					1					1,3
Amara brunnea (Gyll.)		4					1					3,4
Amara communis (Panz.)		2					1					3,4
Amara eurynota (Panz.)		3	1	1					1			3
Amara familiaris (Dufts.)		2	1									3
Amara ovata (Fabr.)		3	1	1			1					3
Amara similata (Gyll.)		2							1			3,4
Anchonemus dorsalis (Pontop.)		3							1			3,7
Badister bullatus (Schr.)		3	4		4					1		3,4
Badister sodalis (Dufts.)		4	3									4,5,7
Bembidion guttula (Fabr.)	*B.gu*	3	173							5	3	4,5,7
Bembidion lampros (Herbst)		1					11			1		3
Bembidion mannerheimii Sahlb.		3	1									4,5,6
Calathus erratus (Sahlb.)		1							1			1,3,4
Calathus fuscipes (Goeze)		1		2					1			3,4,7
Calathus micropterus (Dufts.)		3	1	13	43	14	15	42	53	17	2	3,4,8
Calathus rotundicollis Dej.		4	4	17	29	7	21	11	56	57	1	4
Carabus arvensis Herbst	*C.ar*	3-s	39				4					1,3
Carabus convexus Fabr.		3-s		1	5		1				1	3,7
Carabus coriaceus Lin.		3*	24					6	13	7	6	4,7
Carabus granulatus Lin.	*C.gr*	2	33							5		2,4,5,6,7
Carabus hortensis Lin.		3*	1	44	91	143	131	3	127	36	38	4,6,7
Carabus nemoralis Mul.		1	68			5	1	1	28	7	18	3,4,7
Carabus problematicus Herbst		3		24	59			43				4
Carabus violaceus Lin.		2		33	23	35	35	42	13	66	31	4,7,8
Clivina fossor (Lin.)		2	1							3		3,7

Appendix 1 . fortsat/ continued

Art		Habitat-specialiseringsgrad	Lokaliteter: Draved Skov	Velling Skov NS	Velling Skov KS	Løvenholm Skov NS	Løvenholm Skov KS	Hald Ege	Skindbjerglund	Moesgård	Ravnkilde	Habitatpræference
Cychrus caraboides (Lin.)		3*	21	11	23	22	9	1	1	4	14	'4,6,7
Dyschirius globosus (Herbst)		1					3					3,5,7
Elaphrus cupreus Dufts.		3				1						3,4,5
Harpalus latus (Lin.)		2				2	46	8	34	1		3,4,7
Harpalus quadripunctatus Dej.		3	1	18	7	4	16	12	37		2	4,6
Harpalus rufipes (Deg.)		1							4	2		3,8
Leistus ferrugineus (Lin.)		2		1		1	7					1,3
Leistus rufomarginatus (Dufts.)		3	61	33	43	32	85	7	2	43	1	4,6
Leistus terminatus (Hel.)		3	75	44	53	1		16	1	13		2,5,6
Loricera pilicornis (Fabr.)	*L.pi*	2	3	25	4	1	1			4		3,4,5,6,8
Nebria brevicollis (Fabr.)		2	174	58	22	2	5	28	297	188		4,6
Notiophilus biguttatus (Fabr.)		3	27	7	16	3	11	5	8	5		4,8
Oxypsephalus obscurus (Herbst)		3-s	2			3						5,6
Patrobus atrorufus (Str.)	*P.at*	3*	131	5					2	26	3	2,4,5,6,7
Philorhizus sigma (Ros.)		3								1		5
Platynus assimile (Payk.)	*A.as*	4*	61							3		5,6,7
Poecilus lepidus (Les.)		4				1						1,3,4
Pterostichus melanarius (Ill.)		2	161	2		9		7	27	168	2	3,4
Pterostichus minor (Gyll.)		2	4									2,5
Pterostichus niger (Schal.)		2	683	155	13	37	51	87	27	28	22	4,6,7,8
Pterostichus nigrita (Payk.)		2	1	4		1				4	2	5,7
Pterostichus oblongopunctatus (Fabr.)		3	121	32	52	22	63	234	279	48	3	4,7,8
Pterostichus quadrifoveolatus Letz.		5-s		2								1,4
Pterostichus strenuus (Panz.)	*P.st*	2	42	2		1		5	4	13	2	3,4,6
Stomis pumicatus (Panz.)		3		1		1			1	2	2	3,4,7
Trechus quadristriatus (Schrank)		1			1				1	1		3
Trechus secalis (Payk.)		3	174	1	7		21	1	31	2		3,6,7
Trechus obtusus Eric.		1		14					2	11		3,4,6
Trichocellus placidus (Gyll.)		3		1								4,6
Antal arter		60	36	32	21	26	26	20	29	32	18	
Antal individer		7944	2154	641	640	698	753	685	1345	974	180	

Appendiks 2. *Totalfangster af rovbiller (Staphylinidae) for hver lokalitet.*
Total catches of rove beetles (Staphylinidae) from each locality.
Lokaliteter/*localities*: Dr: Draved Skov, V-ns:Velling Skov-naturskov/*natural forest*, V-ks:Velling Skov-kulturskov/*cultivated forest*, L-ns: Løvenholm Skov-naturskov/*natural forest*, L-ks:Løvenholm Skov-kulturskov/*cultivated forest*, HE: Hald Ege, Sk: Skindbjerglund, Mo: Moesgaard Skov, Ra: Ravnkilde.
Mikrohabitatkategorier (efter Hansen 1954): 1: I løv, mos, jord o.lign.; 2: Kompost og henrådnende plantede; 3: Gødning og ådsler; 4: Svampe; 5: Under bark, i ved, hule træer og træsaft; 6: Sump, moser, kildevæld, kildemos, sumpskov; 7: Dyrebo og gange; 8: Hos myrer.
Microhabitat categories (after Hansen 1954):1: In litter, soil etc., 2: compost or rooting plant parts, 3: dung or carrion, 4: fungi, 5: under bark, in hollow trees, plants exudates, 6: bogs, marshes, springs, swamp forests, 7: animal nests or underground gallery, 8: by ants.
Sjældne arter (defineret af Hansen 1951, 1952, 1954)(rare species (according to Hansen 1952, 1952, 1954)*; **Sjældne arter knyttet til gammel løvskov/*rare species especially from old deciduous forests.*

Art		Habitat-specialiserings-grad	Lokaliteter: Draved Skov	Velling Skov NS	Velling Skov KS	Løvenholm Skov NS	Løvenholm Skov KS	Hald Ege	Skindbjerglund	Moesgård	Ravnkilde	Mikrohabitater
Acidota cruentata (Mann.)		3*			3							1,2,5,7
Acrotona consanguinea (Epph.)		4**							1			4,6
Aleochara bilineiata (Gyll.)		3				1						2,3
Aleochara brevipennis (Grav.)		3								4		2,6
Aleochara ruficornis (Grav.)		5**						1	3	4		7,8
Amischa bifoveolata (Mann.)		2			1							1,2,7
Anotylus rugosus (Fabr.)	*A.ru*	1	11						2	2	1	1,3,4
Anotylus sculpturatus (Grav.)		2	1							8		2,3,4
Anotylus tetracarinatus (Block.)		1	3		1			1		2		2,3,4
Anthobium atrocephalum (Gyll.)	*A.at*	2	1	4	4			3	4			1,2,4,5
Anthobium unicolor (Marsh.)		3						5				1,2,4,5
Arpedium quadrum (Grav.)		4*						1				1,6,7
Atheta angusticollis (Thoms.)		3	1									1,2,4.6,7
Atheta britanniae (Bern.et Scheer.)		2	3		1		1		1			4
Atheta crassicornis (Fabr.)		2	1			1			1			4
Atheta fungi (Grav.)	*A.fu*	1	16	9	46	4	1	3	38	3		1,2,4,8
Atheta gagatina(Baudi.)		3	1									3,4,6
Atheta longicornis (Grav.)		3						1				2,3
Atheta negligens (Muls. et Ray)	*A.ne*	4**	32	23	16	12	2	16	8	12	1	1,7
Atheta subterranea (Muls. et Ray)	*A.su*	4*						14				6,8
Atheta terminalis(Grav.)		4*	1									6
Autalia impressa (Oliv.)		3		1				2				4
Autalia longicornis (Scheerp.)		4		1				1	1			3,4
Bolitobius cingulatus (Mann.)		4*	1									1,2
Bolitobius inclinans (Grav.)		4*						1	1			1
Bolitochara mulsanti (Payk.)		4**			1			1	1			4,5
Callicerus obscurus (Grav.)		4								1		1,7
Carpelinus elongatus (Er.)	*C.el*	2	4	1					1			6
Drusilla canaliculatus (Fabr.)		2					3	3			1	1,8
Encephalus complicans (Westw.)		4*				1						1,4,6
Euryporus picipes (Payk.)		4*	1									1,6,7
Geostiba circellaris (Grav.)	*G.ci*	1	9	18	24	11	27	6	3	23	11	1,7
Gyrophaena affinis (Sahlb.)		2	1									4
Gyrophaena gentilis (Er.)		3							6			4
Habrocerus capillaricornis (Grav.)		3	3					1	1			1,2,4
Ilyobates subopacus (Palm.)	*I.su*	4		13	3	1	1	6	11	1		1,6
Lathrobium boreale (Kr.)		3*		1								2
Lathrobium brunnipes (Fabr.)	*L.br*	3	3	8	1	3		8	9	5	2	1
Lathrobium fulvipenne (Grav.)	*L.fu*	2	14	1	1	2						1

Appendiks 2 fortsat/ continued

Art		Habitat-specialiseringsgrad	Lokaliteter: Dra-ved Skov	Velling Skov NS	Velling Skov KS	Løven-holm Skov NS	Løven-holm Skov KS	Hald Ege	Skind-bjerg-lund	Moes-gård	Ravn-kilde	Mikro-habitater
Leptusa ruficollis (Erichson)		3		1	1	1				1		5,8
Lestava sicula (Erichson)		4	1									6
Lesteva longoelytráta (Goeze.)		3	1									6
Liogluta alpestris (Heer)		3								1		1,7,8
Liogluta microptera (Thomson)	*L.mi*	3	12	2		5		6	4	43	2	7
Liogluta pagana (Er.)		4**								3		1,2,8
Lordithon exotelus (Er.)		3								1		4
Lordithon thoracicus (Fabr.)		2			1							4
Lordithon trinotatus (Er.)		2		1								4
Mycetoporus clavicornis (Steph.)		3	1									1,6
Mycetoporus lepidus (Grav.)	*M.le*	2		8	2							1
Mycetoporus punctus (Gyll.)		3*		2								1,4,6
Mycetoporus rufescens (Steph.)	*M.ru*	3*	1	4	1	6	3	3	1	2	1	1,4,6
Myllaena brevicornis (Matth.)		4*									1	1,6
Ocalea badia (Er.)	*Oc.ba*	3	39							2	1	1,6
Ocalea picata (Steph.)	*Oc.pi*	3	29		1					1		1,6
Ocypus aeneocephalus (Degeer)		3						1				1
Ocypus brunnipes (Fabr.)	*O.br*	2	33	5	1	18	1	29	26	16	6	1
Ocypus olens (Müller)	*O.ol*	2			4	7	56	1	9	15	32	1
Oligota pussilima (Grav.)		3					1					2,4
Olophrum piceum (Gyll.)	*O.pi*	3					5	9				1,6
Omalium caesum (Grav.)		2		1			2	1	1			2,3,4,7
Omalium rivulare (Payk.)		1	1									2,3,4,5
Othius myrmecophilus (Kiesw.)	*O.my*	2	57	48	46	43	47	86	59	4	18	1,5,7
Othius punctulatus (Goeze.)	*O.pu*	3	6	11	1	9	15	4	17	2	5	1,3,4
Oxypoda annullaris (Mann.)	*O.an*	3		5	2	4	4	3	3	2	13	1,4,8
Oxypoda elongatula (Aube.)		3		1								1
Oxypoda lividipennis (Mann.)		3	2				1					1,2,4,7
Oxypoda spectabilis (Mark.)		4	1				1					1,4,5,7
Oxypoda umbrata (Gyll.)		2	2	3			1					1,2,7
Oxypoda vittata (Mark.)		4						1				5,7
Philhygra debilis (Er.)		4				1						1,6
Philonthus carbonarius (Grav.)		2	1									1,2,3,4
Philonthus decorus (Grav.)	*P.de*	3	517	39	93	15	79	349	342	236	4	1,2,4
Philonthus fuscipennis (Mann.)		1	1						3			1,2,3
Philonthus politus (Lin.)		3	1									2,3
Philonthus temicornis (Muls.et Rey)		2	2	1					2			1,2,3
Platydracus fulvipes (Scop.)	*P.fu*	4*	1			1		8				1,8
Proteinus brachypterus (Fabr.)		1			1				7		2	5

Appendiks 2 fortsat/ continued

Art		Habitat-specialiserings-grad	Lokaliteter: Dra-ved Skov	Velling Skov NS	Velling Skov KS	Løven-holm Skov NS	Løven-holm Skov KS	Hald Ege	Skind-bjerg-lund	Moes-gård	Ravn-kilde	Mikro-habitater
Quedius cinctus (Payk.)		3								1	1	1,4
Quedius fuliginosus (Grav.)	*Q.fu*	2	41	3				13	1	3	3	1
Quedius fumatus (Steph.)		3	1	3	2							1,6
Quedius lateralis (Grav.)	*Q.la*	3	1	4	3	15	7	3	2	13	9	2,4
Quedius maritimus J.Sahlb.		3	2									6
Quedius mauroruſus (Grav.)		3		1								1,6
Quedius nigriceps (Kr.)		4*		1		1	1					1
Quedius nitipennis (Payk.)		3	1	2								1
Quedius picipes (Mann.)	*Q.pi*	3	4				1	3	3	1		1,7
Quedius xanthopus (Er.)		3									1	1,2,4,5
Rugilus rufipes (Germ.)		2	5	2	1				1			1,2
Sepedophilus immaculatus (Steph.)		2		1								2,5,7
Sepedophilus testaceus (Fabr.)	*S.te*	2				1		16	7	1		2,5
Staphylinus erythropterus (Lin.)		3						3				1,3,8
Stenus bimaculatus (Gyll.)		3	8			1						6
Stenus impressus (Germ.)	*S.im*	1	3	1	2	1	11	3	3	3		1
Stenus ludyi (Fauvel)		4*		1								1
Stenus picipes (Steph.)		3	3									1,6
Stenus pusillus (Steph.)		3	1									1
Stenus pussilima (Providus)		3					2					1,6
Tachinus elongatus (Gyll.)		2	2	5				13				1,3
Tachinus fimetarius (Grav.)		4							2			1,3,5
Tachinus laticollis (Grav.)	*T.la*	2	1	4		3	1		16	1		1,2,3,4
Tachinus pallipes (Grav.)		3	1									2,3,4
Tachinus rufipes (Lin.)	*T.ru*	2	214	43	16			3	116	79	8	2,3,4
Tachinus subterraneus (Lin.)		4*	1									2,3,4,5,7
Tachyporus chrysomelinus (Lin.)		3	2						2			1
Tachyporus hypnorum (Fabr.)		3	1			1	1	1				1
Tachyporus nitidulus (Fabr.)		2	1	1	1	2	1		2	1		1
Tachyporus solutus (Er.)		1	2		1							1
Tachyporus transversalis (Grav.)		3	1									1,6
Xantholinus laevigatus (Jac.)		2					7					1,2,8
Xantholinus linearis (Oliv.)		2	1	1								1,2,3,8
Xantholinus tricolor (Fabr.)		3					9					1,2,8
Xylodromus testaceus (Er.)		4**					2	1				5
Zyras humeralis (Grav.)	*Z.hu*	4			2	135	19	255				8
Antal arter		**114**	**61**	**41**	**32**	**29**	**31**	**42**	**40**	**34**	**21**	
Antal individer		**5041**	**1113**	**285**	**284**	**306**	**313**	**889**	**721**	**497**	**123**	

NY redaktør for flora og fauna

I December 2013 fik redaktionen af Flora og Fauna et nyt medlem: Torben Ebbensgaard. Han vil (i første omgang i et år) især tage sig af det botaniske og naturforvaltningsmæssige stof.

Torben er naturnørd og naturhistoriker både i sit job og i fritiden. Han er uddannet biolog ved Aarhus Universitet i 1999 med speciale i vegetationsøkologi og danske naturtyper. En stilling som undervisningsassistent på universitetet blev hurtigt udskiftet med et job i Nordjyllands Amt. Her arbejdede han i syv år med natur i mange sammenhænge: Naturbeskyttelsesloven, naturovervågning, Natura 2000, naturformidling, plejeplaner samt genopretning af tør natur, søer og vandløb. Han var i den periode dybt involveret i den faglige udvikling af et nationalt program for overvågning af den danske natur (NOVANA og DEVANO) og har med DMU for bordenden bidraget til udarbejdelse af tekniske anvisninger for overvågning og kortlægning af en lang række arter og naturtyper samt et system til vurdering af naturtilstanden på naturtypearealer.

I Nordjyllands Amt og i sit efterfølgende job i Miljøcenter Aalborg (Naturstyrelsen) var arbejdet med Natura 2000-planlægningen højt på dagsordenen. En væsentlig del af dette var kortlægning og vurdering af naturtyper i mange af landets fineste naturområder samt overvågning af sjældne arter af planter, mosser, fugle, padder, guldsmede, sommerfugle, krybdyr, vindelsnegle osv. I 2009 blev den politiske indflydelse på jobbet i Miljøministeriet imidlertid generelt for stort, og Torben fik job som biolog og seniorprojektleder i det private, hos rådgivningsfirmaet COWI. Her arbejder han nu især med biodiversitet, forvaltning, registrering og genopretning af tør og våd natur i Danmark og Grønland, samt vurderinger af projekters betydning på natur og miljø (VVM og Natura 2000-konsekvensvurderinger). Desuden har han løbende haft opgaver som naturformidler og underviser, på naturture, kurser i naturtyper, planter og mosser og på biologistudiet på Aalborg Universitet.

Den nye redaktør vil forsøge at påvirke Flora og Fauna så det får en øget fokus på forvaltning af natur og biodiversitet, den aktuelle naturdebat, gode speciale og forskningsartikler, samt formidling af resultaterne fra den danske naturovervågning og relevante naturundersøgelser i rådgivningsbranchen.

Torben er født i Vestjylland men bosat på landet i Himmerland få kilometer fra Rold Skov. Her bor han med Anne Louise og sine 3 børn på 9, 11 og 13 år. Fritiden bruger han på familien og naturen, også som jæger og lystfisker, samt i et mangeårigt virke som fodboldtræner, basunist og brass banddirigent. *red.*

ARRANGEMENTER i foreningen sommeren 2014

Orkidétur til Staksrode skov d. 22.maj.
Orkidétur til Staksrode skov ved Hedensted Peter Wind tager os med til for at se det væld af orkideer Staksrode skov byder på i maj måned.

Lægeplanter og trolddomsurter d. 17. juni
Vi nærmer os Sct. Hans og planternes kraft er på deres højeste. Ophelia Achton tager os med på en tur rundt i Botanisk have i Aarhus, hvor vi ser på lægeplanter og magiske urter.

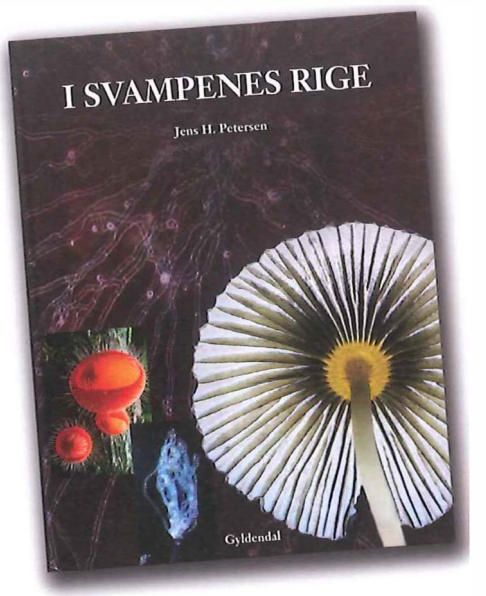
Strandens sten d. 9. august
Eigil Holm leder en tur til Ørnereden strand ved Aarhus for at fortælle om strandens sten og om den natur der udfolder sig mellem stenene.

Stor gøgeurt (*Orchis purpurea*) fra Staksrode skov. Foto: Bente og Amdi Nedergaard

Læs mere om arrangementerne på foreningens hjemmeside www. jydsknaturhistorisk. dk

Anmeldelse:
I SVAMPENES RIGE

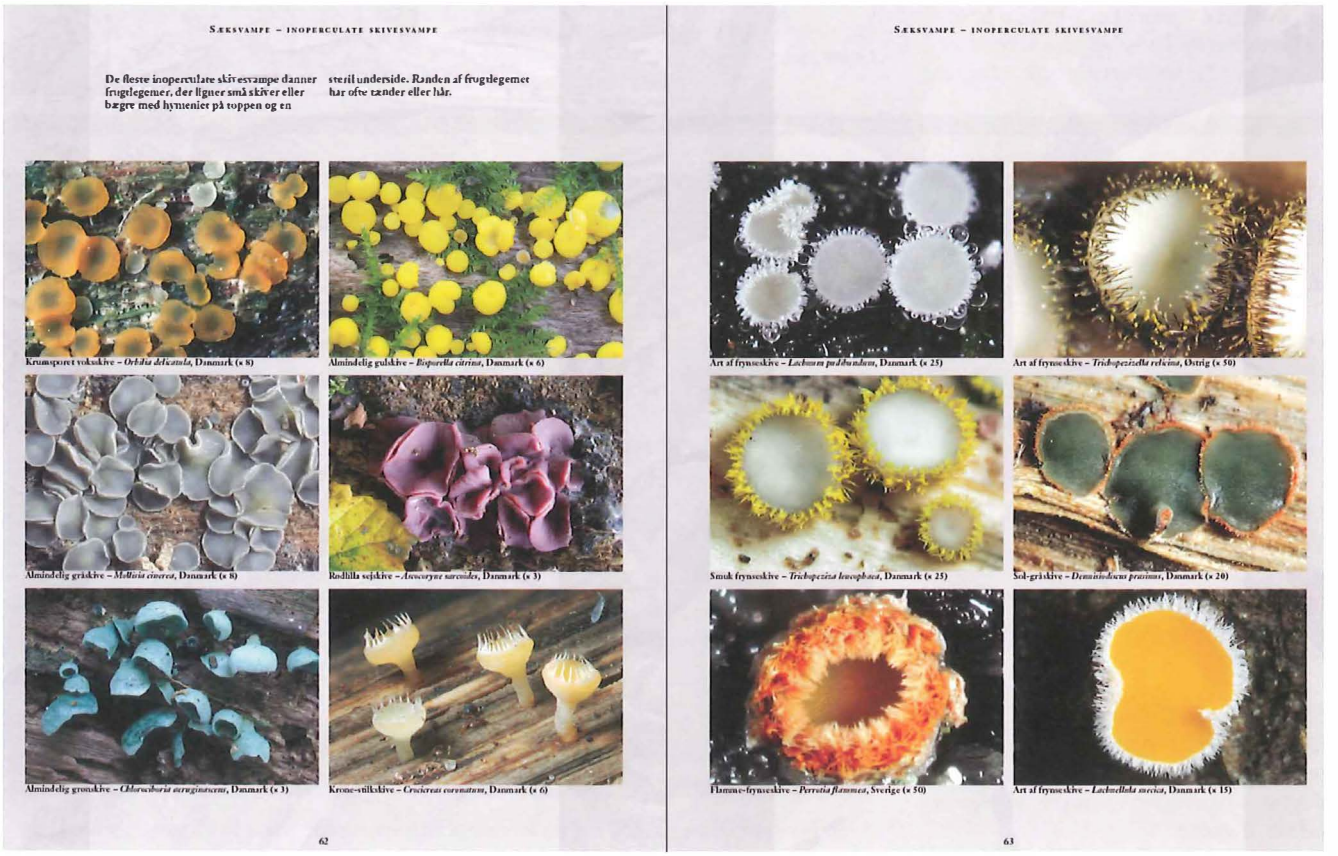
Boganmeldelse:
Jens H. Petersen 2013: I Svampenes Rige. Gyldendal, 268 sider, stort format, 299,95 kr.



Dette er en billedbog! Det er med fare for at blive misforstået fra starten, at jeg bruger dette ord. Der er bestemt ikke tale om en pixibog, der taler ned til læseren. Men det er en fascinationsbog, der bruger den umiddelbare visuelle appeal, som svampene besidder gennem deres mageløse variation i farver og faconer. Dette er bogen, jeg ville ønske havde eksisteret, da jeg begyndte at studere biologi i 1980'erne. Jeg blev som ung student undervist efter den sådan set udmærkede lille bog

"Introduktion til svampe", hvori svampenes formrigdom og facinerende livscykler blev gennemgået med i tekst (sat med kedelig `courier`) og nogle spredte gnidrede stregtegninger, og sidenhen efter Websters noget mere voluminøse "Introduction to Fungi" med endnu flere ord. Når disse bøger trods alt fungerede, så var det fordi bøgerne i undervisningen blev ledsaget af levende materiale.

Det er ikke kun moderne kamera- og trykketeknik, der har muliggjort det kvantespring, som Jens H. Petersens bøger (ikke kun den her anmeldte) om svampe repræsenterer. Det er heller ikke kun en fotografs ekvilibrisme. Det er først og fremmest forfatteren og fotografens enestående gode øje for, hvor godt billeder kan formidle et budkab, selv når det handler om så let oversete fænomener som fx frugtlegemer af svampe på visne urtestængler - vinterstandere fra i fjor. Den slags svampe er der (også) billeder af i bogen. Og det fungerer! Når først disse små kræ bliver forstørret – for det ukyndige og blotte øje ikke andet end små sorte bussemænd på en kedelig gråvissenbrun baggrund –, så træder formrigdommen frem i al sin glans. Jeg vil mindes, at forfatteren allerede for mange år siden skrev en artikel i tidskriftet Svampe, om hvordan man selv for en billig penge - og et stykke paprør af den slags man fragtede plakater i dengang – kunne fremstille "udstyr" til makrofotografering af disse små størrelser. Og hans billeder var allerede den-



gang fremragende. Jeg mistænker, at udstyret er blevet moderniseret i mellemtiden og billederne garanteret endnu bedre.

Hvert eneste opslag i bogen består af mindst 90 % billeder og højest 10 % tekst. Det er virkelig billederne, der fortæller historien. Og hvilke billeder! Der er billeder i alle grader af forstørrelse fra gengivelse i omtrent naturlig størrelse og til flere hundrede ganges zoom. Og historien der fortælles – ja, den er egentlig ganske klassisk. Der er nogle indledende afsnit, som introducerer den basale morfologiske terminologi (sporer, hyfer, frugtlegemtyper osv), svampenes slægtskab, deres grundlæggende livscyclus samt slægtskabsforholdene mellem de overordnede svampegrupper. Derefter følger, hvad jeg vil kalde bogens hoveddel – ét kapitel om hver af 20 grupper af Sæksvampe og Basidiesvampe. Undervejs introduceres man til nye, mere detaljerede, morfologiske og biologiske fænomener og ord, lige når der er brug for dem. Fx får man at vide, hvad "amyloide sporer" er for noget, og "operkulate asci", og bægersvampenes sporefrigivelse ved "puffing". Og alt er forklaret og illustreret på bedste vis, med et minimum af ord og lige tilpas med fotos. Efter den systematiske del følger otte kapitler om svampes økologi, altså deres samspil med andre organismer i økosystemerne. Vi hører om - og ser - vednedbrydende svampe, gødningssvampe, hekseringe, mykorrhiza, lav, parasitisme o.s.v. Endelig er der en halv snes opslag med svampe på deres voksesteder tværs over Jorden, fra arktisk tundra til ørken og tropisk regnskov. Til allersidst er der nogle opslag, der under overskriften "Derfor svampe ..." sætter billeder på andre vinkler af svampefascinationen, fx svampegastronomi, svampe i kunsten, samt et opslag med diverse af forfatterens mykolog-kolleger der klovner løssluppet med svampefrugtlegemer.

Der er intet ved bogen, der egentlig skuffer. Skal jeg på nogen måde forsøge at være kritisk, så må det være gennem en konstatering af at – hvor enestående godt fotos end formidler svampe, så er der ét fascinerende aspekt ved svampene, som ikke kan komme til sin ret. Og det er svampenes lugt. Aromaen af kantarel, stanken af stinksvamp, lugtene af hvidløg, skaldyr, gas, agurk/spegesild og damplokomotiv som udsendes af henholdsvis stor løghat, hummerskørhat, sæberidderhat, agurkehat og lokomotivslørhat, eller den helt ubeskriveligt vamle lugt af tidselrust med spermogonie-dråber. Der er stadig plads til formidling af svampe gennem brug af, nåh ja, svampe – altså levende materiale. Og hurra for det. Mens jeg venter på en ny svampesæsons syns-, duft- og smagsindtryk, vil jeg nyde at blade gennem Jens H. Petersens bjergtagende svampefotosafaribog.

Af Hans Henrik Bruun Biologisk Institut, KU

MYGBLOMST (*LIPARIS LOESELII* (L.) L.C.M. Richards)– rigkærets vagabond

Peter Wind [1]

Mygblomst (*Liparis loeselii*) er i Danmark siden begyndelsen af 1800-tallet blevet registreret på 105 lokaliteter fra Thy og Vendsyssel i nord, i den østlige del af Jylland over Fyn, Sjælland til Lolland-Falster i syd og til Bornholm i øst. Den er som følge af afvanding, dræning, grundvandssænkning, næringsberigelse, indstilling af græsning og opdyrkning forsvundet fra hovedparten af disse lokaliteter med en hastighed på i snit 5 lokaliteter pr. tiår, så der kun var kendskab til 11 lokaliteter med Mygblomst omkring årtusindskiftet (Wind 2002).
Jeg har nu kendskab til 21 bestande fordelt på 15 lokaliteter i Vendsyssel og på Djursland samt på Fyn og Sjælland (tabel 1).

Mygblomst er optaget på EU's Habitatdirektiv på Bilag II og Bilag IV. Som en konsekvens af dette bliver alle bestande som led i NOVANA-programmet overvåget intensivt ved årlige optællinger af bestandenes individantal. NOVANA er en forkortelse for det Nationale program for Overvågning af Vand og Natur og blev iværksat i 2004. Overvågningsprogrammet blev iværksat i 2004, og overvågningen af arten har fundet sted hvert år i den første NOVANA-periode til og med 2011. Den intensive overvågning af Mygblomst er fortsat i 2012 og 2013 og skal gøre det i årene fremover. Det betyder, at vi nu råder over 9 sammenhængende års optællinger af arten af alle kendte bestande.

Der foreligger ældre optællinger tilbage fra 1980'erne for to bestandes vedkommende, hvor der udover optællinger af individantal er foretaget årlige registreringer af individernes spredning på nogle lokaliteter, ligesom optællingen af andre bestande er påbegyndt i slutningen af 1980'erne og årene efter i takt med at flere bestande er blevet opdaget (tabel 1). Det er derfor muligt at få et mere sammenhængende overblik over bestandsstørrelser og bestandssvingninger samt i nogle tilfælde individfordeling på lokaliteterne. At der langt fra er tale om konstans men om overraskende store, individuelle udsving, er det centrale tema, denne artikel belyser og fremsætter mulige forklaringer på.

Liparis loeselii (L.) L.C.M. Richards (fen-orchid)
Liparis loeselii has been recorded on 105 sites in Denmark since the beginning of the 1800. At the turn of the 21st century only 11 sites with populations of *L. loeselii* was left due to drainage, lowering of the ground water level and eutrophication (and conversion of fens into cultivated fields). The rate of loss was five sites for each ten years in average during the 200 years period. *L. loeselii* is included in the EU Habitats Directive and to fulfill the national obligations the species has been surveyed as a part of the national Danish monitoring program commenced in 2004. All Danish populations have been monitored annually where the number of individual plants is counted and divided into fertile and vegetative specimens. The distribution has been mapped in each 2x2 m² plots all over the site on selected sites where the specimens have been divided into 1-leaf and 2-leaf plants, fertile plants, plants where the flowers have aborted and plants where the flowering stems have been eaten by grazing animals leaving no flowers nor fruits.
In the present paper the results of the annual census for nine succeeding years are presented. The total number of plants on all Danish sites has fluctuated very much during the period 2004-2012. The number peaked in 2011 with 4.572 plants (figure 4). Two Danish populations have been monitored for more than 25 years as the annual census was commenced in the middle of the 1980'ies. The fluctuations are mostly pronounced in the Tved-population exhibiting three peaks in 1985, 1998 and 2011 followed by a rapid decline in the number of plants. After a time span of various length the population recovers and the number of plants reaches the next peak (figure 5). The fluctuations in the number of plants can be correlated to a numerous recruitment of seedlings to some years followed by years with high mortality of young small 1-leaf plants as the mapping of *L. loeselii* showed significant variation in the distribution and number of plants in each plot at the Vandplasken site (figure 11-14).
Investigations using different markers have shown both intra- and inter-population genetic similarity between the specimens of *L. loeselii*. The genetic similarity is due to the pollination process as the flowers are self-pollinating. Besides, the fertilization of the carpels results in the production of numerous tiny seeds.
The Danish *L. loeselii*-populations show a remarkable pattern of fluctuation in the number of plants: a regular increase period within six to seven years lead to a peak followed by a decrease period on four to six years. The Tved-population exhibits regularity with a peak every 13 year. The future will show wheather this is a random incident or if an actual correlation in the regularity of the peaks exists.
The habitats of *L. loeselii* need management. The management can be grazing by livestock or mowing with removal of the biomass from the site. Trampling from the livestock which opens the vegetation cover and shifting ground water level are also beneficial for the recruitment of *L. loeselii* and recommended as tools to improve the survival of the population, especially when the grazing period is extended to wintertime and with a change in the grazing pressure e.g. with variation in the number of grazing animals. Since the turn of the 21st century some new populations have been recorded both on sites where the species has been recorded previously and on new sites bringing the total number of populations to 21 distributed on 15 sites (figure 4). Hopefully in the future the conservation status of *L. loeselii* in Denmark will change from unfavorable to favorable.

Key words: *Liparis loeselii*, rigkær, overvågning, fænologi, opulations dynamik, bestandsstørrelse, bestandsudvikling, fordeling på lokaliteter, rødliste status, Danmark, reintroduction, decline, Vortex, genetics.

[1] *Bioscience, Aarhus Universitet, Grenåvej 14, 8410 Rønde. E-mail: pwi@dmu.dk*

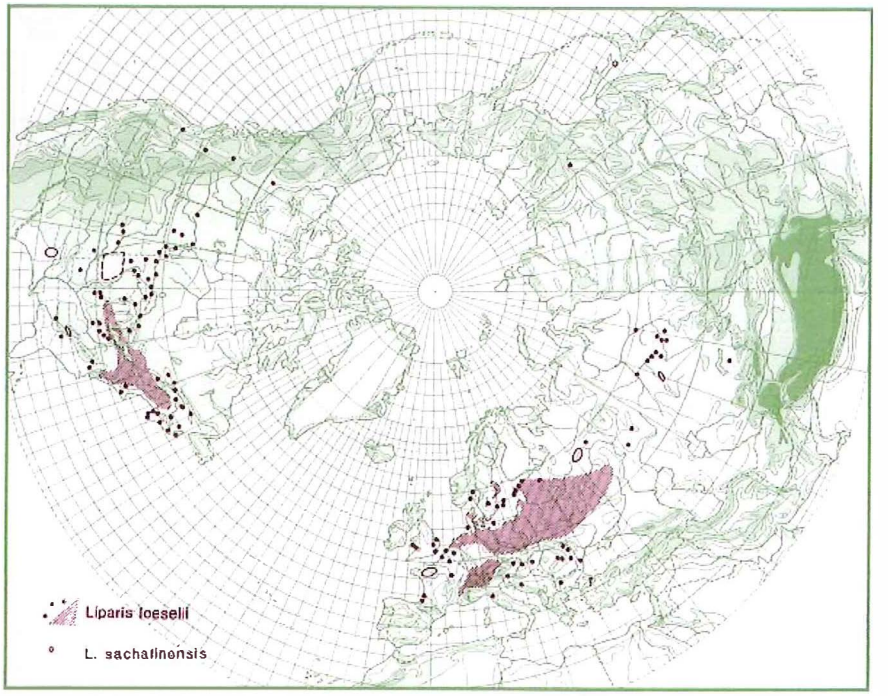
Wind P 2014: Flora og Fauna 119 (3+4) side: 100-113

Mygblomsts udbredelse og rødlistestatus
Mygblomst har hovedudbredelse i Europa og det østlige Nordamerika. Hertil kommer spredte forekomster i den vestlige del af Sibirien samt Central- og Vestnordamerika (Figur 1).

Mygblomst er opført i kategorien næsten truet, NT, på den nyeste udgave af den fælleseuropæiske rødliste (Bilz m.fl. 2011). Arten har været udsat for en markant tilbagegang i dens europæiske udbredelsesområde, og den er derfor rødlistet som truet i større eller mindre grad i næsten alle de 27 europæiske lande, hvor den er angivet fra. Arten er dog forsvundet fra Bulgarien og Norge, mens den er angivet som sjælden i Letland. Polen har udgjort Mygblomsts kerneudbredelsesområde, da arten har været registreret fra ca. 175 10x10 km² felter (Zajac & Zajac 1997), mens den efter 1980 kun er genfundet på 52 lokaliteter (Bednorz 2003).

Bevaringsstatus for arter, der er optaget på habitatdirektivets Bilag II, skal indberettes til Europakommissionen hvert 6. år, første gang i 2007 – den såkaldte artikel 17 afrapportering med henvisning til habitatdirektivets artikel 17. Bevaringsstatus for Mygblomst er enten moderat eller stærkt ugunstig indenfor EU igen med Letland som undtagelse samt overraskende nok Italien (tabel 2).

Den gunstige melding fra Italien kan imidlertid skyldes en anderledes tolkning af habitatdirektivets kriterier for vurdering af arternes bevaringsstatus, mere end en egentlig gunstig tilstand. Italien har således angivet arten fra 22 lokaliteter og vurderet, at bestandene på seks af disse har stabil bestandsudvikling i henholdsvis den alpine og den kontinentale biogeografiske region. Dette er et beskedent antal sammenlignet med andre europæiske lande, hvor bevaringsstatus er bedømt ugunstig. Den gunstige melding harmonerer heller ikke med, at Mygblomst i Italien er rødlistevurderet som sårbar, V, i 1997 og siden som moderat truet, EN, i 2012 (tabel 2).



Figur 1. Den globale udbredelse af Mygblomst (*Liparis loeselii*) efter Hultén & Fries (1986). *Global distribution of* Liparis loeselii.

Figur 2. Mygblomst. Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km2 i 2011 og 2012. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten.
Liparis loeselii. *Presence and distribution in UTM-squares on 10x10 km2 in 2011 and 2012. A green square indicates present sites for the species.*

Figur 3. Klynge af Mygblomst med to blomstrende individer og et vegetativt individ i forgrunden. Individerne har normalt ét eller to lysegrønne blade, der er noget glinsende og normalt er bredest på midten. Blomsterstanden skyder op mellem de to blade og kan have fra én til 25 duftløse blomster. Foto: P. Wind, Vandplasken 1999.
A cohort of Liparis loeselii *consisting of two flowering and one vegetative individual in the foreground. The individuals normally carry one or two glossy light green leaves that are widest in the middle. The flowering shoot appears between the leaves and can carry one up to 25 scentless flowers.*

Tabel 1. Antallet af kendte lokaliteter og bestande 2012, antallet af individer, det minimale og det maksimale antal af Mygblomst ved NOVANA artsovervågningen i Danmark i perioden 2004-2011 og årstal for iværksættelsen af optællinger. I Even, Holmegård og Kaldred optælles et udsnit af bestanden. I Bagholt og Kærsgård blev der registreret individer alene i henholdsvis 2008 og 2009 samt i 2005 og 2011.- = der foreligger ingen registreringer.
The number of recorded sites and population 2012 and the number of individuals, minimum and maximum number of individuals counted in the national Danish monitoring program 2004-2011 as reported to the Europe Commission and the year of onset of the monitoring of the populations.

Lokalitet	Bestandsnavn	Antal individer af Mygblomst				Overvågning iværksat år
		2004	Min. (årstal)	Max (årstal)	2011	
Hadsund	Lystrup Enge	89	89 (2004)	816 (2006)	512	1987
Skallerup	Norlev	575	219 (2010)	1060 (2006)	251	1998
Kærsgård	Ml Norlev og Vandplasken	-	-	38 (2011)	38	-
	Vandplasken	340	254 (2008)	548 (2005)	301	1998
	Kærsgård Strand	-	-	30 (2011)	30	2011
	Liver Å	-	-	-	-	-
Mols	Tved	181	113 (2005)	356 (2011)	356	1984
Assens	Helnæs	358	338 (2011)	1073 (2008)	338	1995
Langeskov	Urup	533	19 (2007)	536 (2011)	536	1983
Skuldelev	Skuldelev	152	17 (2010)	152 (2004)	49	1999
Saltbæk	Buksekær	1	0 (2007+09+10)	12 (2005)	4	2004
	Kaldred	101	42 (2010)	189 (2011)	189	2001
	Kaldredlysningen	-	-	-	-	-
	Asmindrup	133	60 (2008)	492 (2011)	492	2004
	Asmindrup syd	-	-	-	-	-
Rorvig	Flynderso	11*	14 (2007)	2 (2011)	2	2006
Jyderup	Torso	-	-	-	-	-
Oro	Oro	39*	39 (2006)	1007 (2011)	1007	2006
Haslev	Bagholt	-	-	6 (2009)	-	1987
Holmegård	Holmegård	66	267 (2008)	5 (2011)	5	1989
Præsto	Even	56	134 (2009)	462 (2011)	462	1997
I alt		2635			4572	

Lokaliteter og bestande i Danmark

I 2004 var der registreret 14 bestande af Mygblomst. En bestand er i denne sammenhæng en samling af individer, der vokser under ensartede forhold, og som er adskilt fra nabobestande af habitater, hvor levestedsforholdene umuliggør forekomst af Mygblomst som klitbarrierer mellem grønklitlavninger, strandoverdrev, sumpskove mm.

I 2006 blev arten genopdaget ved Flyndersø i Odsherred og på Orø i Issefjorden. I 2012 blev der registreret fire nye bestande, de tre på Sjælland nemlig to ved Saltbæk Vig, Kaldredlysningen og Asmindrup Syd, og én ved Torsø syd for Jyderup (P. Leth pers. medd. 2013), samt én i Jylland ved Liver Ås udløb (E. Hammer, pers.medd. 2013). De to bestande ved Saltbæk Vig er formodentlig aflæggere af de kendte bestande dér, mens Torsø-bestanden anses for at være ny, da Mygblomst ikke tidligere har været registreret her, og der er etableret en NOVANA-station på lokaliteten, der overvåges årligt.

Mygblomst har tidligere været fundet ved Liver Ås udløb, men på et andet sted. Hertil kommer, at der i flere år er fundet individer i grønlditlavningen mellem Vandplasken og Nørlev kæret. Dette giver sammenlagt 21 recente bestande af arten (Figur 2, tabel 1). Hertil kommer to nye bestande henholdsvis øst og vest for den kendte bestand på Helnæs (E. Vinther, pers.medd. 2013), som også må være aflæggere af den kendte bestand men ikke opført særskilt i tabel 1.

METODE

Populationsdynamik

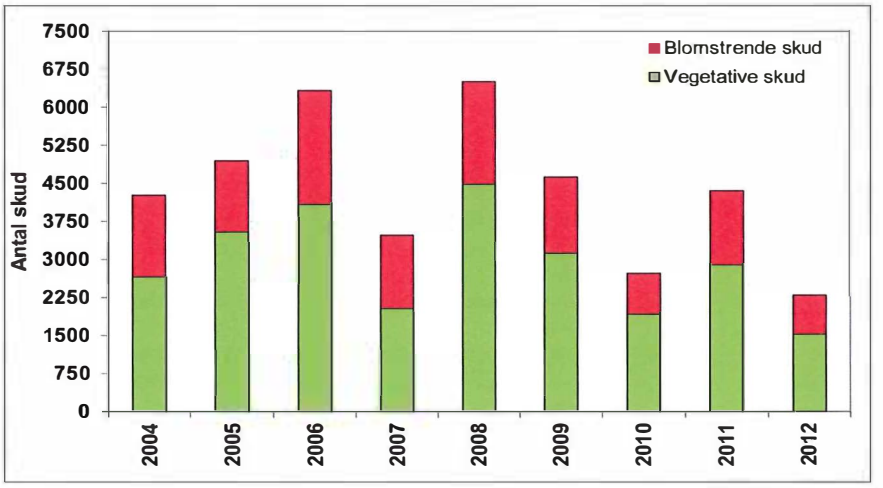
Bestandsstørrelse og -udvikling opgøres ved optællinger af antallet af planter i bestandene. Det sker som nævnt ovenfor én gang årligt i løbet af sommerperioden. Den enkelte plante registreres som et selvstændigt individ, også selv om flere planter står i en tæt klynge (Figur 3). Klyngen kan være opstået ved vegetativ deling af den underjordiske stængelknold (Hendoux 2010, Jones 1998, Wind 2002) eller ved frøspiring. Dette kan ikke afgøres med sikkerhed uden at tage planterne op af jorden eller moslaget. Antallet af optalte planter af Mygblomst fordeles på blomstrende og vegetative individer. De vegetative individer er på nogle lokaliteter også blevet fordelt på antallet af blade, dvs. om de vegetative individer er forsynet med ét eller to blade. På disse lokaliteter er også blomstrende individer, hvor alle blomster aborterer, eller blomstrende skud, som er bidt af, blevet registreret særskilt, da antallet af blomstrende individer er et mål for en bestands kønnede formeringspotentiale.

RESULTATER

Individantallet i de enkelte bestande af Mygblomst svinger markant fra år til år varierende fra få til mere end tusind individer. Dette fremgår af minimums- og maksimumsværdierne for bestandsoptællingerne i tabel 1. I 2004 blev der optalt 2.635 individer mod 4.572 individer i 2011, hvilket er maksimum for NOVANA-perioden 2004-2011. Antallet af vegetative individer har i hele perioden overgået

Tabel 2. Forekomst af og status for Mygblomst i Europa ordnet efter rødlistekategori. Bevaringsstatus i EU findes på hjemmeside for EIONET: http://bd.eionet.europa.eu/article17. 1) Oplysninger fra Vallonien og 2) fra Finland er ikke tilgængelige. 3) Landene var endnu ikke fuldgyldige medlemmer af EU, da den første afrapportering af bevaringsstatus for arter på habitatdirektivet blev gennemført i 2007. 4) I Letland og Rusland anvendes et andet rødlistevurderings system, så kategoriseringen er en tilnærmelse til IUCN's system. Biogeografiske regioner i Europa: ALP – alpin, ALT – atlantisk, BOR – boreal, KON – kontinental, MED – mediterran, PAN – pannonisk.
Distribution and status of Liparis loeselii in Europe ordered after Red List category. Conservation state in Europe has been found on the EIONET homepage: http://bd.eionet.europa.eu/article17. Biogeographically regions in Europe: ALP – Alpine, ALT – Atlantic, BOR – Boreal, KON – Continental, MED – Mediterranean, PAN – Pannonian.

Land	Habitatdirektivet		Rødlistestatus	Reference
EU	Region	Bevarings-status	Kategori	
Belgien, Flandern[1)]	ATL	Stærkt ugunstig	Kritisk truet, CR	http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=EN_POL_NAT_SPE_redlist 2013
Finland[2)]	BOR		Kritisk truet, CR	Rassi m.fl. 2010
Slovakiet	ALP	Stærkt ugunstig	Kritisk truet, CR	Feráková m.fl. 2001
Tjekkiet	KON	Moderat ugunstig	Kritisk truet, CR	Grulich 2012
Ungarn	PAN	Moderat ugunstig	Kritisk truet, CR	Gergely 2007
England	ATL	Stærkt ugunstig	Moderat truet, EN	Cheffings & Farrell 2005
Danmark	KON	Moderat ugunstig	Moderat truet, EN	Wind & Pihl 2004
Holland	ATL	Stærkt ugunstig	Moderat truet, EN	De Minister van Landbouw, Natuur en Voedskwaliteit 2009
Estland	BOR	Moderat ugunstig	Sårbar, VU	Kull 2008
Polen	KON	Moderat ugunstig	Sårbar, VU	Bednorz 2003
Sverige	BOR	Stærkt ugunstig	Sårbar, VU	Gärdenfors 2010
	KON	Stærkt ugunstig		
Slovenien	ALP	Moderat ugunstig	Akut truet, E Moderat truet, EN	Skoberne 1996 Milanović 2012
	KON	Moderat ugunstig		
Tyskland	ALP	Moderat ugunstig	Akut truet, E	Ludwig & Schnittler 1996
	ATL	Stærkt ugunstig		
	KON	Moderat ugunstig		
Frankrig inkl. Korsika	ALP	Stærkt ugunstig	Sårbar, V Sårbar, VU	Olivier m.fl. 1995 Milanović 2012
	KON	Stærkt ugunstig		
	MED	Stærkt ugunstig		
Italien	ALP	Gunstig	Sårbar, V Moderat truet, EN	Conti m.fl. 1997 Milanović 2012
	KON	Gunstig		
Litauen	BOR	Moderat ugunstig	Sårbar, V Moderat truet, EN	Balevičius & Ladyga 1992 Milanović 2012
Østrig	ALP	Moderat ugunstig	Sårbar, V	Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer 1999
	KON	Stærkt ugunstig		
Letland	BOR	Gunstig	Sjælden, R[4)]	Upubl. 1999
Udenfor EU				
Bulgarien[3)]			Forsvundet, RE	Petrova 2011
Bosnien-Herzegovina			Kritisk truet, CR	Milanović 2012
Rumænien[3)]			Kritisk truet, CR	Dihoru & Negrean 2009
Ukraine			Moderat truet, EN	Milanović 2012
Schweiz			Sårbar, VU	Moser m.fl. 2002
Kroatien			Utilstrækkelige data, DD	Milanović 2012
Grækenland[3)]			Sårbar, V	Phitos m.fl. 1995
Rusland			Sjælden, R[4)]	Milanović 2012
Hviderusland			Ikke udarbejdet	Moore 1980



Figur 4. National bestandsudvikling for Mygblomst for NOVANA-perioden 2004-2012. (Kilde: Naturdatabasen). Optællinger fra Flyndersø og Orø indgår første fra 2006, mens bestanden i Kaldred ikke blev optalt i 2007.
The population trend of Liparis loeselii *in the period 2004-2012. The red and the green colour indicate the number of flowering and vegetative individuals respectively.*

antallet af blomstrende, der i de fleste år udgør under halvdelen af de vegetative (Figur 4).

På grund af den relativt korte periode, hvor NOVANA-overvågningen har været udført, er det uvist, om der er tale om naturlige svingninger i bestandene, eller om der er tale om begyndende bestandssammenbrud. Der er dog ingen bestande, der er forsvundet i perioden, men enkelte år er der ikke er registreret individer i visse bestande. Dette gælder eksempelvis Flyndersø-bestanden i 2008, mens der blev registreret henholdsvis 14 og 8 individer året før og efter. Der er derfor behov for en længere, sammenhængende tidsserie for at kunne aflæse et mønster i bestandsudviklingen. Det kan gøres for bestandene i Tved og Urup, der har været optalt årligt siden 1984 og 1983.

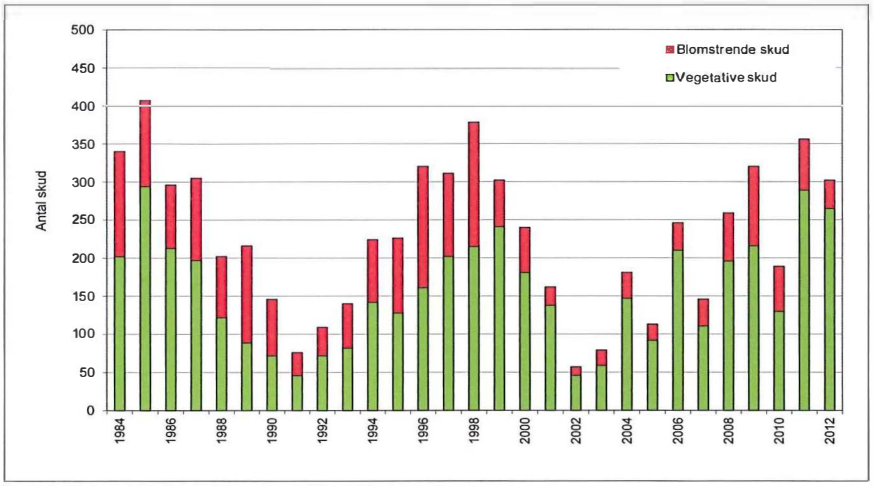
Tved-bestanden har varieret meget i antal med et maksimum i 1985 og 1998 med henholdsvis 407 og 378 individer. I perioden 1991-1998 var der en jævn stigning, mens udviklingen i perioden 2003-2011 var mere springende med op- og nedgange. Fra maksimum i 1985 og i 1998 faldt bestandsstørrelsen i løbet af henholdsvis seks og fire år til et minimum i 1991 og 2002 med henholdsvis 76 og 57 individer. Med 356 individer i 2011 har bestanden måske nået et nyt maksimum 13 år efter forrige maksimum (Figur 5).

Fra 1991 til 2007 har bestandsstørrelsen i Urup Dam-bestanden været stigende indtil et maksimum på 1.250 optalte individer i 2003, hvorefter antallet faldt brat i løbet af fire år. Der blev registreret 536 individer i 2011 svarende til antallet i 2000. Antallet af individer i 2011 er en fremgang i forhold til minimumsantallet på 19 individer i 2007 og måske et skridt på vejen mod et nyt maksimum indenfor de næste 3-4 år (Figur 6).

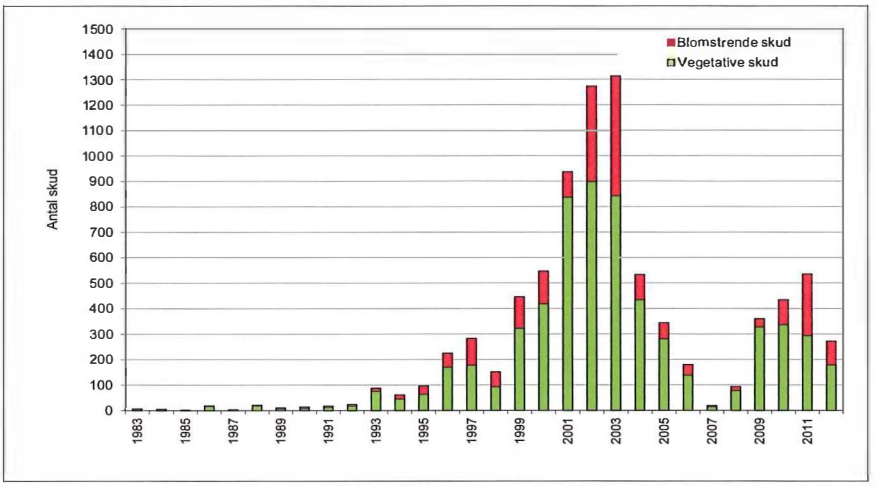
Driften har ifølge Vinther (2000) varieret, idet kærområdet siden 1980, hvor det tidligere Fyns Amt begyndte at overvåge stedet, og sikkert også lang tid forinden har været afgræsset med ca. 2 ungkreaturer pr. ha. i sommermånederne. Området blev ikke afgræsset i 1981 og 1986, og i 1992 var græsningstrykket noget større end normalt. I vinteren 1993/94 blev området udsat for en særdeles intensiv afgræsning og optrampning, idet kreaturerne forblev i området hele efteråret og vinteren frem til marts 1994 (Figur 7). Det er derfor interessant at konstatere, at antallet af individer i bestanden steg i de efterfølgende år, til maksimum i 2003. En kort periode med intensiv tråd og græsning i Hadsund bestanden, hvor Mygblomst ellers ikke var blevet registreret året forinden bevirkede i starten af 00'erne en eksplosiv bestandsfremgang (Figur 8). For de andre bestande, der er blevet optalt før igangsættelsen af NOVANA-programmet og i NOVANA-perioden, kan der konstateres tilsvarende store forskelle i antallet af individer fra år til år (se histogrammer for de enkelte bestande på orkidéovervågningens hjemmeside, der kan findes på Aarhus Universitets hjemmeside). Med andre ord er der store fluktuationer i individantal fra år til år og fra lokalitet til lokalitet dog uden, at et tilsvarende mønster som i Tved- og Urup Dam-bestandene kan aflæses. En mulig undtagelse er Helnæs Made-bestanden, der havde maksima i 1998 og igen i 2008 med henholdsvis 1.370 og 1.073 individer og et minimum i 2003 med 52 individer (Figur 9).

Hertil kommer, at enkeltindivider af Mygblomst fra tid til anden er blevet fundet på andre lokaliteter i et enkelt eller i nogle få år. Eksempler herpå er Døndeby på Bornholm samt i Tryggevælde Ådal syd for Køge og ved Bromme Lillesø nordvest for Sorø, hvor ét individ af Mygblomst blev observeret ved Døndeby i henholdsvis 1978 og 1985 samt 1987 og 1995 for de to andre lokaliteters vedkommende. Disse lokaliteter indgår derfor i puljen af potentielle lokaliteter, der efterses årligt for Mygblomst som led i NOVANA programmet, se nedenfor. Fordeling på levestederne, eksempel Vandplasken (Figur 10a+b).

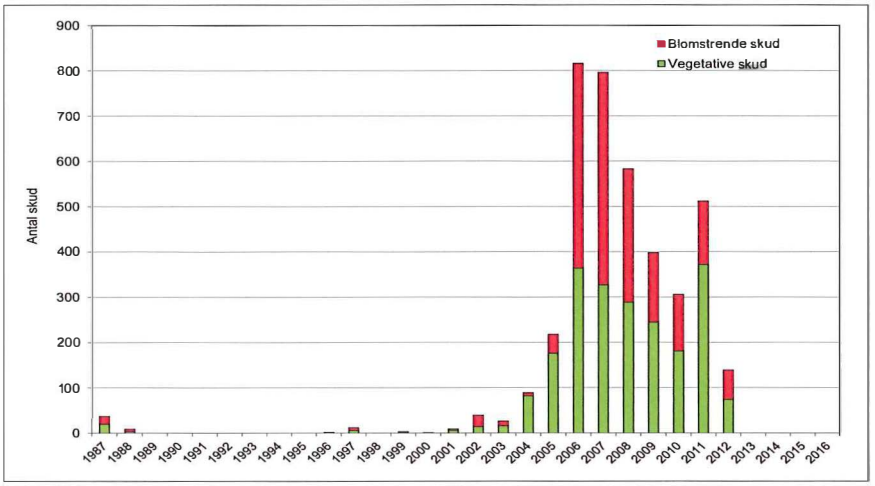
Individernes fordeling på levestederne har tilsvarende svinget meget fra år til år. For at belyse mængder og spredning på levestedet er en fastlæggelse af individernes forekomst



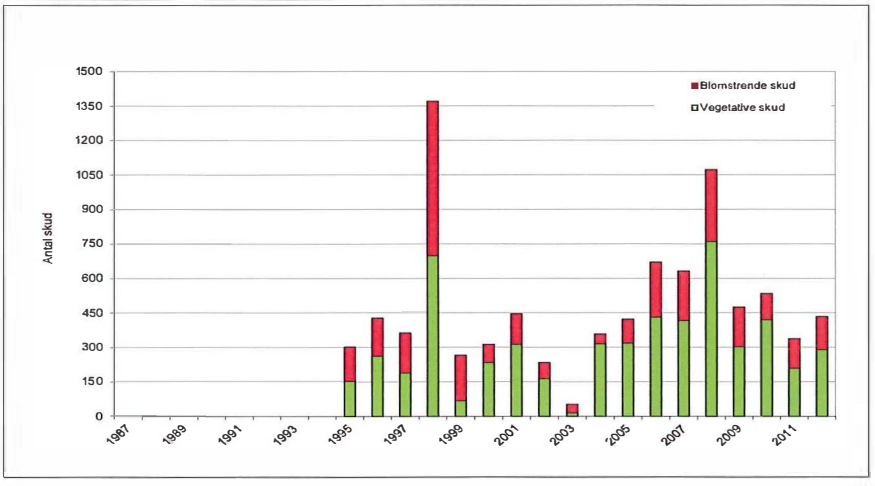
Figur 5. Bestandsudviklingen af Mygblomst i Tved for perioden 1984-2012 (Kilde: DCE's orkidédatabase og Naturdatabasen).
The population trend of Liparis loeselii *at Tved, Jutland, in the period 1984-2012. The red and the green colour indicate the number of flowering and vegetative individuals respectively.*



Figur 6. Bestandsudviklingen af Mygblomst i Urup Dam for perioden 1987-2012 (Kilde: DCE's orkidédatabase og Naturdatabasen).
The population trend of Liparis loeselii *at Urup Dam, Funen, in the period 1987-2012. The red and the green colour indicate the number of flowering and vegetative individuals respectively.*



Figur 8. Bestandsudviklingen af Mygblomst i Sdr. Hadsund for perioden 1987-2012. Mygblomst blev registreret her første gang i 1987 og ikke optalt i perioden 1989 - 1996. (Kilde: DCE's orkidédatabase og Naturdatabasen).
The population trend of Liparis loeselii *at Hadsund, Jutland, in the period 1987-2012. The species was recorded for the first time on this site in 1987, The population was not monitored between 1989 and 1996. The red and the green colour indicate the number of flowering and vegetative individuals respectively.*



Figur 9. Bestandsudviklingen af Mygblomst på Helnæs Made for perioden 1995-2012. Mygblomst blev registreret her første gang i 1995. (Kilde: DCE's orkidédatabase og Naturdatabasen).
The population trend of Liparis loeselii *at Helnæs, Funen, in the period 1995-2012. The species was recorded for the first time on this site in 1995. The red and the green colour indicate the number of flowering and vegetative individuals respectively.*

Figur 7. De græssende dyr blider vegetationen i bund og danner ved deres tramp tuer i vældzonen. Foto: Peter Wind, Urup Dam, 2013.
The grazing cattle keep the vegetation cover low and forms due to trampling tussocks where ground water emerges.

Figur 10a. Vandplasken set mod vest. Klitsøen forsynes med udsivende, kalkrigt grundvand fra baglandet ovenfor litorinaskrænten, hvor billedet er taget fra. Foto: P. Wind, 2009.
The site Vandplasken in Jutland seen to the west. The dune slack is supplied by calciferous groundwater emerging from the hinterland above the litorina slope from where the picture has been taken.

Figur 10b . Vandplasken. Vekslen mellem tørre tuer og våde vandfyldte lavninger dækket af kalkholdigt dynd er et ideelt levested for Mygblomst. Foto: P. Wind, 2008.
Vandplasken, Jutland. The mosaic between dry tussocks and wet waterlogged depressions covered by calciferous clay is a suitable habitat for Liparis loeselii.

på levestederne nødvendig. På flere lokaliteter er der gennemført en optælling ved udlæg af et netværk af tællefelter på 2x2 m². I Vandplasken har jeg kortlagt individernes fordeling på levestedet i perioden 2001-2004 (Figur 11-14). Vandplask-søen ligger på det marine forland nedenfor litorinaskrænten ved Kærsgård Strand syd for Hirtshals i Vendsyssel (Figur 10a). Tællefelterne, der ikke var fast markeret i felten, blev årligt udlagt i det vandmættede knoldkær syd for og med vandforbindelse til den åbne vandflade i Vandplasken. Knoldkæret er en mosaik af vegetationsdækkede knolde og tidvist vanddækkede flader mellem knoldene. Fladernes jordbund består af kalkholdigt slam, der især om vinteren og i våde somre er vanddækkede, mens de var vandfri i slutningen af 1990'erne, hvor somrene var mere tørre. De er fortrinsvis vegetationsløse, men vegetationen fra knoldene kan brede sig ud på fladerne, ligesom der her kan forekomme tæpper af kransnålealger (*Chara* spp.) og spredte skudrækker af tagrør (*Phragmites australis*) (Figur 10).
og den omgivelser er fredet uden offentlig adgang i 1962 af hensyn til lokalitetens botaniske værdier (Dahl 1987) og afgræsses årligt af mellem 30 til 40 fritgående kreaturer i en meget stor indhegning både ovenfor og nedenfor litorinaskrænten.

DISKUSSION

Min kortlægning af individernes spredning på voksestedet viser, at der er store forskelle i koncentrationen af individer i ganske mange tællefelter. I 2001 var der en stor koncentration af individer i de østlige tællefelter med et maksimum på henholdsvis 33, 26, 22, 21 og 18 i seks felter. Et andet kerneområde var i den midterste, nordlige del, hvor maksimum i tre felter var på 24, 17 og 15 (markeret med rødt på figuren). I 2002, 2003 og 2004 kunne der kun genfindes et betydeligt lavere antal individer i de nordlige felter. I topscore feltet i 2001 med 33 individer kunne der i 2002 tælles 21 individer og siden under fem i 2003 og 2004. I 2001 feltet med 26 individer var antallet henholdsvis 15 og 26 i de to efterfølgende år, mens der ikke blev registreret individer hverken i selve feltet eller i nabofelterne i 2004. Samme skæbne overgik de 18 individer i 2001, hvor der de to efterfølgende år blev optalt henholdsvis 5 og 12, mens Mygblomst ikke kunne findes hverken selve feltet eller i nabofelterne i 2004. I 2003 var den absolutte topscorer et felt i den vestlige ende, hvor der blev registreret 53 individer. I året forinden blev registreret 30 individer i feltet, mens der i 2001 kun blev registreret individer i nabofelterne og i 2004 slet ingen individer hverken i 2003-topscorerfeltet eller i nabofelterne. Den grundige optælling viste også, at mange felter i undersøgelsesperioden ikke rummede individer, selv om livsbetingelserne overordnet set var og fortsat er ens (Figur 11-14).

Af abiotiske påvirkningsfaktorer har vandstanden på levestedet stor betydning. I 1990'erne kunne der således registreres mange Mygblomstindivider både på de udtørrende kalkslamflader og på tuerne, mens de i 0'erne fortrinsvis blev registreret på tuerne. En formodning om en større koncentration af individer i den østlige del af området kunne heller ikke påvises, men hertil er undersøgelsesperioden for kort. Med andre ord 'vagabonderer' Mygblomst på levestedet bl.a. som følge af svingende vandstand. Dens vagabonderende levevis kan også skyldes kort livsvarighed af individerne (se mere herom nedenfor) og feltiagttagelser af et kraftigt, afmærket individ i Hadsund bestanden (T. Ballegaard, pers.medd. 2014). Den omskiftelige levevis kan også være en følge af stængelknoldenes evne til at overleve i ét eller flere år uden at sætte overjordiske grønne dele. De fleste andre jordorkidéers knolde er tilsyneladende langt mere stationære og lever længere end Mygblomsts, omend de tilsvarende kan forblive underjordiske i et eller flere år. Endelig kan der som i så mange andre tilfælde i plante- og dyreriget være en stor dødelighed blandt de unge planter.

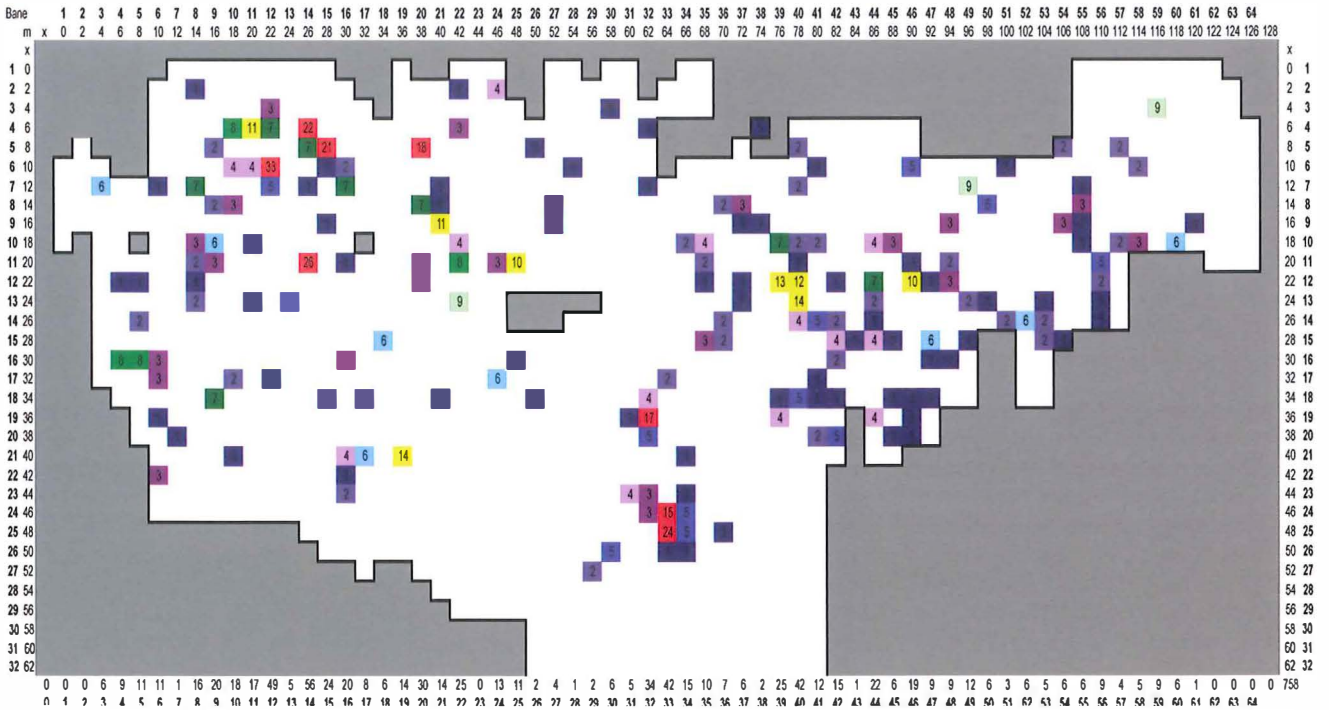
Min formodning om en kort levetid understøttes af en engelsk undersøgelse, hvor mærkede planter blev fulgt gennem otte år. Ved undersøgelsen blev det konstateret, at det især var de unge ét-bladede individer, der havde svært ved at overleve, mens de to-bladede og især de blomstrende individer overlevede. Omvendt fandt de engelske forskere bladløse, levende stængelknolde uden, at der var tale om sneglenedbidning af bladene (Wheeler m.fl. 1998). Jeg har ikke på de danske Mygblomstindivider kunnet konstatere, at de var specielt udsat for bidning af snegle, ligesom de heller ikke var særligt udsatte for bidning af græssende dyr. Men der kan forekomme en anden sneglefauna i Danmark.

Fænologi og livsvarighed

Mygblomsts blade skyder under danske forhold typisk frem i slutningen af maj eller i begyndelsen af juni afhængig af vejrforhold og temperatur. Blomstringen begynder i anden halvdel af juni og fortsætter indtil midten af juli. Frugtsætning og –modning finder sted fra august til oktober, mens bladene visner ned i slutningen af september og begyndelsen af oktober. Hver kapsel producerer mange frø, der vindspredes, når kapslerne ved modenhed åbner sig ved længdespalter. De modne kapsler og frugtstilken kan overvintre som vinterstander.

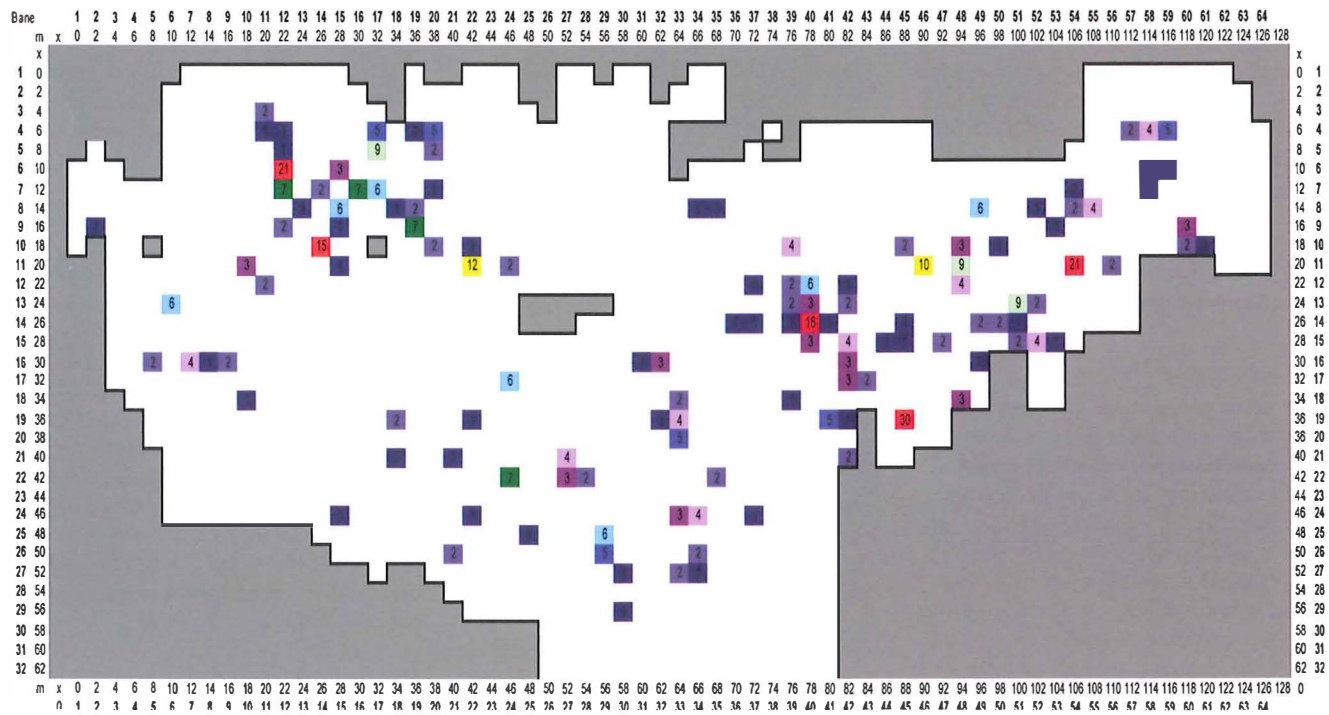
Ved visse optællinger bliver der som nævnt foretaget en fordeling på individer med ét og med to blade, som planterne typisk sætter. Jeg har endvidere observeret, at en blomstrende plante det næste år kan skyde frem som vegetativ, hvilket afsløres af en vinterstander i umiddelbar nærhed af det vegetative individ. Det er også min formodning, at spinkle ét-bladede individer er frøplanter, men det kan ikke afvises, at der er tale om degenererede ældre individer. I den engelske undersøgelse udviklede et-bladede planter året efter enten ét blad eller oftest to blade for i de næstfølgende år igen at sætte to blade. (Wheeler m.fl. 1998).

Der foreligger ingen danske undersøgelser af de enkelte planters livsvarighed. Franske og østrigske spiringsforsøg har vist, at frø sået i august spirede villigt og dannede protokormer (et legeme, der er opbygget af orkidéfrøet celler og svampehyfer) i løbet af vinteren for at sætte det første blad på op til 6 mm ét år senere. Året efter satte planterne to blade på op til 29 mm, der



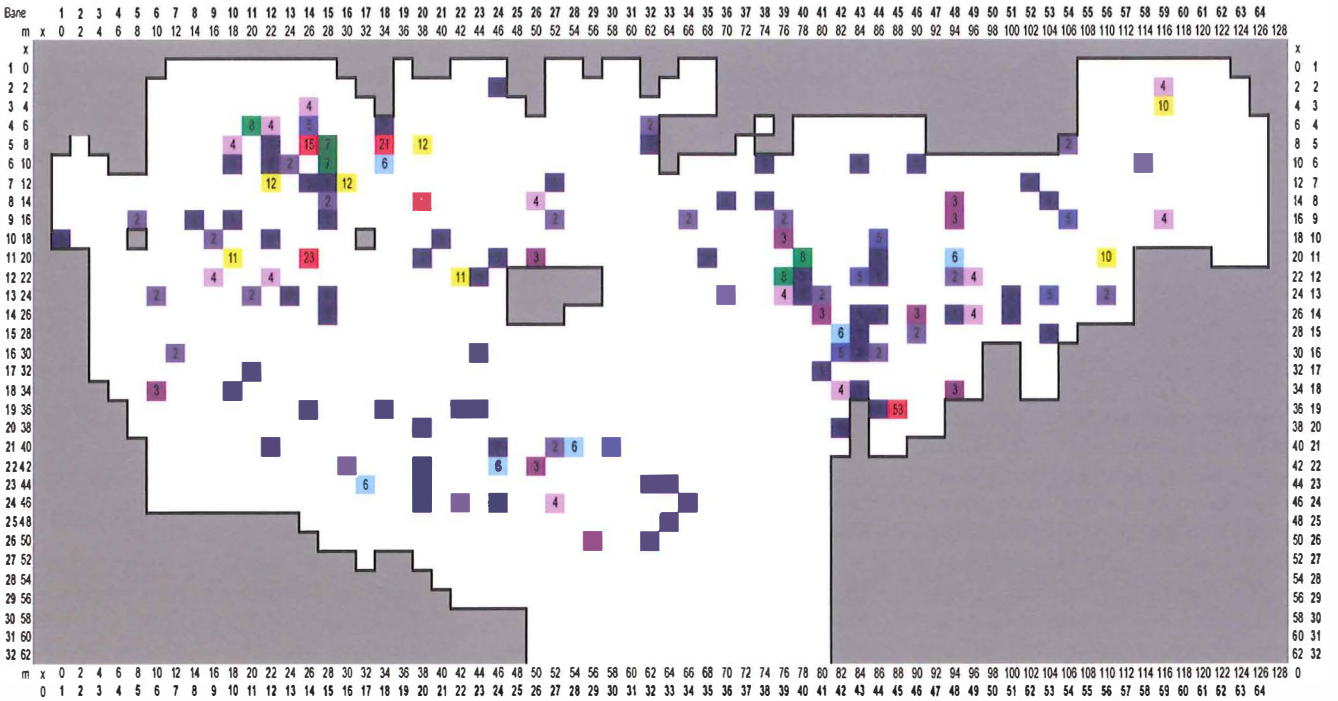
Figur 11. Fordeling af Mygblomst i Vandplasken 2001. De hvide felter (2x2 m2) markerer udstrækningen af levestedet for Mygblomst, mens de grå afgrænset af den fuldoptrukne blå linje markerer uegnede levesteder. De farvede felter viser Mygblomst individernes placering og antal fra blå over grøn til gul og med rød som det højeste antal individer. Retningen er øst til venstre og vest til højre. Det samlede antal var på 387 fordelt på 246 vegetative og 141 blomstrende individer.

The distribution of Liparis loeselii *at Vandplasken 2001. The white squares (2x2 m2) mark the extent of the site suitable for* L. loeselii *while the gray bordered by the blue line marks the area unsuitable for the species. The colored squares indicates the location of* L. loeselii *individuals and their number ranging from blue over green to yellow and with the red coloration indicating the highest number of individuals. The direction is East to the left and West to the right. The total number was 387 distributed on 246 vegetative and 141 flowering individuals.*



Figur 12. Fordeling af Mygblomst i Vandplasken 2002. De hvide felter (2x2 m2) markerer udstrækningen af levestedet for Mygblomst, mens de grå afgrænset af den fuldoptrukne blå linje markerer uegnede levesteder. De farvede viser Mygblomst individernes placering og antal fra blå over grøn til gul og med rød som det højeste antal individer. Retningen er øst til venstre og vest til højre. Det samlede antal var på 188 fordelt på 123 vegetative og 65 blomstrende individer.

The distribution of Liparis loeselii *at Vandplasken 2002. The white squares (2x2 m2) mark the extent of the site suitable for* L. loeselii *while the gray bordered by the blue line marks the area unsuitable for the species. The colored squares indicates the location of* L. loeselii *individuals and their number ranging from blue over green to yellow and with the red coloration indicating the highest number of individuals. The direction is East to the left and West to the right. The total number was 188 distributed on 123 vegetative and 65 flowering individuals.*



Figur 13. Fordeling af Mygblomst i Vandplasken 2003. De hvide felter (2x2 m2) markerer udstrækningen af levestedet for Mygblomst, mens de grå afgrænset af den fuldoptrukne blå linje markerer uegnede levesteder. De farvede viser Mygblomst individernes placering og antal fra blå over grøn til gul og med rød som det højeste antal individer. Retningen er øst til venstre og vest til højre. Det samlede antal var på 291 fordelt på 211 vegetative og 80 blomstrende individer.

The distribution of Liparis loeselii *at Vandplasken 2003. The white squares (2x2 m2) mark the extent of the site suitable for* L. loeselii *while the gray bordered by the blue line marks the area unsuitable for the species. The colored squares indicates the location of* L. loeselii *individuals and their number ranging from blue over green to yellow and with the red coloration indicating the highest number of individuals. The direction is East to the left and West to the right. The total number was 291 distributed on 211 vegetative and 80 flowering individuals.*

Figur 14. Fordeling af Mygblomst i Vandplasken 2004. De hvide felter (2x2 m2) markerer udstrækningen af levestedet for Mygblomst, mens de grå afgrænset af den fuldoptrukne blå linje markerer uegnede levesteder. De farvede viser Mygblomst individernes placering og antal fra blå over grøn til gul og med rød som det højeste antal individer. Retningen er øst til venstre og vest til højre. Det samlede antal var på 340 fordelt på 234 vegetative og 106 blomstrende individer.

The distribution of Liparis loeselii *at Vandplasken 2004. The white squares (2x2 m2) mark the extent of the site suitable for L. loeselii while the gray bordered by the blue line marks the area unsuitable for the species. The colored squares indicates the location of* L. loeselii *individuals and their number ranging from blue over green to yellow and with the red coloration indicating the highest number of individuals. The direction is East to the left and West to the right. The total number was 340 distributed on 234 vegetative and 106 flowering individuals.*

det tredje år målte op til 48 mm, alt imens planternes stængelknolde tog til i omfang. Planterne blev kønsmodne i det fjerde år, idet de første blomster blev anlagt, hvor der blev målt en bladlængde på op til 68 mm. I de følgende år forøgedes både størrelsen af stængelknolde, længden af blade og antallet af blomster. I det syvende år opnåede frøene den maksimale størrelse (Hendoux 2010, Mrkvicka 1990). I en engelsk undersøgelse fremkom de første blomster i andet året efter bladenes fremkomst (Wheeler m.fl. 1998). Den gennemsnitlige levetid for en plante er omkring ti år under mellemeuropæiske forhold, men engelske og franske undersøgelser har otte år som maksimum for et individs livslængde (Jones 1998, Mrkvicka 1992, Wheeler m.fl. 1998). Engelske og polske feltundersøgelser understøtter formodningen om, at de enkelte individer udvikler sig hurtigt og er kortlivede samtidig med, at der blev konstateret en stor dødelighed blandt de unge planter uden, at de nåede at blomstre. Det var alene 2 bladede gerne kraftige individer, der satte blomster og kom igen året efter blomstringen, ligesom der kunne konstateres store bestandssvingninger med maksimum et år for så at opleve en voldsom tilbagegang i de næstfølgende år (Wheeler m.fl. 1998, Bednorz 2003).

Genetiske undersøgelser

Blomsterne er ved anlæggelse indrettet til fremmedbestøvning udført af insekter, men adskillelsen (rostellum) mellem pollensækkene og griflen visner. Griffelstøtten, som pollensækkene sidder på, bøjer sig ned mod griflen, så pollen overføres hertil med selvbestøvning til følge (Hagerup 1941). Regnvand er med til at fremme selvbestøvningsprocessen (Catling 1980).

Genetiske undersøgelser har vist, at sammensætning af individernes arvemasse i fire bestande (Vandplasken og Nørlev, der ligger i klitlavninger, samt Urup Dam og Helnæs, der er kær af indenlandstypen) er meget ens for de genetiske markører, der blev anvendt. Det gælder både blandt individerne i en bestand og de fire bestande imellem (Andersen m.fl. 2005). Dette bekræfter, at selvbestøvning er fremherskende i bestandene, og der er næppe grund til at antage, at de øvrige danske bestande af Mygblomst skulle fravige dette genetiske mønster.

Den genetiske ensartethed hos de danske bestande af Mygblomst bevirker, at der produceres afkom med samme gensammensætning og dermed genetiske egenskaber som moderplanterne. En følge er, at en bestand af Mygblomst hurtigt kan ekspandere, når de rigtige klimatiske, økologiske og fysiske forhold forekommer på levestederne. På tilsvarende måde kan bestanden hurtigt decimeres, når en enkelt levestedsparameter, eksempelvis sommervandstandshøjden, ændrer sig i en ugunstig retning. Med andre ord bevirker den snævre genpulje hos den samlede danske bestand af Mygblomst, at artens økologiske krav til voksestederne er meget snævre. Når de økologiske forhold ændrer sig , fluktuerer antallet af individer meget over tid. Ved de engelske og franske undersøgelser af Mygblomst er der påvist genetiske forskelle mellem populationer, der vokser i klitlavninger i det sydlige Wales og på Bretagne og indenlandske rigkær fra East Anglia i England og Nordfrankrig, mens der ikke kunne påvises genetisk variation mellem individerne i henholdsvis klitlavningerne og de indenlandske rigkær (Pillon m.fl. 2006). Individerne fra de walisiske og franske klitlavninger har mere brede, ovale blade, der minder om bladene hos Ægbladet Fliglæbe (*Neottia ovata*), og er blevet beskrevet som var. *ovata* Ridd. ex Godfery, men glidende overgange til hovedvarieteten eksisterer (Jones 1998, Pillon m.fl. 2006). Var. *ovata* er ikke påvist på de danske voksesteder for Mygblomst.

Genetisk udveksling

Det danske landareal er med sine ca. 43.000 km² af beskeden størrelse sammenlignet med mange af de omgivende lande. Med kendskabet til de betydelige afstande, som mange spredningsenheder herunder ikke mindst orkidéfrø, der som bekendt er planterigets mindste, er i stand til at tilbagelægge, er der derfor ikke nok at betragte de danske bestande isoleret. Her må afstande til bestande i nabolandene i første række Sverige og Tyskland tages i betragtning, når Mygblomst spredningspotentiale og bevaringsmuligheder skal vurderes.
De nærmeste Mygblomst-bestande forekommer i Skåne bl.a. på Kullen og ved Norra Åsum (Mattiasson 2000) og på Rügen (Kutscher 1997). De skånske lokaliteter og voksestedet på Rügen ligger henholdsvis omkring 60-80 km øst og ca. 200 km sydøst for de nærmeste danske bestande, hvorfor en genetisk udveksling med disse bestande bestemt er mulig. Biblomst (*Ophrys apifera*) blev fundet første gang ved Horsens i 2004 (Petersen & Høyer-Nielsen 2005). De nærmeste bestande forekommer i Niedersachen omkring 400 km syd for den danske bestand (Garve 1994). Den danske bestand af Biblomst ved Horsens kan meget vel være en aflægger af de niedersachiske bestande, men dette er ikke blevet efterprøvet.

Bevaring

I en tidligere artikel i Flora og Fauna (Wind 2002) konstaterede jeg, at Mygblomst siden år 1800 var forsvundet med en hastighed på i snit 5 lokaliteter per 10 år. Tilbagegangen i antallet af lokaliteter med Mygblomst synes at være blevet bremset, for arten er ikke forsvundet fra nogen voksesteder siden årtusindskiftet. Tilbagegangen i individantallet er tilsyneladende også bremset, selv om de enkelte bestande vise store udsving fra år til år. Hertil kommer, at Mygblomst er blevet genopdaget på nogle gammelkendte voksesteder, og at nye bestande af arten er blevet opdaget i nogle tilfælde på steder, hvor den ikke har været fundet før.

Men hvilke krav stiller Mygblomst til dens voksesteder? Det ved vi meget lidt om, så vurderingerne af dens levestedskrav bygger på detailkendskab til Mygblomsts fordeling på voksestederne (jf. Figur 11-14) og den bedste tolkning af denne fordeling. Denne viden er blevet udmøntet i en teknisk anvisning til kortlægning af levestederne for Mygblomst (Søgaard m.fl. 2009) til brug for NOVANA overvågningen, hvor der er beskrevet nogle parametre, der er lette at iagttage i felten, mens som er svære at

kvantificere. Der er derfor ikke indsamlet oplysninger om jordbunds- og vandstandsforhold, da de kræver et efterfølgende tidskrævende analysearbejde.

Bedømt på levestedsparametrene indsamlet ved NOVANA overvågningen synes samspillet mellem de økologiske forhold på nogle lokaliteter at opfylde Mygblomsts levestedskrav om et lysåbent, lavtvoksende vegetationsdække på kalkblandet mineraljord med en vandstand i sommerperioden i rodzonen. Samtidig skal levestederne ligge fjernt fra dyrkede arealer adskilt af en buffer-zone. På andre lokaliteter er driften for ekstensiv bl.a. med et for lavt eller manglende græsningstryk med lukning af vegetationsdækket og opvækst af vedplanter til følge, ligesom afstanden fra dyrkede arealer er for kort til en effektiv beskyttelse af bestandene af Mygblomst. Hertil kommer, at omfang og effekt af luftbårne påvirkninger som kvælstofnedfald på Mygblomst-bestandenes livsvilkår er ukendt.

Med andre ord har bestandene mulighed for at ekspandere, hvis Mygblomsts levestedskrav er opfyldte. Mygblomsts generative spredningsstrategi gør, at arten har potentiale for hurtigt at kunne sprede sig til og etablere sig på velegnede levesteder, hvis ikke omgivelsernes påvirkninger besværliggør eller umuliggør dette. Vanskelige spredningsforhold kan være årsagen til, at der ikke er registreret individer af Mygblomst på nogle af de ca. 20 potentielle lokaliteter, der har været overvåget i forbindelse med NOVANA-programmet. De potentielle lokaliteter er som nævnt udvalgt blandt de lokaliteter, hvor Mygblomst har været fundet i nyere tid dvs. inden for de seneste 30 år. Andre grunde kan være oversethed, da individerne kan være ganske små, eller at individerne ikke sætter overjordiske skud til det år, lokaliteten besøges.

Stop af udsivende, kalkholdigt grundvand og udvaskning kalkholdige forbindelser fra jordbunden samt ophobning af dødt plantemateriale og tilgroning med højtvoksende urter og vedplanter er faktorer, der hæmmer Mygblomsts etablering på potentielle voksesteder. Dette kan modvirkes ved ekstensiv græsning gerne med kreaturer, der afbider vegetationen og skaber huller i vegetationsdækket ved tramp som beskrevet ovenfor.

En anden mulighed er tørveafskrabning. De få forsøg i Danmark med afskrabning af kærtørv eller førne har kun i beskedent omfang medført en ekspansion af Mygblomst. Et eksempel herpå er Uglestrup Mose ved Borrevejle Vig, hvor Mygblomst har vokset i mellem 1888 og 1923 (Wind 2002). Trods en omfattende afskrabning af overjord til grundvandsdybde i 1985 kunne Christiansen og Moeslund (1989) ikke konstateret en væsentlig forbedring af naturtilstanden på det afskrabede område. Men måske har tidshorisonten været for kort. Mygblomst blev observeret i 1980 i 10.000 vis på blotlagt mineraljord i Holmegårds Mose på et sted, hvor der blev skrabet tørv under sidste Verdenskrig (A. Hansen, pers.meddl. 1987). Så det er oplagt at forsøge denne fremgangsmåde, der også har forøget antallet af individer i Horsensbestanden af Biblomst.

En tredje fremgangsmåde er høslæt og fjernelse af det afslåede plantemateriale fra kærområderne, hvor Mygblomst vokser. Dette er praktiseret i Syddjurs Kommune, hvor kommunen i en årrække har været initiativtager til at iværksætte et sensommerslæt på Mygblomsts voksested ved Tved, og af det tidligere Nordjyllands Amt i Hadsund kæret for at holde tagrør i ave. Metoden egner sig bedst på voksesteder med etablerede bestande af Mygblomst, da den kun i mindre omfang medfører åbning af vegetationsdækket og dermed blotlagt jordbund, hvor nye individer kan spire. En fjerde mulighed er at variere græsningstrykket over tid, som det tidligere Fyns Amt har praktiseret med succes i visse år i Urup Dam (se Figur 7) i samarbejde med lodsejeren (Vinther 2000).

Konklusion

Mygblomsts vagabonderende levevis og store udsving i bestandsstørrelse på de enkelte lokaliteter kan forklares med bestandsregulerende mekanismer, der ofte indebærer et stort tab af unge ét-bladede individer og den snævre genpulje, der er et udslag af den udbredte selvbestøvning og mangel på genetisk fornyelse fra bestande i nabolandene, hvor Mygblomst også er trængt.

Den voldsomme tilbagegang i antallet af Mygblomst-bestande er bremset, og arten er begyndt at ekspandere til egnede levesteder enten i nærheden af ældre bestande eller til nye levesteder. Bestandsoptællingerne vidner om store udsving på grund af tabet af unge individer, hvilket der er mange eksempler på blandt andre planter og dyr med stor ungedødelighed. Dette kan tolkes som, at de bedst egnede individer overlever, mens de dårligt tilpassede går til grunde. Kortlægning af individernes fordeling og optælling af antal i tællefelterne er derfor nødvendig for fortsat at få et mere detaljeret billede af bestandens fordeling og udnyttelse af levestedet for at kunne vurdere de enkelte bestandes overlevelsesevne og spredningsmuligheder.

En rigelig frøproduktion sikrer, at der er et stort rekrutteringsgrundlag, og at Mygblomst har et stort spredningspotentiale, når de rigtige betingelser for fremspiring opstår. Det er derfor vigtigt, at opretholde dynamik på Mygblomsts nuværende levesteder. Det kan ske ved kontinuerlig og varieret afgræsning eller høslæt med fjernelse af det afslåede. Variationen i afgræsning kan bestå i et varieret græsningstryk og en forskellig græsningsperiode. Erfaringerne fra Urup Dam på Fyn, viser, at dyrene ved en afgræsning i vinterhalvåret roder jordbunden op og skaber huller i vegetationsdækket, så mulighederne for frøenes spiring fremmes. Dynamikken skal således sikres både på de nuværende og de potentielle levesteder, hvis arten skal opnå gunstig bevaringsstatus i Danmark og dermed kan blive kategoriseret som ikke truet, LC, på Den danske Rødliste.

TAK
Tak til: Boris Assyov, Bulgarien, og Normunds Trakais, Letland, for oplysninger om rødlistestatus i deres respektive områder samt til de mange overvågere af Mygblomst på de danske voksesteder. Også en tak til Jesper Moeslund for kortet over Mygblomst voksesteder i Danmark samt til fagreferenten for mange konstruktive kommentarer.

CITTERET LITTERATUR

Balevičius K & Ladyga A (red) 1992: Lietuvos raudonoji knyga [The Red Data Book of Lithuania]. - Lithuanian Department of Environmental Conservancy, Vilnius.

Bednorz L 2003: Population dynamics of Liparis loeselii (L.) L.C. Rich. In the nature reserve 'Mielno' – some results from a 8 year study. – http://www.ejpau.media.pl/volume6/issue2/biology/art-06.html.

Bilz M Kell SP Maxted N & Lansdown RV 2011: European Red List of Vascular Plants. – Luxembourg: Publication office of the European Union. http://www.iucn.org/about/union/secretariat/offices/europe/resources/publications/?uNewsID=8644.

Catling PM 1980: Rain-assisted autogamy in Liparis loeselii (L.) LC Rich. (Orchidaceae). – Bulletin of the Torrey Botanical Club: 525-529.

Cheffings CM & Farrell L (red) 2005: Species Status. No. 7. The Vascular Plant Red Data List for Great Britain. - http://jncc.defra.gov.uk/pdf/pub05_speciesstatus-vpredlist3_web.pdf.

Christiansen SG & Moeslund S 1989: Botanisk overvågning i hovedstadsregionen 1982-1989. - Hovedstadsrådet. København.

Conti F Manzi A & Pedrotti F 1997: Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia. - WWF, Associazione Italiana per il World Wildlife Fund, in collaboration with the Società Botanica Italiana, Camerino.

De Minister van Landbouw, Natuur en Voedskwaliteit 2009: TRCJZ/2004/5727, houdende vaststelling van rode lijsten flora en fauna. - http://www.google.dk/url?sa=t&rct=j&q=rode%20lijst%20planten&source=web&cd=6&cad=rja&sqi=2&ved=0CFYQFjAF&url=http%3A%2F%2Fwww.minlnv.nl%2Fcdlpub%2Fservlet%2FCDLServlet%3Fp_file_id%3D16165&ei=TVr5UKTRIafl4QSE2oAg&usg=AFQjCNEL9dC6jHa3YRSR9un35U3tW_xsCw&bvm=bv.41248874,d.bGE.

Dihogu G & Negrean G 2009: Cartea roşie a plantelor vasculare din România. (Red book of vascular plants of Romania). – Academia Românâ. Institutel de Biologie Bucureşti. Bucarest.

Feráková V Maglocký Š & Marhold K 2001: Červený zoznam papradorastov a semenných rastlín Slovenska (Red list of ferns and flowering plants of Slovakia). – In: Balaž D Marhold K & Urban P: Červený zoznam rastlín živočíchov Slovenska. Ochrana prírody 20. Supplement. http://www.fpv.umb.sk/bioeko/docs/Franc_RL_Sk.pdf.

Garve E 1994: Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-1992. 1 + 2. Teil. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 30/2. Nidersächsisches Landesamt für Ökologie.

Gergely K 2007: Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. Red list of the vascular flora of Hungary. http://www.termeszetvedelem.hu/_user/downloads/vedett_fajok/Red%20List_final%20version.pdf.

Grulich V 2012: Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – Preslia 84: 631-645. http://www.preslia.cz/P123GrulichAppendix.pdf.

Gärdenfors U (red) 2010: Rödlistade arter i Sverige 2010. – ArtDatabanken. Uppsala.

Hagerup O 1941: Bestøvningen hos Liparis og Malaxis. – Bot. Tidsskr. 45: 396-402.

Hendoux F 2010: Plan national d'actions en faveur du Liparis de Loesel Liparis loeselii 2010-2014 - http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/PNA_Liparis_loeselii_2010-2014-2.pdf.

Hultén E & Fries M 1986: Atlas of North European vascular plants North of the Tropic Cancer. - Koeltz Scientific Books. Königstein.

Jones PS 1998: Aspects of the population biology of Liparis loeselii (L.) Rich. var. ovata Ridd. ex Godfery (Orchidaceae) in the dune slacks of South Wales, UK. – in: Waite S (red.): Orchid population biology: conservation and challenges. Botanical Journal of the Linnean Society 126: 123-139.

Kazmierczakowa R & Zarzycki K (red) 2001: Polska Czerwona Ksiega Roslin [Polish Red Data Book of Plants], 2 udgave. Pteridophytes and Flowering Plants. - Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.

Kull T 2008: Liparis loeselii (L.) Rich. in eBiodiversity. - http://elurikkus.ut.ee/kirjeldus.php?lang=eng&id=20904&rank=70&id_puu=20904&rank_puu=70.

Kutscher M 1997: Die Orchideen der Insel Rügen. - Ber. Arbeitskrs. Heim. Orchid. 14: 83-101.

Kålås J Viken Å Henrisen S & Skjelseth S 2010: Norsk Rødliste for arter 2010. – Artsdatabanken, Trondheim.

Ludwig G & Schnittler M (red) 1996: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 28.

Mattiasson G 2000: Gulyxne i Skåne 1999. – Lunds Botaniska Förening. Medlemsblad 2000: 24-31.

Milanović D 2012: Liparis loeselii (L.) Rich. – a plant rediscovered in the Balkan peninsula. – Botanica Serbica 36: 85-89.

Moore DM 1980: Liparis. – In: Tutin TG Heywood VH Burges NA Moore DM Valentine DH Walters SM & Webb DA (red.): Flora Europaea. Volume 5. Cambridge.

Moser DM Gygax A Bäumler B Wyler N & Palese R 2002: Rote Liste der fefäahrdeten Arter der Schweiz. Farn- und Blütenpflanzen. Ausgabe 2002. – Bundesamt für Umwelt, Waqld und Landschaft. Bern.

Mrkvicka AC 1990: Neue Beobachtungen zu Samenkeimung und Entwicklung von Liparis loeselii (L.) Rich. – Mitt. Bl. Arbeitskr. Heim. Orch. Baden-Württ. 22: 172-180.

Mrkvicka AC 1992: Kemimung, Entwicklung und Wachstumszyklen von Liparis loeselii (L.) L.C. Rich. am natürlichen Wuchsort. – Die Orchidee 43: 35-36.

Niklfeld, H & Schratt-Ehrendorfer L 1999: Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Bd. 5. Wien, 1999.

Olivier L Galland J-P Nmaurin H & Roux P-P (eds.) 1995: Livre Rouge de la Flore Menacé de France, I. Espéces Prioritaires. 1995. - Museum National d'Histoire Naturelle, Conservatoire Botanique National de Porquerolles & Ministère de l'Environnement, Paris.

Petrova A 2011: Liparis loeselii (L.) Rich. - In: Peev D (red): Red Data Bok of Republic of Bulgaria. Vol. 1. Plants & Fungi. P. 165. IBEI - BAS & MOEW, Sofia.

Phitos P Strid A Snogerup S & Greuter W (red) 1995: The Red Data Book of rare and threatened plants of Greece. - WWF-Greece, Athens.

Pillon Y Qamaruz-Zaman F Fay MF Hendoux F & Piquot Y 2007: Genetic diversity and ecological differentiation in the endangered fen orchid (Liparis loeselii). – Conserv. Genet 8: 177-184.

Rassi P Hyvärinen E Juslén A & Mannerkoski I (eds.) 2010: The 2010 Red List of Finnish Species. – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

Skoberne P 1996: Rdeci seznam ogrozenih praprotnic in semenk Slovenije [Red List of threatened vascular plants in Slovenia]. - http://www.arhiv.mop.gov.si/fileadmin/mop.gov.si/pageuploads/zakonodaja/okolje/ohranjanje_narave/rds_zivali_rastline_priloga.pdf.

Søgaard B Wind P Nygaard B & Ejrnæs R 2009: Teknisk anvisning til kortlægning af levestederne for mygblomst Liparis loeselii. - http://bios.au.dk/fileadmin/Resources/DMU/MYndighedsbetjening/FDC_bio/TeknAnvisn/TA-OP_33_mygblomst__v_1_2_20_5_10.pdf

Vinther E 2000: Registrering og overvågning af moser, strandenge m.v. i Fyns Amt. – URT 24: 61-65.

Wheeler BD Lambley PW & Geeson J 1998: Liparis loeselii (L.) Rich. In eastern England: constraints on distribution and population development. – Botanical Journal of the Linnean Society 126: 141-158.

Wind P 2002: Mygblomst (Liparis loeselii (L.) L.C.M. Richard) – status og bevaring I Danmark. – Flora og Fauna 108: 33-48.

Wind P & Pihl S (red) 2004: Den danske rødliste. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]- http://redlist.dmu.dk (opdateret april 2010).

Zajac A & Zajac M 1997: Distribution atlas of vascular plants protected in Poland. – Jagiellonia University. Cracow.

Naturhistorier fra Danmark: Herluf Winges Ø, Vorsø - nu med ynglende ørnepar

Tekst og illustrationer Jens Gregersen[1]

Ungen på en af sine første flyveture, 27. juni 2013. Den landede i en landevejspoppel ved husene midt på øen, 140 meter fra reden. Den var landet ubekvemt, men hagede sig til grenen i 20 minutter. Herefter fløj den ind til reden.

Vorsø er mest kendt som et urørt naturområde, der i en årrække havde Danmarks største koloni af Mellem-Skarv. I mange år forventede nogle at skarverne, der var forhadte af mange, ville tiltrække havørn. Det er – som denne artikel fortæller – nu sket. Øen blev i 1928 købt af midler fra Herluf Winges Legat, og fra foråret 1929 lå størstedelen af øen i naturtilstand. Landbrugsjorden og skovene måtte ikke røres, de skulle passe sig selv. Jagt ophørte, også al færdsel. Tilbage henlå 15 hektar som forpagteren kunne dyrke som sit udkomme for at passe på øen. For man ønskede ikke at øen skulle være ubeboet. I 1979 opgav man landbrug på øen; så hele øen er i dag et vildnis som stadig fortæller, at naturen hele tiden finder på nye ting som vender op og ned på forventningerne.

De første år i 1930erne henlå Vorsø som et ret kedeligt sted. Der var stadig mange fasaner, men dem ønskede man skudt væk, fordi de ikke naturligt hørte til på øen. Det hjalp nu ikke, først i de senere år er fasanen helt forsvundet, fordi bevoksningerne er blevet for tætte. Rådyr indvandrede i 1980, men er i dag næsten borte på grund af den kraftige tilgroning. Der kom også ræv og grævling. Det betød, at store kolonier af måger og terner forsvandt. Indtil 1940 fandtes en stor hættemågekoloni på Vorsø Kalv og Langøerne som også er en del af reservatet, forsvandt.

Da skarven kom i 1940erne, blev der klaget over antallet allerede få år efter. Det førte til en bekæmpelse som varede helt til 1971. Det skete til trods for, at Vorsø skulle fungere som fristed og videnskabeligt reservat. En af argumenterne mod dette indgreb var, at der måske ville komme en havørn og skarverne ville reduceres. Man havde lige set, at de tiltagende kolonier af måger var forsvundet, da ræven indvandrede.

Der kom ingen havørn dengang i 1950erne. Havørnen var en sky og sjælden fugl, som fandtes med en mindre bestand i de store skov- og søområder i det nordøstlige Tyskland; Meckenburg og Forpommern. Nogle få havørne par havde forsøgt

[1] *Vorsøvej 30, 8700 Horsens. E-mail: vorsoe@mail.tele.dk*

Øverst tv. Ørneparret i en bevoksning af døde birk på Vorsø kalv, 20. december 2013. Øverst th. Ørneparret har jaget dykænder mellem Vorsø og Alrø i Horsens Fjord. De bringer byttet, en ederfugl til Vorsø Kalv, hvor den ædes.

at slå sig ned i Danmark, men de fik aldrig nogen unger, hovedsageligt fordi de blev forstyrret.

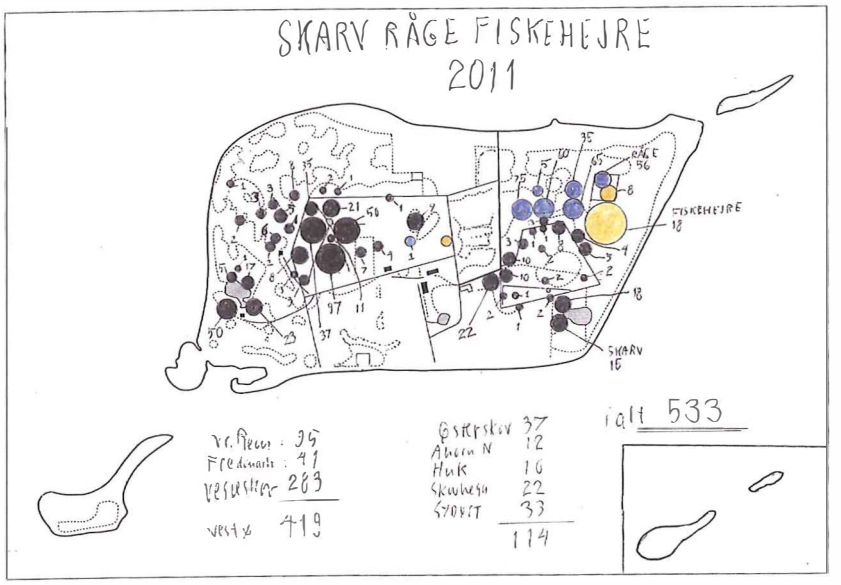
I 1995 kom to par havørne, et på Lolland og et i Sønderjylland. De følgende år steg bestanden; hovedsageligt på Sjælland, men gradvist op langs østkysten af Jylland. Her kommer Vorsø-parret ind i billedet. Ørneparret på Vorsø dukkede op i eftersommeren 2011. De begyndte at bygge rede først i december og i februar 2012 var der æglægning. En unge nåede at blive 20 dage gammel, da den blev dræbt af en krage i et ubevogtet øjeblik. Ørneparret var ungt, og det er meget normalt, at det kan gå galt i første yngleforsøg.

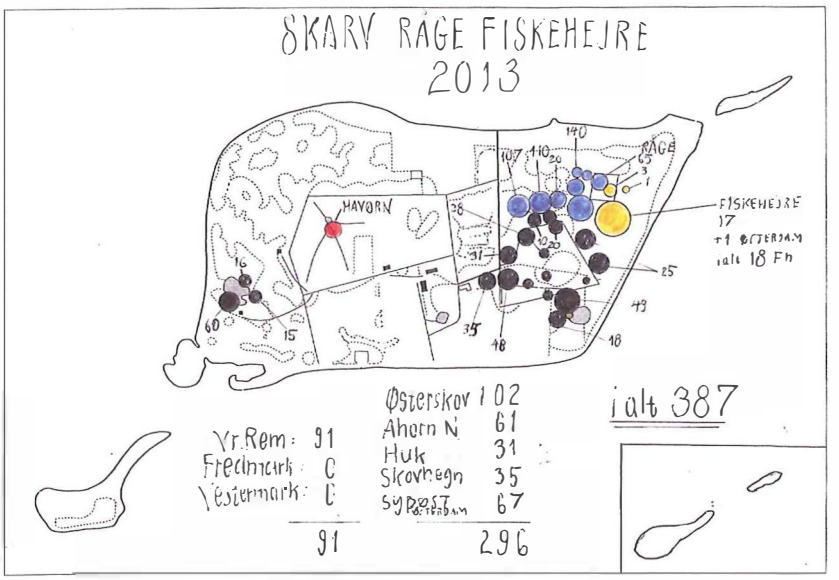
I 2013 gik det bedre. De havde jo en stor god rede, så den blev ikke udbygget. De udforede reden med vissent græs fra kysten, og reden var klar til æglægning midt i februar. Så strengedes vinteren med frost dag og nat. Nogen dage blæste det bistert, men ørnene skiftedes fint med rugningen. Nogle dage hen i april var der kommet unger; to hvide dununger. De blev omhyggeligt fodret med kødstumper fra fugle og fisk.

Den ene unge faldt fra. Det sker hos rovfugle; den ene unge udkonkurrerer den anden. Nu var der én unge, og den voksede fra dag til dag. Den var ikke gammel, da den første gang blev set øve sine dunede vingestumper.

I løbet af maj havde ungen fjerdragt, og vingerne var vokset til rigtige vinger.

Nederst tv. Parring nær reden, 14. februar 2013. Nederst th. Hunnen og ungen, 5. juni 2013.





Øverst: Kort over Vorsø med kolonierne af skarv (sort), fiskehejre (gul) og råge (blå) vist i 2011 (før havørn) og 2013 hvor ørnerede (med rødt) havde været der et år, midt i Vesterskov.

Th. nederst. Ørne-dunungen omkring 10 dage gammel fodres, 16. april 2013.

BOKS 1: VORSØS HISTORIE.
Vorsø er i dag en del af Silkeborg Statsskovdistrikt, under enheden "Søhøjlandet", Naturstyrelsen. Vorsø er kendt for sin historie, som rækker helt tilbage til 1200tallet, da den tilhørte Horsens Kloster. Sidenhen tilhørte den på skift de store herresæder, såsom Boller og Stensballe og Frijsenborg i sin storhedstid. De solgte øen fra i 1920erne. Den nye ejer skilte sig hurtigt af med den igen, ribbet for værdier. Tilbage lå en ø, fattig på natur og til salg for 60.000 kroner.

Forpagteren, som sad på Vorsø, ville gerne have købt øen, men manglede nogle få tusinde kroner som han ikke ville låne i banken. Men der var en anden køber som dukkede op med et kontant beløb. Det var Københavns Universitet som netop havde modtaget en stor sæk penge fra testamentet efter Zoologen Herluf Winge. En mand som ønskede at bruge sine sparepenge til et Fristed til planter og dyr, også de såkaldt skadelige; et sted hvor naturen kunne være sig selv. I efteråret 1928 var øen købt med midler fra Herluf Winges legat og øen med eet forandret.

Den rugende han, 24. februar 2012. Reden blev bygget i løbet af december og januar, helt fra grunden, i en ask midt i Vorsø Vesterskov, omkring en lysning og åben korridor forårsaget af stormfald, hovedsageligt januar 2005.

Efterhånden brugte ungen mere og mere tid på at hoppe og danse i reden med udbredte vinger. Askeskoven sprang ud midt i maj, så det var sværere at se, hvad der forgik med ungen. I juni dækkede løvet for ungen, men af og til kunne den ses oppe i grenene over reden. Den var fuldvoksen midt i juni.

En af ørneungens første flyveture fra reden, gik hen over de to huse på øen, der kun ligger godt 100 meter fra reden. En morgen sidst i juni fløj den hen over gårdspladsen og satte sig i en stor landevejspoppel. Her sad den og kikkede sig omkring i en halv times tid. Så fløj den tilbage til skoven, i retning af reden.

Ved Vorsø Kalv, 31. december 2011, en ræv passerer havørnen med en vis opmærksomhed

I juli blev ungen ofte set ude omkring Vorsø Kalv. Hele sommeren blev ungen ofte set sammen med forældrene. Men den blev også set jage; i oktober hvor anskudte gæs og ænder er et let bytte. Ungen blev set mindre og mindre hen sidst på efteråret, og i december blev den kun set få gange. Ved årsskiftet var ørneparret i fuld gang med at være ved reden igen. Æglægningen skete fra 26. februar og i skrivende stund har der været ruget i tre uger. Havørnen er gået ind i sit 3. år på Vorsø; øen som er skænket af Herluf Winge. Han kæmpede for at skaffe rovfugle og alle de andre

forfulgte et eller flere fristeder, længe inden dette var en statsopgave. Han banede vejen for en ny tankegang, efter en grum tid for ikke mindst havørnen og skarven.

Vorsø var længe meget vigtig for skarven med op til 5000 par i 1991. For havørnen spiller øen nu den særlige rolle, at yngleparret aldrig bliver forstyrret. Det har været nødvendigt at beskytte de ynglende havørne par i deres redeområder, men efter at ørnene ikke længere efterstræbes, er de flere steder blevet mere robuste over for færdsel. I 2013 var der 54 par havørne i Danmark.

Det har været diskuteret, om havørnebestanden påvirker bestanden af skarver. Ørnene kan tage skarver og skarvunger og opholder sig i nogen kolonier som kleptoparasit. De æder de fisk, som skarverne har gylpet op i deres skræk over ørne i kolonien. Dette er ikke set på Vorsø, ej heller at ørnene har jagtet skarver. Da ørneparret slog sig ned i Vorsø Vesterskov, forsvandt alle skarverne fra denne del af øen. De slog sig ned på den østlige del af øen, men antallet var ikke gået markant ned det år. Den store tilbagegang for skarven på Vorsø kan skyldes, at de i højere grad yngler på øer i deres fødeområde i de sydvestlige Kattegat. En landsdækkende tilbagegang skyldes sandsynligvis fødemangel og intensiv beskydning i vinterkvartererne i Frankrig og Schweiz.

På Vorsø er foretaget indgående studier af skarverne siden 1970erne og talrige artikler er publiceret. Nogle af resultaterne er omtalt i bogen Vorsø – et fristed for naturen 2010.

CITTERET LITTERATUR

Brev fra Herluf Winge 1910 til dyrlæge Roar Christensen (276/9)

Halberg K og Gregersen J 2010: Vorsø. - Eigil Holms Forlag.

En af ørnene har taget ophold i nærheden i skarvkolonien og forårsager uro hos skarverne. De flyver omkring i en form for affekt med rejst nakketop og opblæste kinder. Vorsø Østerskov 23. marts 2012.

Ørneungen 23. maj 2013 i en alder af 53 dage. Den øver vinger og er meget synlig i reden.

Ørneungen 2. juli 2013 på strandengen Kalvøerne, sydvest for Vorsø. Den har endnu ikke været ude på længere flyveture.

I Herluf Winges brev til Dyrlæge Christensen 1910 kan man bla læse følgende : "Kjære Dyrlæge Christensen! (, Vesterbrogade 79, V.) De har spurgt mig om min Mening om Deres Fotografier af vilde Fugle. - Som De véd, er det ikke ret mange Aar, siden man opdagede, at det lod sig gjøre at fotografere Fugle i det frie, i deres naturlige Omgivelser ..... Desværre er De kommen for sent til at skaffe os Billeder af en Række af vore skjønneste og mærkeligste Fugle, som i de seneste Aar ere udryddede eller saa godt som udryddede. Hvad vilde man ikke nu give for Billeder af vore forsvundne Skarve-Kolonier eller af vore nu uddøde, eller saa godt som uddøde(inds fra nu), stolteste Flyvere som Glente og Havørn, eller af den Store Hornugle ved Reden eller af Tranen? "

Beregning af fisk i føden hos POLARRÆV (*VULPES LAGOPUS*)

Sussie Pagh[1] tidl. Nielsen SM

I et adfærdsstudie af polarræve på en klippeø i Disko Bugt, Vestgrønland, blev det observeret hvordan rævene fangede levende fisk, og hvordan fisk udgjorde hovedføden for en polarrævefamilie (Nielsen 1991). Rævene søgte føde i vandkanten ved lavvande, og kunne i det tilbageholdte vand mellem klipperne (fjærebassiner) fange fisk som fx Båndet Tangspræl (*Pholis fasciata*), Almindelig Ulk (*Myoxocephalus scorpius*) og Stenbider (*Cyclopterus lumpus*) (Figur 1). Da ekskrementerne fra rævefamilien på klippeøen senere blev indsamlet og analyseret, blev der fundet overraskende få rester af fisk. I andre fødeundersøgelser af Polarræv nævnes fisk ikke som et afgørende fødeemne e. g. Chesemore (1968), Macpherson (1969), Stephenson (1970), Kennedy (1980), Garrott (1983), Hersteinsson (1984), West (1987), Fay & Stephenson (1989), Frafjord (1993).

Når man undersøger indhold af ekskrementer af rovdyr, er øvelsen ud fra det findelte materiale, der er tilbage i ekskrementet efter fordøjelsen, at danne sig et realistisk billede af, hvad rovdyret, og i dette tilfælde ræven, har spist. Nogle fødeemner fx fugleæg og regnorme efterlader meget lidt materiale efter fordøjelsen, mens fugle, pattedyr og fx biller efterlader en del hhv. fjer, hår og kitinskaller i ekskrementet. Der findes allerede omregningsfaktorer for fugle, pattedyr og insekter, men ikke for fisk. Formålet med dette eksperiment var derfor dels at undersøge, om den traditionelle ekskrementanalyse kan medføre en underestimering af fisk som fødekilde for ræve, og dels at vurdere hvor stor omregningsfaktoren er for fisk.

METODE

I november 1992 blev et fodringsforsøg med fire polarræve af den mørke variant arrangeret på Forsøgsfarm Farm Nord, under det daværende Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole. Disse fire ræve blev fodret med fødeemner, som normalt indgik i vilde grønlandske polarræves kost. En ræv (Fox A) blev udelukkende fodret med fugle, en anden (Fox B) blev fodret med en blanding af fisk og fugl, og rævene (Fox C og Fox D) blev udelukkende fodret med fisk.

Rævene blev holdt separat i standardbure til farmræve (0,8 x 1,2 x 0,95 m). Burene havde netbund og var hævet ca. 1 meter over jorden. Ved eksperimentets start blev rævene fodret med hvidt franskbrød i to døgn, og før rævene blev fodret med de naturlige fødeemner (Tabel 1), blev jorden under burene renset for ekskrementer. Metalbakker med små huller (5mm i diameter), som ville opfange ekskrementerne, men lade urin passere igennem, blev skubbet ind under burene. Fødeemnerne blev lagt på en træplade (30x50cm) i buret hos rævene hver morgen kl 9.00. Der blev indsamlet ekskrementprøver fra rævene to gange om dagen kl. 9.00 og kl. 14.00. "Bytterester" dvs. uspiste stykker af kød og ben, som var faldet gennem burets net bund blev lagt tilbage på træpladen. Fjer og benstumper, som blev efterladt af rævene i mere end to døgn blev fjernet fra buret. Ekskrementer og bytterester blev opbevaret i en dybfryser, indtil de blev analyseret. Eksperimentet blev ligeledes afsluttet med at give rævene hvidt brød. Et døgn efter det sidste hvide brød blev givet til rævene og 48 timer efter det sidste naturlige bytte blev givet, blev de sidste ekskrementer og bytterester indsamlet og forsøget blev afsluttet. Ekskrementerne fra det sidste døgn indeholdt kun brød. Bytterester (fra rævenes måltid efter to døgn) blev identificeret og vejet, og den samlede vådvægt af fisk og fugl, som var blevet ædt af rævene, blev beregnet (Tabel 2). Ekskrementprøverne blev visuelt beskrevet og tørret i fire timer ved 110 °C, hvorefter de blev vejet. Herefter blev de vasket gennem en 0,6 mm sigte, tørret og vejet igen. Indholdet af ekskrementerne blev identificeret under stereolup eller mikroskop og volumen af fødeemnerne blev estimeret til nærmeste 5% af den totale volumen. Denne procentdel blev senere brugt til at estimere tørvægten af fugle- og fiskerester i ekskrementerne. Omregningsfaktoren "C- factoren" dvs det tal, som multipliceret med vægten af det ufordøjede fødeemne (uf) giver vægten af det bytte (B), som ræven har spist (*C-faktoren x uf= B* . C-faktoren for fugl og fisk blev beregnet og angives i tabel 2.

RESULTATER

Med undtagelse af det seje skind fra Stenbider (*Cyclopterus lumpus*), blev den fisk som polarrævene fik tilbudt, næsten ædt fuldstændigt. Anderledes var det med fugle, hvor især vingerne, brystben (sternum) og en del fjer og dun blev efterladt (Tabel 2). Ekskrementerne fra ræve, som havde spist fugl eller fisk var forskellige. Ekskrementer fra rævene A og B, som havde spist fugl var mørkt brunlige og faste, og blev holdt sammen af fuglefjer. Ekskrementer

Estimating fish in the food of Arctic Foxes (*Vulpes lagopus*).
Live-caught fish were observed to be an important food source for the arctic foxes in West Greenland. Scat analysis, however, of foxes in the same area, showed few or no signs of fish meals. To reveal if traditional scat analysis techniques can lead to an underestimation of the importance of fish as a food source for Arctic Foxes, four farmed Arctic Foxes were in a feeding experiment fed with natural food items from Greenland including fish. The experiment showed that fish were almost entirely eaten and digested by the foxes. Fish remains will therefore rarely be found at fox dens and it is difficult to detect in scats. In addition scats from foxes fed with fish seemed more fragile and whitish in coloration, and may therefore be rejected as old by the scientist in the field. The conversion factor for fish was estimated to be at minimum 1400, which is high in comparison with conversion factors for other food items found in comparable studies. The conversion factor for bird was found to be in the range of 66 to 97. The conclusion is that fish as a food scource for foxes, may be considerably underestimated in traditional scat analyses.

Key-words: Arctic Foxes (*Vulpes lagopus*), conversion factor for fish, fox food, scat analysis

[1]*Afd. for Uddannelse og Rådgivning. Danmarks Jægerforbund, Molsvej 34, 8410 Rønde. E-mail: sup@jaegerne.dk*

Figur 1. Polarræve fra Disko Bugt søger føde mellem tang og i klippebassinger. *Arctic Foxes in the Disko Bay area searching for food in rock pools.*

fra ræve, som kun havde spist fisk (Ræv C og D) var ofte hvidlige og gik let itu.

Tørvægten af ekskrementer, i forhold til den mængde føde, som ræven havde indtaget, var dobbelt så stor for ræve, der havde spist fugl (Fox A og B), som for rævene (Fox C og D), som kun havde fået fisk (Tabel 2). Ekskrementerne indeholdt, udover føderester fra fugl og fisk, også hår fra rævene selv, småsten, sand, plantemateriale og tang, som stammede fra maverne fra de fugle og fisk rævene havde spist dvs. "sekundære fødeemner". Desuden en del fint slam (materiale fra fordøjelsen, som er så findelt, at man ikke kan se, hvilket fødeemne det stammer fra), som forsvandt ved sigtning af ekskrementerne. Mængden af de sekundære fødeemner, sand og småsten varierede meget. De udgjorde i gennemsnit 90% af ekskrementer, som kom fra rævene, som kun havde spist fisk, og 35% af materialet fra rævene, som havde spist fugl. I ekskrementerne fra ræve, som havde spist fugl, var der en del knoglestumper og fjer, som kunne identificeres som rester fra fugl. I ekskrementer fra ræve, som havde spist fisk, var det eneste vidnesbyrd om fiskemåltidet få rester af fiskeben (let gennemsigtige knogler) og øjenlkugler fra fiskene. Af de 16 prøver, som blev samlet fra rævene som udelukkende havde fået fisk (Fox C og D), indeholdt fire prøver intet, som kunne identificeres som rester af fisk.

Fordøjelsesgraden var langt højere for fisk end for fugl (Tabel 2). Efter sigtningen af prøverne, hvor slam og andet findelt materiale blev sigtet fra, var der signifikant forskel på gennemsnitsvægten af indholdet, som stammede fra rævene, som havde fået både fugl og fisk gn. 2,3 g (SD±3,1) og prøverne fra ræve, som kun havde fået fisk gn. 0,53 g (SD±0,5), t=2,24, p<0,003, df=35).

Omregningsfaktoren for fugl (ved ekskrementer i tørvægt) blev beregnet til at være 97 and 66 hhv. for Fox A og B (Tabel 2). Omregningsfaktoren for fisk ved brug af tørvægt er 1417 for Fox B, som havde fået en blanding af fugl og fisk og 3620 og 3222 hhv. for Fox C og D, som kun havde fået fisk. Ekskrementer taber gennemsnitlig 40% af deres vægt ved tørring. I denne undersøgelse ligger omregningsfaktorerne til brug for vådvægt af ekskrementer derfor mellem 47 og 69 for fugl og omkring 1011 for fisk.

DISKUSSION

Den store forskel i omregningsfaktor for fisk fra ræven Fox B, som har fået en blanding af fugl og fisk og rævene (Fox C og D), som kun fik fisk, kan være metodisk begrundet. Da vægten af fisk er estimeret ud fra ekskrementprøvernes vægt, vil vægten af fisk, have en tendens til at blive overestimeret, hvis en prøve vejer forholdsvis meget. Ekskrementprøverne fra rævene A og B, som havde fået både fugl og fisk, vejede i forhold til rævenes fødeindtag ca. dobbelt så meget som ekskrementprøverne fra rævene C og D, som kun havde fået fisk. Desuden kan det være vanskeligt, at finde meget små fiskeben i prøver, som er fyldt med fjer og andet materiale. Da ræve i naturen spiser blandet kost, er den mest realistiske omregningsfaktor formentlig alligevel omkring 1400. C-faktorerne for fugl, beregnet fra Fox A og B, ligger tæt på C-faktorer (til tørvægt af ekskrement) angivet for fugl for Rødræv (*Vulpes vulpes*) angivet i Reynolds & Aebischer (1991) til at være mellem (45 – 81).

Der blev ikke fundet otolitter (øresten fra fisk) i ekskrementerne fra farmrævene. Otolitter blev ellers fundet i ekskrementer hos vilde grønlandske ræve (Pagh 2014). Forklaringen kan være at otolitter kan hænge fast i tarmen hos rævene i længere tid. Dette er kendt fra fødeundersøgelser af sæler (Härkönen 1986).

I fødeundersøgelsen foretaget af Polarræv på Island finder Hersteinsson (1984) også skind af Stenbider ved polarrævegravene og ganske få fiskeben i ekskrementerne. Hersteinsson (1984) diskuterer i sin fødeundersøgelse muligheden for at fisk fordøjes næsten fuldstændig.

Fodringsforsøget viser, at man med de traditionelle ekskrementanalysemetoder uden en omregningsfaktor, vil undervurderer fisk som fødekilde for kystlevende ræve fordi:

1. Ræve stort set ingen rester efterlader, når de har spist en fisk. Man kan derfor ikke finde fisk som bytterester ved gravene.
2. Fisk fordøjes næsten fuldstændigt og efterlader ingen eller meget få rester i ekskrementerne, som vidner om, at ræven har spist fisk.
3. Ekskrementer med stort indhold af fisk vil formentlig i felten under påvirking af vind og vejr hurtigere gå i opløsning end ekskre-

Tabel 1. Foderplan med vægt af fødeemner som rævene fik tilbudt. *Feeding schedule and weight of items given to the foxes.*

Day	Fox A	Fox B	Fox C	Fox D
1	Brød/ *Bread*	Brød/*Bread*	Brød/ *Bread*	Brød/ *Bread*
2	Brød/ *Bread*	Brød/*Bread*	Brød/ *Bread*	Brød/ *Bread*
3	Rype (*Lagopus mutus*) (535g) .	Rype (450g).	Grønlandsk Torsk (*Gadus ogac*) (1100g). *Cod.*	Grønlandsk Torsk (*Gadus ogac*) (1221g). *Cod.*
4	Snespurv (*Plectrophenax nivalis*) (36g).	Almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpius*) + Lodde (*Mallotus villosus*) (170g) + Laplandsværling (Calcarius lapponicus (juv.)) (16g)	Almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpus*) + Bådet tangsprøl (*Pholis fasciatus*)(166g)	Almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpus*) (n=2) + Nordlig tobis (*Ammodytes dubius*) (197g)
5	*Polarlomvie (*Uria lomvia*) (1081g).	Polarlomvie (*Uria lomvia*) (1072g)	Lodde (*Mallotus villosus*) (n=14) (580g)	*Lodde* (*Mallotus villosus*) (n=15) (485g)
6	Brød/*Bread*	Brød/*Bread*	Brød/*Bread*	Brød/*Bread*
Vægt af fugl/*Weight of bird items*	1652g	1538g	-	-
Vægt af fisk/Weight of fish items	-	170g	1846g	1903g
Totalvægt af bytte/*Total weight of items*	571	1708g	1846g	1903g

Tabel 2. Bytterester, vægt af byte og ekskrementer samt den estimerede C-faktor for fugl og fisk. *Leftovers, weights of items and scats, together with estimated C-factors for bird and fish.*

	Fox A	Fox B	Fox C	Fox D
Uspiste bytterest *Uneaten prey remains*	Rype: fod, fjer, hoved, en vinge, brystben. *Ptarmigan foot, feathers, head, one wing, sternum.* Snespurv fjer og vinger. *Snow Bunting feathers and wings.*	Rype vinger, fjer, brystben, stykker af tarm. *Ptarmigan wings, feathers, sternum, pieces of gut.* Polarlomvie, vinge, fjer, brystben, onskeben. *Brünnich's Guillemot wing, feathers, sternum, furcula, bill.*	Fiskeben. *Fish bones*	Fiskeben. *Fish bones*
Totalvægt (g) af bytterester *Total weight (g) of leftovers*	1207	215	7	2
Vægt (g) af fugl. *Weight of bird*	571	1708	–	–
Vægt (g) af fisk. *Weight (g) of fish*		170	1846	1903
Samlet torvægt af ekskrementer. *Total dry weight (g) of scats.*	21,31	77,93	54,46	32,75
Torvægt (g) af ekskrementer i forhold til fodeindtag. *Dry weight of scats in relation to prey eaten.*	4,79	5,22	2,96	1,72
Estimeret vægt (g) af fugl. *Estimated weight (g) of bird.*		25,75		–
Omregningsfaktor for fugl til torvægt (vådvægt). *C-factor for bird for dry weight (wet weight)*	97 (70)	66 (47)	–	–
Estimeret vægt (g) af fisk. Estimated weight (g) of fish		0,12	0,51	0,59
Omregningsfaktor for fisk (torvægt/vådvægt). *C-factor for fish for dry weight (wet weight)*	–	1416 (1011)	3605 (2585)	3228 (2304)

menter med andre fødeemner, da de indeholder en del fint slam og småsten.

4. Ekskrementer med stor andel af fisk vil kunne forekommer hvidlige og ligne blegede og gamle ekskrementer. Det kan betyde, at forskere er mindre tilbøjelige til at indsamle dem i felten.

Den samlede mængde ekskrementer (tørvægt 186 g) fra de fire forsøgsræve svarer til mellem 60 og 90 ekskrementer fundet i naturen (tørvægt af et polarræveekskrement ligger normalt mellem 2,0-3g). Det var imidlertid ikke praktisk muligt, at skelne det ene ekskrement fra det andet ved indsamlingerne. Derfor er statistikken baseret på antal indsamlingsgange og ikke antal ekskrementer. Det statistiske grundlag er derfor beskedent, trods materialets størrelse. Resultatet vise imidlertid tydeligt, at man ikke får et realistisk billede af, hvor meget fisk ræve æder gennem traditionelle ekskrementanalyser.

En anden mulighed for at bestemme fiskeindhold i rævenes føde er isotopanalyser eller DNA-analyser af ekskrementerne. Med disse analyser vil man lettere kunne identificere fisk i ekskrementet, dog vil der også her være brug for en omregningsfaktor, som kan kvantificere indholdet af fisk, da fisk åbenbart fordøjes mere effektivt end andre fødeemner.

TAK

Tak til Vivi Pedersen, Forsøgsfarm Nord, hvor jeg fik lov at låne fire Polarræve og tak for nyttige kommentarer til manuskriptet fra Ole Frimer, Hans Baagøe og afdøde Páll Hersteinsson. Studiet af de grønlandske Polarræve var støttet af Kommissionen for Videnskabelige Undersøgelser i Grønland (J.nr.5.111/40 0.234-91) og Carlsbergfondet (Ans. 91-0355/20)

CITERET LITTERATUR

Chesemore DL 1968: Notes on the food habits of Arctic foxes in northern Alaska. - Can. J. of Zool. 46: 1127-1130.

Fay FH & Stephenson RO 1989: Annual, seasonal, and habitat-related variation in feeding habits of the arctic fox (*Alopex lagopus)* on St. Lawrence Island, Bering Sea.- Can. J. of Zool. 67: 1986-1994.

Frafjord K 1993: Food Habits of Arctic Foxes (*Alopex lagopus*) on the Western Coast of Svalbard. -Arctic 46(1): 49-54.

Garrott RA 1983: Summer food habits of juvenile Arctic foxes in Northern Alaska. - J. of Wildl. Mgmt 47(2): 540-544.

Hersteinsson P 1984: Behavioural Ecology of the Arctic fox in Iceland. - Ph.D.thesis. University of Oxford.

Härkönen T 1986: Guide to the otolithes of the bony fishes of the Northeast Atlantic.- Danbiu ApS, Hellerup, Denmark.

Kennedy AJ 1980: Site Variation in Summer Foods of Arctic Fox, Prince of Wales Island, Northwest Territories. Arctic 33(2): 366-368.

Macpherson AH 1969: The dynamics of Canadian Arctic fox populations.- Canadian Wildlife Service Report Series 8. Ottawa: Canadian Wildlife Service.

Nielsen SM 1991: Fishing Arctic Foxes *Alopex lagopus* on a rocky island in West Greenland. - Polar Research 9: 211-213.

Pagh S 2014: Sommerføde hos polrræve (Vulpes lagopus) i kyst-og indlandspmråder i Disko Bugt, Vestgrønland.- Flora og Fauna 119 (3+4): 123-137.

Reynolds JC & Aebischer NJ 1991: Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. - Mamal Rev. 21(3): 97-122.

Stephenson RO 1970: A study of the summer food habits of the Arctic fox on St. Lawrence Island, Alaska. - M.Sc.thesis, University of Alaska, Fairbanks.

West, EW 1987: Food habits of Aleutian Island Arctic Foxes. - The Murrelet 68, 33-38.

Sommerføde hos POLARRÆVE (*VULPES LAGOPUS*) i kyst- og indlandsområder i Disko Bugt, Vestgrønland

Sussie Pagh[1] tidl. Nielsen SM

Polarræve lever i de arktiske tundraområder og ved kysterne i Nordamerika, Grønland, Skandinavien og Rusland. I tundraområderne udgør hvidræv (Boks 1) mere end 99 % af Polarræv-populationen, mens blåræv er mest almindelige langs kyster og på øer (Hersteinsson & Macdonald 1982; Vibe 1990). Langs Grønlands vestkyst er både blåræv og hvidræv almindelige, mens de fleste polarræve i Nordøstgrønland er hvidræv (Vibe 1990).

Tidligere undersøgelser af polarræves føde viser, at de i tundraområder hovedsageligt lever af smågnavere, især af lemminger (*Lemmus* og *Dicrostonyx* spp.) (e.g., Zetterberg 1945; Sdobnikov 1958; Pedersen 1959; Chesemore 1968; Macpherson 1969; Smits et al. 1989; Angerbjörn et al. 1999). Lemminger er kendt for store populationssvingninger, som topper hvert 3-5 år. I de år, hvor lemmingebestanden er i top ("lemmingeår") opfostres særligt mange polarrævehvalpe (e.g. Angerbjörn et al. 1999; Tannerfeldt & Angerbjörn 1998; Gilg et al. 2006). I områder, hvor der ikke er lemminger, fx i Vestgrønland, på Svalbard og Island lever polarrævene af Rype (*Lagopus muta*), havfugle, fisk, krebsdyr og kadavere af Rensdyr (*Rangifer tarandus*), får (Ovis aries) og sæler (Hersteinsson 1984; Birks & Penford 1990; Prestrud 1992; Frafjord 1993; Hersteinsson & Macdonald 1996; Kapel 1999; Dalerum 2000, Eide et al. 2005, Pagh & Hersteinsson 2008).

Der er tidligere publiceret fire fødeundersøgelser af Polarræv i Grønland, heraf tre i Vestgrønland (Birks & Penford 1990, Nielsen 1990; Pagh & Hersteinsson 2008) og en fra Karupelv Valley, Østgrønland (Dalerum & Angerbjörn 2000) I Vestgrønland er der foretaget to vinterfødeundersøgelser af maveindhold fra nedlagte ræve (Kapel 1999; Pagh & Hersteinsson 2008), og en sommerundersøgelse via ekskrementanalyse af polarræve i et indlandsområde lidt nord for Kangerlussuaq/Søndre Strømfjord (Birks & Penford 1990). Disse fødeundersøgelser viser stor variation i grønlandske polarræves føde alt efter levested.

Undersøgelsen af Pagh & Hersteinsson (2008) viste desuden, at blåræve i Disko Bugt området havde mere fisk i maverne end hvidrævene, og at hvidræve i området generelt var unge ræve i deres første år, mens halvdelen af blårævene var mere end fire år gamle og op til 11 år gamle. På baggrund af disse resultater blev det anset for sandsynligt, at hvidrævene stammede fra andre områder end blårævene, og at mange af hvidrævene forsvandt fra området igen. Hvidrævene kommer muligvis helt fra Canada, som foreslået af Bræstrup (1941) og Vibe (1967) i hypotesen om vandrende lemmingræve (boks 2), men de kunne også stamme fra andre områder af Grønland.

Polarræve er rent fysisk er i stand til at vandre fra tundraområder med lemminger i Alaska og Canada til Grønland (Boks 2). Genetiske studier viser, at der er forbindelse mellem Polarræv-bestandene i arktiske egne rundt om polarcirklen, og at det tyder på, at der især sker udvandringer af polarræve fra områder med lemminger (Dalén et al. 2005; Norén 2011). Alligevel tyder genetiske studier af grønlandske ræve på, at hvidræve og blåræve i Grønland ikke tilhører forskellige genetiske populationer (Meinke et al. 2001). Det betyder enten, at der ikke kommer tilstrækkelig med ræve fra arktisk Nordamerika til Grønland, til at de påvirker den grønlandske bestand genetisk, eller også at de hvidræve, som kommer over isen fra Alaska og Canada, dør eller vender tilbage til deres oprindelige levested, når foråret nærmer sig.

Hvis Vestgrønland rummer så forskellige områder, at polarrævene lever af væsentlig forskellig føde, kan de svingninger som Bræstrup (1941) og Vibe (1967) observerede i fangststatistikkerne være forårsaget af svingninger i fødegrundlaget i disse forskellige habitater. På Island fandt Hersteinsson (1989), at der var en positiv sammenhæng mellem antallet af hvide ræve i bestanden "hvidprocenten" (se boks 2) og snedække, som var størst i indlandet. Hvis hvidprocenten i nogle områder af Grønland er særlig høj kan fluktuationer i antallet af hvidræve og blåræve ske uafhængigt af hinanden og være resultatet af særlige gunstige fødevilkår i de områder af Grønland, hvor hvidprocenten enten er lav eller høj.

Formålet med denne undersøgelse var dels at undersøge polarrævenes sommerføde i Disko Bugt, Vestgrønland, dels at undersøge, hvor stor forskel der er på føden hos polarræve, som lever ved kysten og polarræve, som lever i dybe dale.

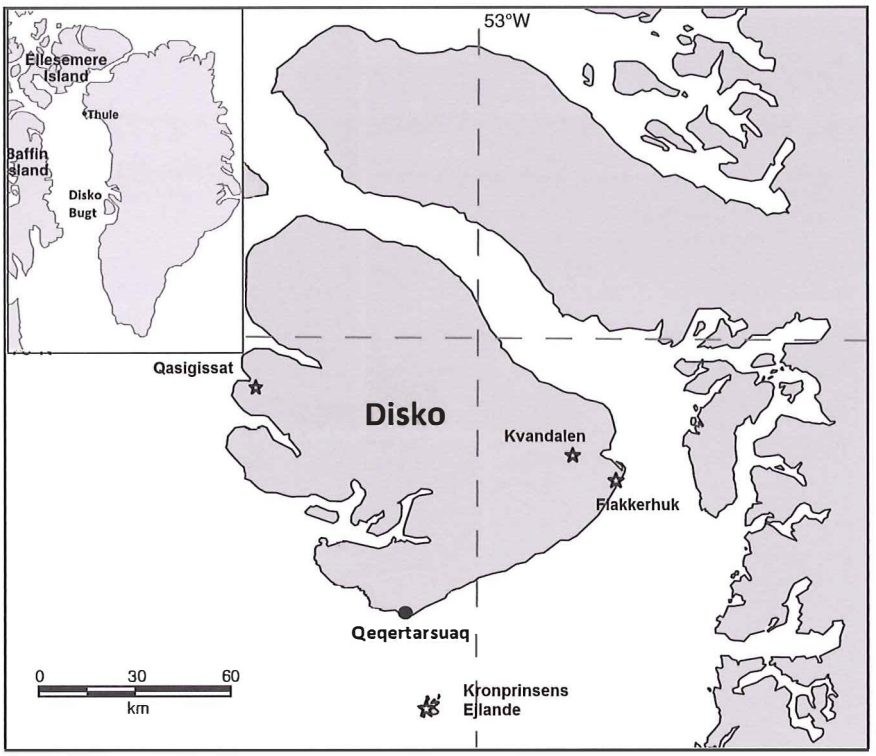
Summerfood of Arctic Foxes (*Vulpes lagopus)* in the Disko Bay area West Greenland
In total 663 scats and 166 prey remains of Arctic Foxes (*Vulpes lagopus*) were collected at four locations, one inland and three coastal in the Disko Bay area. Collections were made from June to September 1990-1992. Food remains in the scats were analysed and identified to lowest taxon possible according to classical and well known methods. Prey remains collected at breeding dens were identified by comparison with known specimens of birds and mammals. The main food of the foxes living in the inland location was found to be Arctic Hare (*Lepus arcticus*), Ptarmigan (*Lagopus muta*), passerine birds and wildfowl, while the main food of the foxes in the three coastal locations were fish, marine invertebrates and sea-birds e.g Brünnich Guillemot (*Uria lomvia*), Black Guillemot (*Cepphus grylle*), eider, Long Tailed Duck (*Clangula hyemalis*) and Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*). The food of foxes in the four locations differed significantly. The largest differences were found between the food of inland and island foxes. Fluctuations in the Arctic Fox population in West Greenland may be influenced by fluctuations in the main prey of the foxes in different habitats of Greenland.

Key-words: Arctic fox (*Vulpes lagopus*), food, Greenland

[1]*Afd. for Uddannelse og Rådgivning. Dannmarks Jægerforbund, Molsvej 34, 8410 Rønde. E-mail: sup@jaegerne.dk*

BOKS 1: HVIDRÆVE OG BLÅRÆVE

Der findes to farvevarianter af Polarræv. Den mørke variant kaldes "blåræv", og den lyse variant kaldes "hvidræv". Det er ikke ualmindeligt, at blåræve og hvidræve danner par og får hvalpe i de områder, hvor begge varianter forekommer. Blåræve er mørke dvs. koksgrå både sommer og vinter. Pelsen er dog noget tykkere om vinteren end om sommeren. Hvidræve har helt hvid vinterpels (øverst). Foto: Morten Hilmer . Om sommeren er hvidræve tofarvede, brune på ryggen og lysgrå på undersiden (nederst tv) Foto: Morten Hilmer. Blåræve er i sommerdragt ensfarvede mørkgrå eller mørk brune (nederst th). Foto: Sussie Pagh. På fotoene nederst er af ca. 5 uger gamle hvalpe afhhv hvidræv og blåræv.



Figur 1. Kort over Disko Bugt og de fire indsamlingslokalteter. *Map of the Disko Bay area and the four locations where scats and prey remains were collected.*

BOKS 2. HYPOTESEN OM DE VANDRENDE "LEMMINGRÆVE"

Ved at studere statistikker over polarræveskind solgt gennem "Royal Greenland" helt tilbage fra 1800-tallet, bemærkede to danske polarforskere, F.W. Bræstrup og Chr. Vibe i hhv.1941 og 1967, at der var store udsving i det antal polarræve, som blev fanget ved kysterne i Grønland fra år til år. Bræstrup og Vibe bemærkede også, at den andel, som hvidrævene udgjorde i forhold til blåræve "hvidprocenten" varierede betydeligt fra det ene år til det andet.
Da der ikke findes lemminger i Vestgrønland, mente Bræstrup og Vibe, at der var en sammenhæng mellem de år, hvor der var mange hvidræve ved Grønlands vestkyst, og de år, hvor der var stor forekomst af lemminger på den canadiske tundra. De sluttede, at de mange hvidræve i Vestgrønland var emigrerende hvidræve fra Canada. Hvis hypotesen var rigtig, betød det, at et stort antal hvidræve om vinteren og fortrinsvis efter lemmingeår, skulle løbe tværs over havisen mellem Canada og Vestgrønland. En tur på 500-1000 km, som polarræve sagtens kan tilbagelægge. Nyere undersøgelser med GPS-mærkede ræve viser at polarræve kan tilbagelægge enorme afstande og opholde sig på havisen i lang tid. En Polarræv fra Alaska tilbagelagde 2.757 km og opholdt sig 156 dage på havisen (Pamperin 2008). Polarræve fra Canada tilbagelagde store afstande over både havis og land. Her tilbagelagde en Polarræv 4.599 km fra februar til juli (Tarroux et al. 2010).
Bræstrup og Vibe mente, at forskellen mellem hvidræve- og blåræves levevis var så stor, at de ligefrem skulle betegnes som to biologisk racer. Bræstrup kaldte hvidræve for "lemmingræve" og blåræve for "kystræve". Ifølge Vibe skulle hvidræve være mere udbredt langs kysterne i perioder med koldere klima og meget havis, fordi hvidrævene i disse perioder vandrer over havisen og spreder sig fra tundraområderne til kystområderne.

METODE

Undersøgelsesområde

Fødeundersøgelsen foregik i Disko Bugt området (68.3°-70.3°N, 51.0°-55.0°), Vestgrønland i 1990 til 1993 (Figur 1). Klimaet er lavarktisk og området er kuperet og varieret. Diskoøen rummer høje fjelde med gletsjere, vegetationsrige dybe dale og flade strækninger med småsøer, hede og græs. Langs kysten er der floddeltaer, strækninger med store sandflader såvel som stejl klippekyst. Observationer i perioden 1990-1993 viste, at ca. 2/3 af polarrævene i området var blåræve og 1/3 hvidræve (Nielsen 1994).

Langs kysten skyller en mængde marine invertebrater, fisk og fra tid til anden også kadavere af marine pattedyr op på stranden. I områderne med klippekyst dannes fjærebasiner, hvor fisk fx. Stenbider (*Cyclopterus lumpus*) og Båndet Tangspræl (*Pholis fasciata*) fanges i det lave vand. Hvert år i starten af juli gyder Lodde (*Mallotus villosus*) tæt på kysten, og store mængder af arten findes i det lave vand eller strandet i denne periode.

De eneste landlevende pattedyr, som foruden Polarræv lever i undersøgelsesområdet, er Polarhare (*Lepus arcticus*). Rensdyr (*Rangifer tarandus*) fandtes i undersøgelsesperioden kun på fastlandet langs den Grønlandske vestkyst og ikke på Qeqertarsuarq/ Disko.

I området findes mange fuglekolonier. Ride (*Rissa tridactyla*), Skarv (*Phalacrocorax carbo*), Hvidvinget måge (*Larus glaucoides*), Gråmåge (*Larus hyperboreus*), Mallemuk (*Fulmar glacialis*) og Tejst (*Cepphus grylle*) yngler talrigt i området. Almindelige landlevende fugle er Rype, Stenpikker (*Oenanthe oenanthe*), Grønlandsk Gråsisken (*Carduelis flammea rostrata*), Laplandsværling (*Calcarius lapponicus*) og Snespurv (*Plectrophenax nivalis*). Mange ænder og gæs yngler ved søer, især Gråand (*Anas platyrhynchos conboschas*), Grønlandsk Blisgås (*Anser albifrons flavirostris*) og Canadagås (*Branta canadensis*) er almindelige. Også vadere, som Sortgrå ryle

Figur 2. Kvandalen. Ynglegraven (lys plet på forhøjning midt i billedet). Graven ses på lang afstand pga. den rige vegetation af især hvide Stilk-fladstjerne (*Stellaria longipes*), som gror på gamle ynglegrave (nederst), næret af gødning fra rævenes ekskrementer og bytterester. Fotos: Sussie Pagh.

Kvandalen (left). The richly vegetated den in the middle of the picture can be spotted from a large distance. The old breeding is covered with white Long-stalked Stitchwort.

Figur 3. Nysgerrig polarræv ved teltet på klippeøen Kronprinsens Ejlande . Fjærrebassin (nederst), hvor polarrævene kunne fange levende fisk ved lavvande på Kronprinsens Ejande. Fotos: Sussie Pagh.

Photos from the rocky island, Kronprinsens Ejlande, where foxes could cach live fish in rock pools at low tide.

Foto: Sussie Pagh

(*Calidris maritime*) og Odinshane (*Phalaropus lobatus*), er almindelige ved søer og vandhuller i hele området (Frimer & Nielsen 1990). Området er desuden kendt som fældningssted for Kongeedderfugl (*Somateria spectabilis*) og Almindelig edderfugl (*Somateria molissima*) (Frimer 1993).

Indsamling af materiale
Der blev indsamlet ekskrementer på fire lokaliteter: 1. Kvandalen, 2. Flakkerhuk, 3. Qasigissat og 4. Kronprinsens Ejlande (Figur 1). Ved de fire lokaliteter blev der også samlet bytterester ved ynglegrave af polarræve.

Kvandalen er en 22 km dyb og 7 km bred vegetationsrig dal på østsiden af Diskoøen. Elven som løber midt i dalen (Figur 2) er omgivet af mange småsøer og fugtige områder udmunder i et 1 km bredt floddelta. På hver side af dalen, som rejser sig til 1000-1300 mm høje fjelde vokser pilekrat (*Salix glauca*), som nogle steder når en højde på 1,5 m. Dalen et vigtigt yngleområde for fugle som lommer, ænder, gæs, vadefugle, ryper og spurvefugle (Frimer & Nielsen 1990).

Flakkerhuk er en bred sandstrækning med lav vegetation på øst Disko med en 15-20m bred tidevandszone. Et sumpet marskområde, som ligger mellem stranden og indlandets hedeområder er et specielt vigtigt ynglested for småfugle og vadefugle (Frimer & Nielsen 1990).

Qasigissat er en lille bugt på nordvestkysten af Disko. Her byder kyststrækningen både på klippekyst og sandstrækninger. To elve fra korte dale løber sammen, og ved højvande danner de en braklagune. En del andefugle yngler i området og omkring 30 Skarv yngler i en koloni på sydsiden af bugten. Bugten er fældningsområde for edderfugle og Havlit (*Clangula hyemalis*).

Kronprinsens Ejlande er en øgruppe, som ligger ca. 30 km syd for Disko Ø. På en af øerne (ca. 2 km²) levede en polarrævefamilie i 1990. Denne familie levede hovedsagelig af fisk, som blev fanget levende i fjærebasinerne (Nielsen 1990). Øen var en lidt forblæst klippeø med meget lidt vegetaton (Figur 3). Der var ingen polarharer på øen og meget få spurvefugle. Der var ingen kolonirugende fugle på øen, dog blev havfugle set hvilende på klipperne og på vandet tæt på øen. Ved lavvande dannedes fjærebasiner, med en rig algevegetation. Her kunne polarrævene fange nok fisk til, at kunne opretholde livet for en familie på 2 voksne og 4 hvalpe (Nielsen 1990).

Feltarbejde og laboratoriearbejde
Der blev ved hver lokalitet indsamlet ekskrementer to til tre gange i perioden juni til september. Ekskrementer blev samlet både i landskabet og ved ynglegrave. Både ekskrementer med et hvidligt udseende, formentlig af ældre dato og friske ekskrementer blev samlet. Indsamlingerne blev mærket med lokalitet, dato og år. Desuden blev det noteret om ekskrementet syntes gammelt eller friskt. Bytterester blev indsamlet ved ynglegravene.

Det indsamlede materiale blev opbevaret i en dybfryser, indtil det blev analyseret. Ekskrementer blev analyseret efter traditionelle analysemetoder efter Day (1966) og Debrot (1982). Fiske-otoliter (øresten) blev bestemt via Härkönen (1986). Ekskrementer som var under 1 cm i diameter, blev betragtet som hvalpeekskrementer. Før analyse blev ekskrementerne tørret og vejet og inddelt i fødegrupper. Pattedyr blev bestemt til art, fugle til orden og øvrige fødegrupper blev inddelt i grupperne: Fisk, marine invertebrater (hvirvelløse dyr), insekter, tang, plantemateriale, affald, æggeskaller og uidentificerede emner. Volumen af fødeemnerne blev bestemt til nærmeste 5%. For hver fødegruppe blev tørvægten beregnet ved, at multiplicere volumenprocent med tørvægten af ekskrementet. Bytterester fundet ved ynglegrave blev identificeret ved hjælp af museumssamlinger af udstoppede fugle og skeletsamlinger på Zoologisk Museum, Kbh.

Dataanalyse
For at teste hvor stor forskel der var på polarrævenes føde på de fire lokaliteter, blev følgende ligning brugt $D= \Sigma n (|a-b|)/n$ (Frafjord 1993). D står for "difference", a og b er den procentvise forekomst af en fødeemnegruppe enten fra to forskellige indsamlingsgange eller fra to forskellige habitater og n er antallet af fødeemnegrupper. Fødegrupperne som blev testet var: Pattedyr, Landfugle, Havfugle, Fisk, Marine invertebrater, Insekter, Tang, Plantemateriale, Bær, Affald og Æg. Et box-plot blev brugt til visuelt at illustrere forskellen og variationen af føden på de fire lokaliteter. Chi-square test blev brugt til at teste forskellen i forekomst af fødeemner mellem de fire habitater. Fishers Exact Test blev brug til at teste forskelle i indholdet af hvidlige gamle ekskrementer og friske ekskrementer, forskel på indholdet af hvalpeekskrementer og voksne ræves ekskrementer fra juli, samt forskelle mellem forekomst af vigtige fødeemner i august 1990 og 1992 på Flakkerhuk og Qasigissat.

Sæsonvariationen er baseret på "friske" ekskrementer, dvs. ekskrementer som blev vurderet til at være under 14 dage gamle. Sommerens første indsamling af gamle ekskrementer er imidlertid indregnet, for at få indtryk af rævenes kost fra det tidlige forår og vinter.

I ekskrementerne fra polarræve og andre dyr finder man kun de dele, som har kunnet modstå fordøjelse. Nogle fødeemner som æg og fisk fordøjes næsten fuldstændigt, mens andre fødemner som fx krabber og fugle efterlader en del ufordøjet materiale i ekskrementet. Derfor bruges omregningsfaktorer til at få et realistisk billede af, hvad rævene har spist. polarrævenes fødesammensætning på de fire lokaliteter blev derfor beregnet vha. omregningsfaktorer fra Hersteinsson (1984), Reynolds & Aebischer (1991) og Pagh (2014).

RESULTATER
I alt blev der analyseret 663 ekskrementer og 166 bytterester fra ynglegrave ved de fire lokaliteter (Figur 1). Som det fremgår af Tabel 1, har polarrævene i Disko Bugt området en meget bred fødesammensæt-

Tabel 1. Antal og procent forekomst af arter og bytteemner i rævenes ekskrementer fra de fire undersøgelses lokaliteter. Chi-square, og p-værdier er angivet fødeemner, som forekommer i signigikant forskellige frekvenser mellem lokaliteter. *Percent frequency of occurence of species and items found in fox scats from the four locations. Chi-square og p-level is given for prey items occuring significant different frequencies at the four locations.*

	Kvandalen		Flakkerhuk		Qasigissat		Kronprinsens Ejlande		Chi-square, df=3	p<
Art/*Species*	n =161	%	n =130	%	n =186	%	n=186	%		
PATTEDYR/*MAMMALS*	26	16,1	3	2,4	20	10,7	20	11,0		
Sæler/ Phocidae			2	1,2	3	1,4	13	6,9		
Polarræv *(Vulpes lagopus)*	6	3,7	1	0,6	6	3,5	8	4,0		
Polarhare *(Lepus arcticus)*	21	13,0	1	0,6	15	7,8	0	0,0	35,9	0,0001
LANDLEVENDE FUGLE/ *TERRESTRIAL BIRDS*	142	88,2	38	29,0	45	24,3	17	9,2		
Spurvefugle/*Passeriformes*	59	36,6	15	11,8	23	12,1	6	3,2	137,33	0,0001
Mågevadefugle/Charadriiformes										
Vadefuglefamilien/ Charadriidae	11	6,8	5	3,6	4	2,3	3	1,4		
Spurvefugle el. vadefugle *Passeri-Charadriidae*	28	17,4	8	5,9	10	5,5	9	4,6	39,07	0,0001
Hønsefugle *Galliformes*										
Rype *(Lagopus mutus)*	104	64,6	17	13,0	19	10,4	1	0,3	247,03	0,0001
HAVFUGLE/*SEA BIRDS*	20	12,4	65	49,7	48	26,0	79	42,5		
Pelecaniformes										
Skarv *(Phalacrocorax carbo)*			1	0,6	20	11,0	4	2,3	*	
Procellariiformes										
Mallemuk *(Fulmarus glacialis)*			2	1,2	1	0,6	5	2,6		
Andefugle (Anseriformes)	18	11,2	28	21,9	9	4,6	32	17,1	22,45	0,0001
Mågevadefugle/Charadriiformes										
Mågefugle/ Laridae	2	1,2	5	4,1	8	4,3	19	10,4	15,59	0,0014
Alkefugle/Alcidae			20	15,4	17	9,0	42	22,8	14,89	0,002
FISK/*FISH*	2	1,2	22	17,2	18	9,5	54	29,2	58,68	0,0001
Lodde *Mallosus villosus*										
Fjord torsk *(Gaidis ogac)*					1	0,6				
Polartorsk *Boreogadus saida*					2	0,9				
Rødfisk *(Sebaster marinus)*					1	0,6				
Ulke *Cottidae*			1	0,6	7	3,8	4	2,0		
Båndet tangspræl *(Pholis fasciatus)*					1	0,3	1	0,3		
Fladfisk *Pleuronectidae*							2	0,9		
Hellefisk *(Reinhardtilus hippoglossoides)*					1	0,3	1	0,3		
Unidentified	2	1,2	21	16,0	11	6,1	49	26,3		
MARINE INV.	1	0,6	18	13,6	22	11,9	63	33,8	76,56	0,0001
But strandsnegl (*Littorina saxatilis obtusata)*							12	6,4		
Magarites groenlandica					2	0,9	3	1,4		
Konk *Buccinum sp.*							2	0,9		
Bløddyr *Gastropoda*	1	0,6	2	1,8	2	0,9	14	7,5		
Muslinger Bivalvia										
Blåmusling (Mytilus edulis)			5	3,6	4	2,3	8	4,0		
Hiatella byssifera			1	0,6			6	3,5		
Mya truncata							1	0,3		
Gotanus sp.					1	0,3	1	0,3		
Chionecetes opilio					1	0,6	1	0,3		
Strandkrabbe *Hyas araeus/coarctatus*			4	3,0	5	2,9	19	10,1		
Tanglopper *Amphipoda*			1	0,6	2	0,9	4	2,0		
Gammaridae			2	1,8	1	0,6	16	8,7		
Balanus sp.			2	1,8	1	0,3	10	5,5		
Søpindsvin *(Strongylocentrotus droebachiensis)*			6	4,7	11	6,1	3	1,4		
Unidentified invertebrate			2	1,2	2	1,2	1	0,6		

* opfylder ikke krav for Chi-square eller Fishers excact test **ns ikke significant

Tabel 1 fortsat/*continued*.

	Kvandalen		Flakkerhuk		Qasigissat		Kronprinsens Ejlande		Chi-square, df=3	p<
Art/*Species*	n =161	%	n =130	%	n =186	%	n=186	%		
INSEKTER/*INSECTS*	41	25,5	27	20,7	23	12,4	11	5,8	29,58	0,0001
Humlebi (Alpinibombus hyperboreus arcticus)	38	23,6	28	21,3	18	9,8	2	0,9		
Lepidoptera	1	0,6	1	0,6	0	0,0	9	4,6		
Calliphoridae	3	1,9	1	0,6	0	0,0				
Unidentified			3	2,4	5	2,6	1	0,6		
TANG/*SEAWEED*			4	3,0	7	3,8	22	11,6		
PLANTER/ *PLANTS*	131	81,4	56	43,2	56	30,4	84	45,1	**ns	
Leaves										
Ager-padderok *Equisetum arvense*	7	4,3	1	0,6	1	0,6	1	0,3		
Pil *Salix sp.*	21	13,0	6	4,7	11	5,8	11	6,1		
Dværgbirk *Betula nana*	28	17,4	15	11,8	8	4,3	16	8,7		
Topspirende pileurt *Polygonum viviparum*							3	1,4		
Stilk-fladstjerne *Stellaria longipes*	6	3,7	1	0,6			1	0,3		
Mosebølle Vaccinium uliginosum	53	32,9	20	15,4	10	5,5	12	6,4		
Fjeld-revling *Empectrum hermaphroditum*	49	30,4	17	13,0	5	2,6	56	30,1		
Græs *Poacea*	13	8,1	5	4,1	6	3,5	29	15,6		
Blade *Leaves*	44	27,3	22	17,2	24	12,7	9	4,9		
Små kviste *Twiges*	20	12,4	12	9,5	9	4,9	24	13,0		
Frø *Seeds*					1	0,3				
Græs frø *Poacea seeds*	1	0,6	2	1,8	2	0,9				
Topspirende pileurt *Polygonum viviparum*	4	2,5	4	3,0	4	2,3				
Plantemateriale/ *Plant material*	7	4,3	3	2,4	3	1,4	4	2,3		
Mos *Mosses*	22	13,7	3	2,4	11	5,8	24	13,0		
Lav *Lichens*	3	1,9	3	2,4	2	0,9	9	4,6		
BÆR/ BERRIES	75	46,6	23	17,8	3	1,7	28	15,3	115,95	0,0001
Mosebølle *(Vaccinium uliginosum)*	35	21,7	12	9,5	1	0,3				
Fjeldrevling *(Empectrum hermaphroditum)*	35	21,7	12	8,9	2	0,9	28	15,3		
AFFALD/ GARBAGE			2	1,2			9	4,9		
Stof *Pieces of cloth*							2	0,9		
Plastik *Plastic*							4	2,0		
Sølvpapir *Tinfoli*			1	0,6			1	0,3		
Leding *Wire/string*			1	0,6			2	1,2		
ÆGGESKAL/ *EGG-SHELL*	48	29,8	12	9,5	14	7,5	4	2,3	71,77	0,0001
UIDENTIFICERET/ *UNIDENTIFYED*	9	5,6	11	8,3	6	3,2	21	11,3		
Fiskeæg eller invertebrat *Eggs from fish or invertebrates*			1	0,6	2	1,2	4	2,0		
Uidentificerede fugle *Unidentified birds*	2	1,2	4	3,0	2	0,9	9	4,6		
Uidentificeret *Unidentified items*	7	4,3	6	4,7	6	3,5	9	4,6		
ANDET/ *OTHER*										
Polarrævehår fra pelspleje *Fox hairs from grooming*	50	31,1	23	17,8	25	13,6	35	18,8		
Småsten *Pebles*	3	1,9	8	5,9	23	12,4	17	9,2		
Slam og sandkorn *Ooze and sand grains*	121	75,2	60	46,2	58	30,9	78	42,2		
Antal ekskrementer/ No. of scats	161		130		186		186			

Tabel 2. Bytterester fundet ved ynglegrave på de fire lokaliteter. *Prey remains found at the four locations.*

	Kvandalen	Flakkerhuk	Qasigissat	Kronprinsens Ej.
Arter/Antal ynglegrave	1	1	2	1
PATTEDYR/*MAMMALS*				
Polarræv *(Vulpes lagopus)*			1	
Polarhare *(Lepus arcticus)*			5	
LANDLEVENDE FUGLE/*TERRESTRIAL BIRDS*				
Ravn (*Corvus corax*)			1	1
Snespurv (*Pledtrophenax nivalis*)			6	
Laplandsværling (*Calcarius lapponicus*)	2		3	
Rype *(Lagopus mutus)*	11	1	24	
Thorshane (*Phalaropus lobatus/fulicarius*)				1
HAVFUGLE/*SEA BIRDS*				
Skarv *(Phalacrocorax carbo)*			12	
Mallemuk *(Fulmarus glacialis)*			3	
Grønlandsk Blisgås (*Anser albifrons flavirostris*)	1		1	
Gråand (*Anas platyrhynchos conboschas*)	4			
Edderfugl (*Somateria spectabilis/ molissima*).		8	4	1
Havlit (*Clangula hyemalis*).	2	3	1	
Toppet Skallesluger (*Mergus serrator*)			2	
Anser sp.			1	
Alk *(Alca torda)*		1		
Polarlomvie *(Uria lomvia)*		4	8	
Tejst *(Cepphus grylle)*		1	6	2
Lunde *(Fratercula arctica)*			1	1
Søkonge (*Alle alle*)			3	1
Alkefugl *sp*			1	
Lille kjove (*Stercorarius longicaudus*)	1			
Hvidvinget måge *(Larus glaucoides)*		1	1	
Gråmåge *(Larus hyperboreaus)*				1
Ride *(Rissa tridactyla)*			1	1
Måge *sp Larus sp*			1	
Uidentificeret sternum	1		1	
FISK/*FISH*				
Stenbider (*Cyclopterus lumpus*)			5	1
MARINE INV.				
Blåmusling *(Mytilus edulis)*		1	7	1
Hjertemusling *(Serripes groenlandicus)*			1	
Konk *(Buccinum glaciale)*			1	
Rur *Balanus sp*			4	
Søpindsvin *(Strongylocentrotus droebachiensis)*			8	
Sum	22	20	113	11

ning. Mere end 15 arter/ fødegrupper: Polarhare, spurvefugle, vadefugle, Rype, Skarv, måger, andefugle, alkefugle, fisk, marine invertebrater, plantemateriale, tang, bær og æg, forekom i mere end 10 % af ekskrementerne på en eller flere af lokaliteterne (Tabel 1). Selvom mange af fødeemnerne fandtes i ekskrementerne på alle fire lokaliteter, så forekom Polarhare, Rype, småfugle, insekter og bær hyppigere i ekskrementer hos polarrævene i Kvandalen end i ekskrementerne hos kystrævene (Tab. 1). I ekskrementerne fra kystrævene var der til gengæld en signifikant hyppigere forekomst af fisk og marine invertebrater, tang samt havfugle især alkefugle, måger, andefugle og Skarv i føden. Større snegle, muslinger og krabber er formentlig føde, som rævene finder i strandkanten, mens mange små muslinger, tanglopper og tang formentlig er "sekundære fødeemner" og stammer fra maverne af havfugle og andefugle. Desuden havde kystrævene en signifikant højere forekomst af fisk og marine invertebrater i føden (Tab.el 1). Blandet plantemateriale forekom hyppigt i meget små mængder i ekskrementerne fra alle fire lokaliteter; plantemateriale som højst sandsynligt stammede fra rævenes deponeringsadfærd, som ofte blev observeret i området omkring ynglegravene.

Ved ynglegravene blev der især fundet rester af fugle (Tabel 2). Ved graven i Kvandalen blev der især fundet Rype, Gråand, Laplandsværling og Havlit. Ved Flakkerhuk især edderfugle, Havlit og Polarlomvie. Der blev fundet særlig mange byttерester i de to ynglesæsoner ved Qasigissat. Det gjaldt både en del forskellige fugl (især Rype, Skarv, Snespurv, Laplandsværling, Edderfugl, Polarlomvie, Tejst og Søkonge), men også skindrester af Stenbider (Tabel 2). Ved ynglegraven på klippeøen tilhørende Kronprinsens Ejlande blev der fundet meget få byttерester i forhold til de øvrige ynglegrave (Tabel 2), selvom graven husede to voksne og seks hvalpe (Nielsen 1990).

D-indekset viste også markante forskelle i rævenes føde mellem de fire lokaliteter.

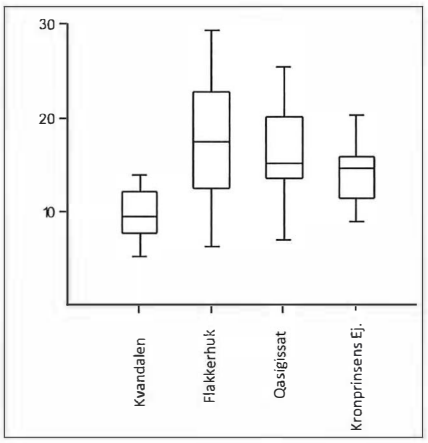
Tabel 3. D- indeks mellem og indefor de fire lokaliteter.
D-indeks between and within locations.

	D	SD	Antal kombinationer
Mellem lokaliteter			
Kvandalen/Kronprinsens E.	31,75	_	1
Qasigissat/Kronprinsens E.	20,87	_	1
Flakkerhuk/Kronprinsens E.	19,28	_	1
Kvandalen/ Flakkerhuk	20,69	_	1
Kvandalen/Qasigissat	18,25	_	1
Flakkerhuk/ Qasigissat	8,75	_	1
Indenfor lokaliteterne			
Kvandalen	9,52	2,68	15
Flakkerhuk	17,71	6,82	15
Qasigissat	16,11	4,67	21
Kronprinsens E.	14,15	3,41	10

D-indeks mellem habitaterne var større end fødevariationen indenfor de enkelte habitater. Størst var forskellen mellem Kvandalen og Kronprinsens Ejlande (Tabel 3). Boksplot af D-indeks indenfor habitaterne viste en større variation i føden i de to kysthabitater på Disko-øen end hos rævene i Kvandalen og klippeøen tilhørende Kronprinsens Ejlande (Figur. 3).

Der blev ikke fundet afgørende forskelle i den procentvise forekomst af fødeemner i hvalpeekskrementer og voksenekskrementer, og der blev ikke fundet forskel i den procentvise forekomst af fisk i gamle og friske ekskrementer.

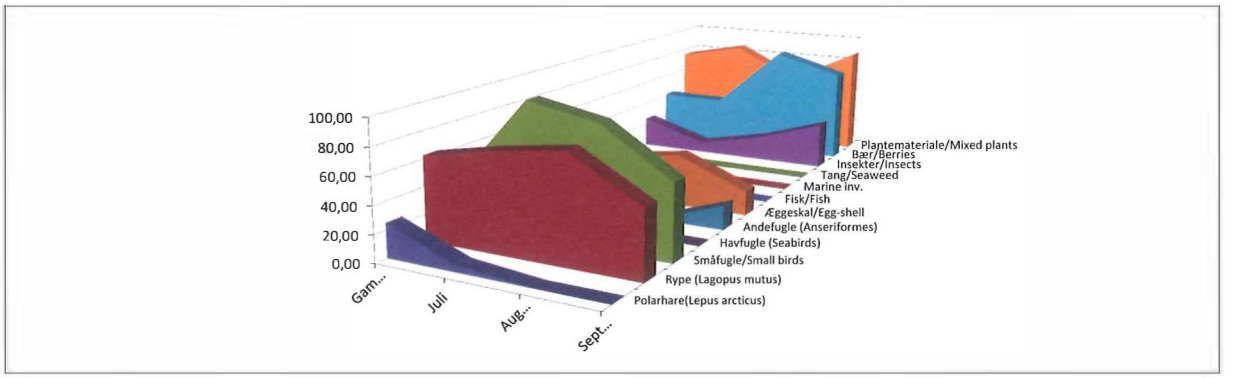
I en sammenligning af rævenes føde mellem årene 1990 og 1992 på Flakkerhuk og Qasigissat forekom bær, insekter, småfugle og ryper hyppiggere i rævenes føde i 1990 end i 1992 (Tabel 4). Havfugle (alkefugle, andefugle og skarv) og fisk, marine invertebrater og æg forekom ikke signifikant hyppigere i august det ene år frem for det andet.



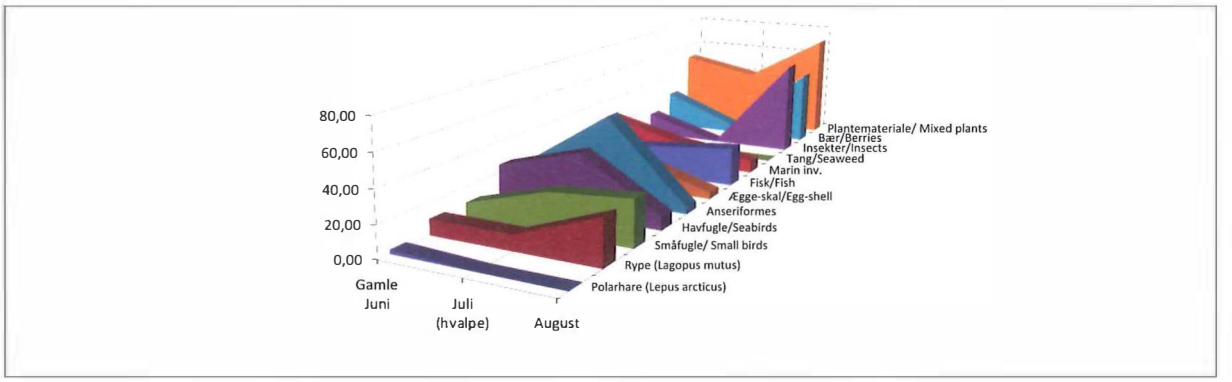
Figur 4. Boks plot af D-indeks fra Kvandal-en, Flakkerhuk, Qasigissat og Kronprinsens Ejlande. Boksplot er en grafisk måde at overskue en gruppe datas spredning på. Midterstriben i boksen angiver medianen dvs. deler datasættetets værdier i to. Boksens over og underplanke (kvartil) angiver hvor hhv. 25% og 75% af værdierne ligger indenfor, dvs 50% ligger indenfor boksen. "Halerne" øverst og nederst angiver hvor nedre og øvre 25% af værdierne ligger indenfor.
Box plot of the D-index of Kvandalen, Flakkerhuk, Qasigissat og Kronprinsens Ejlande.

Figur 5. Fødeforekomst ved de fire lokaliteter fra forår til sensommer a. Kvandalen. b. Flakkerhuk. c. Qasigissat. d. Kronprinsens Ejlande.
Fox food at the four locations during spring and summer. a. Kvandalen. b. Flakkerhuk. c. Qasigissat. d. Kronprinsens Ejlande.

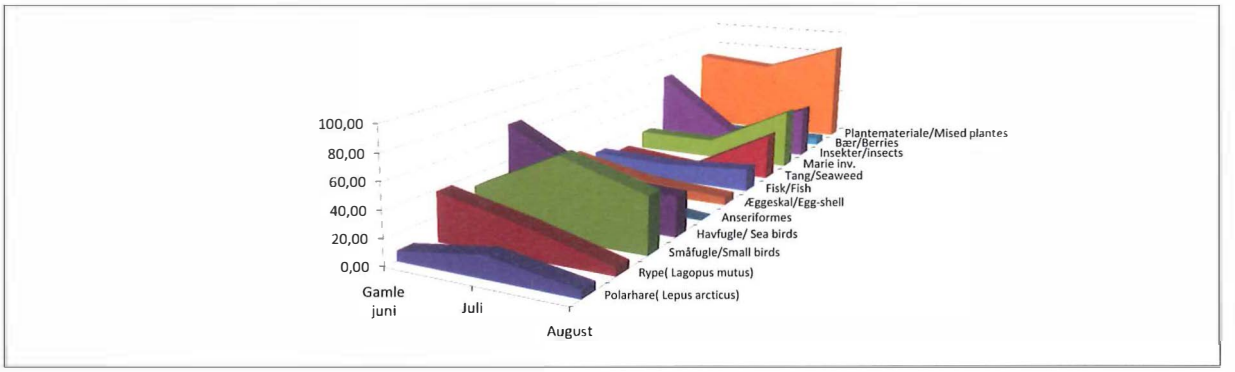
a



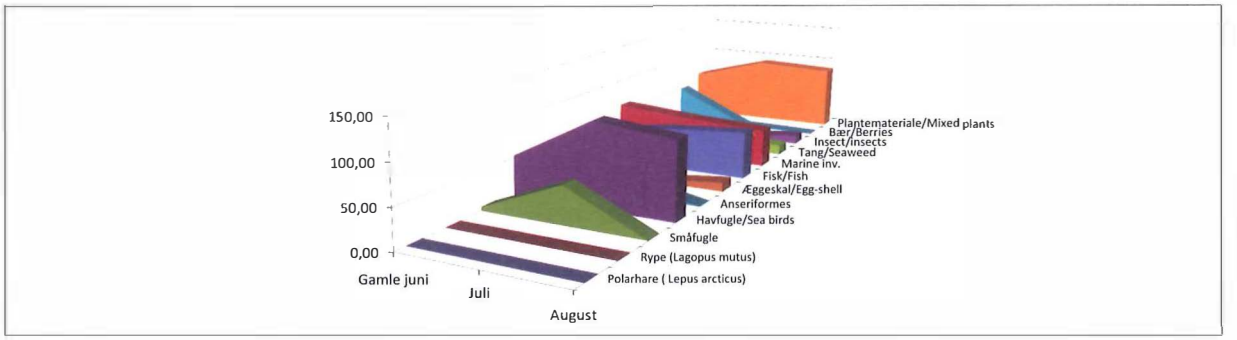
b



c



d



Tabel 4. Forskel i fødegrupper imellem august 1990 og 1992 på Flakkerhuk og Qasigissat.
Differences between main food groups in August 1990-1992.

	Flakkerhuk			Qasigissat		
Prey	Aug. 1990	Aug. 1992	Fishers-excact	Aug. 1990	Aug. 1992	Fishers-excact
	n=23	n=52	p<	n=29	n=37	p<
Bær/Berries	0,43	0,17	0,002	0,03	0,03	ns
Insekter/*Insects*	0,52	0,00	0,001	0,48	0,19	0,02
Småfugle/*Small bird*	0,87	0,48	0,002	0,59	0,38	ns
Rype/*Ptarmigan*	0,35	0,15	0,002	0,38	0,11	0,02
Alkefugle/*Auks*	0,13	0,27	ns	0,17	0,14	ns
Andefugle/*Waterfowl*	0,17	0,23	ns	0,14	0,08	ns
Skarv/*Cormorant*	0,00	0,00	ns	0,14	0,35	ns
Fisk /*Fish*	0,30	0,17	ns	0,24	0,19	ns
Marin inv/*Marine inv.*	0,17	0,04	ns	0,10	0,00	ns
Æg/*Eggs*	0,09	0,10	ns	0,07	0,05	ns

Der er generelt ikke den store variation i rævenes føde hen over sommeren, dog topper forekomst af spurvefugle og havfugle samt forekomst af æg i juli måned på alle lokaliteter (Fig. 5). Insekter forekom hyppigere forår og efterår end midt på sommeren. Insekter blev stort set udelukkende identificeret som humlebien *Alpinibombus hyperboreus arcticus*, men også sommerfuglelarver og spyfluelarver forekom - sidstnævnte nok i forbindelse med at rævene har spist ådsler. Bær forekom hyppigst i ekskrementer fra sensommeren, med undtagelse af dem fra Kronprinsens Ejlande, hvor bær overraskende forekommer hyppigst om foråret. Med undtagelse af Kronprinsens Ejlande forekommer plantemateriale hyppigst forår og efterår, formentlig fordi rævene lever af eller nedgraver depoter på den tid af året.

DISKUSSION

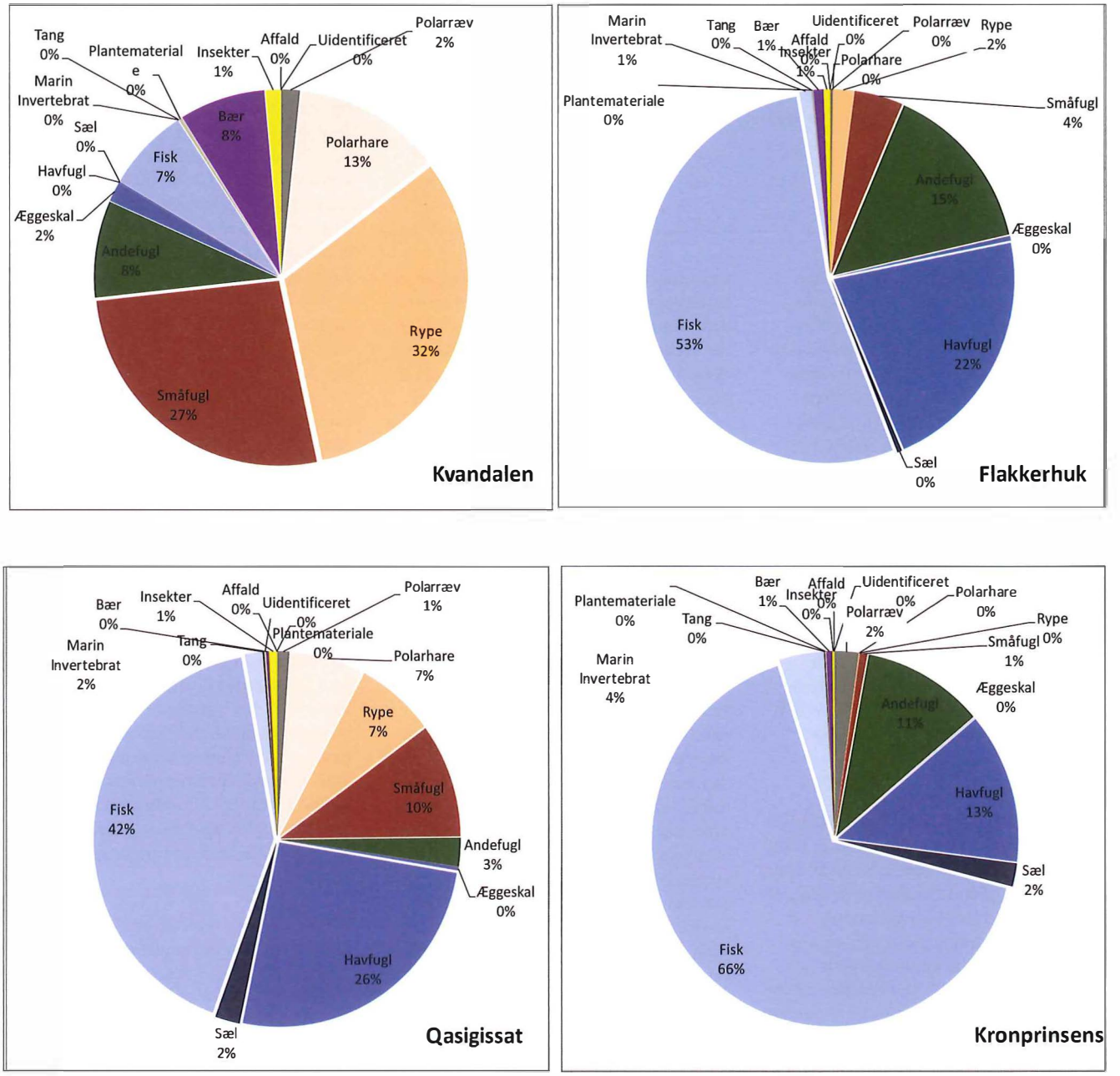
Fordele og ulemper ved fødeundersøgelser af rovdyr vha. ekskrementanalyser er tidligere diskuteret i adskillige artikler (fx Lloyd 1980; Reynolds & Aebischer 1991; Klare et al. 2011), og vil kun blive diskuteret kort. Ekskrementundersøgelse er den mest anvendte metode til at undersøge føde hos rovdyr (Klare et al. 2011). Fordelen ved metoden er, at det er forholdsvis let at samle et stort materiale hen over en eller flere sæsoner uden at skulle aflive dyrene. Et alternativ er maveundersøgelser. Udfordringen er at omregne indholdet i ekskrementerne til det, som rævene rent faktisk har spist. For det første skal det afgøres, om et fødeemne er primært eller sekundært, dvs. om det er noget ræven har spist, eller om det stammer fra et byttedyr. Nogle af de insekter, frø og bær som findes i rævens ekskrementer stammer fra fugle, som ræven har spist og regnes derfor som "sekundære fødeemner". Desuden er der forskel på i hvilken grad fødeemner fordøjes (Pagh 2014).

Der er hovedsagelig tre måder at angive resultaterne på: Procent forekomst (frekvens) af byttеemnet, procent volumen (den procentvise andel af ekskrementet, som resterne af fødeemnet udgør) og biomasse. Procent forekomst er de mest direkte resultater, som statistikken oftest baseres på, men den giver et meget dårligt billede af den føde, som ræven har spist. Plantemateriale forekommer fx i mere end 50 % af ekskrementprøverne. Ofte vil der kun være et enkelte blade eller et par græsstrå. Frekvensmæssigt fylder plantemateriale meget, men det meste plantemateriale har polarræven fået i sig enten via en rypemave, eller fordi den har deponeret sin føde (Pagh & Hersteinsson 2008). Biomassen bedømmes trods usikkerheder til, at give det mest realistiske resultat (Klare et al. 2011). Det kræver dog, at der findes omregningsfaktorer for de pågældende fødeemner fra nært beslægtede arter.

Der findes biomasseberegninger for forskellige fødeemner til Rødræve (*Vulpes vulpes*) (se Appendix 1). Anvendes de til at beregne polarrævenes kost sammen med omregningsfaktor for fisk (Pagh 2014), får man et helt andet billede af rævenes kost, end når man præsenterer resultatet i procent forekomst. Figur 6 viser den beregnede biomasse for de forskellige habitater, og i hvor høj grad rævene i kysthabitater er afhængige af fisk og fødeemner fra havet. Fisk udgør i de to kysthabitater Flakkerhuk og Qasigissat 40-50 % af rævenes føde og på Kronprinsens Ejlande udgør fisk over 60 % af rævenes føde. Polarræve er effektive til at fange fisk. På klippeøen, Kronprinsens Ejlande observerede Nielsen (1990), hvordan to voksne ræve i løbet af sammenlagt 7 fourageringstimer ved kysten tilsammen fangede 25 fisk. Hunræven fangede en morgen ved lavvande 6 fisk på 28 minutter. Af 40 bytteemner leveret til hvalpene på graven kunne 23 identificeres som fisk, en som Snespurv og en Ravn (*Corvus corax*). Ved 15 bytteleveringer kunne byttet ikke identificeres (Nielsen 1990). Ekskrementerne fra Kronprinsens Ejlande er indsamlet i samme periode som observationerne er foretaget, så de observerede bytteleveringer og den beregnede biomasse er direkte sammenlignelige. Der er ingen tvivl om, at fisk udgjorde mere end 60 % af føden for rævefamilien på Kronprinsens Ejlande, hvilket også fremgår af den beregnede føde på øen via omregningsfaktorer. Kysthabitaterne, hvor rævene har mulighed for at udnytte en bred vifte af fødeemner, er formentlig mere stabile habitater, end indlandshabitater som Kvandalen og mindre øer som Kronprinsens Ejlande, hvor rævens grundkost er mere snæver.

Omregningsfaktoren fra eksperimenterne i Pagh (2014) er forbundet med nogen usikkerhed, men en omregningsfaktor på 1400 vil snarere undervurdere end at overvurdere mængden af fisk i rævenes føde og resultaterne understøttes af direkte

Figur 6. Beregnet fødebiomasse for de fire lokaliteter (efter Appendix1). Blålige farver repræcenter fødeemner fra havet.
Calculated biomass at the four locations (according to appendix 1). Blueish colours reprecent food items from the sea.



observationer af rævenes fødevalg i felten (Nielsen 1990). Andre fødeundersøgelser af Polarræv i kystområder kan have undervurderet fisks betydning for rævenes overlevelse.

Den føde som rævene i Kvandalen lever af svarer groft set til den føde som Birks & Penford (1990) finder hos rævene i indlandsområdet Eqalummiut Nunaat, et område som ligger lidt nord for Kangerlussuaq/Sønder Strømfjord. Her lever rævene om sommeren af fugle, især spurvefugle, æg, og insekter. Polarhare forekommer specielt hyppigt i rævenes kost i forsommeren, hvilket stemmer overens resultaterne fra Kvandalen. Fjeldørred forekommer, omend med lave forekomster i føden hos rævene i Eqalummiut Nunaat. Insekter (også her hovedsagelig sommerfuglelarver og humlebier) forekommer i forholdsvis høje frekvenser (40-70% forekomst) fra maj til august, hvilket er lidt højere end fundet i Kvandalen. Fødeundersøgelsen af Birks & Penford (1990) er desværre kun angivet i frekvenser, men specielt i forsommeren (Maj - Juni) angives indholdet af Rensdyr i ekskrementerne til at udgøre mellem 30 -90 % af ekskrementerne, hvilket tyder på at rensdyrkadavere i dette område har en afgørende betydning for indlandsrævenes overlevelse og formentlig også reproduktion (Angerbjörn et al. 1991). En stor del af fødeemnerne i Kvandalen fx småfugle, andefugle, fisk, bær og insekter vil forsvinde, når vinteren sætter ind. Rensdyr fandtes som nævnt ikke på Disko i undersøgelsesperioden, og hvis rævene i Kvandalen ikke er i stand til at deponere nok føde i løbet af sommeren til, at de kan overleve i dalen i løbet af vinteren, må de søge ud til kysten for at overleve.

Både D-indekset (Tabel 3), signifikante forskelle i fødeemner (Tabel 1) og biomasseberegningen af rævenes fødesammensætning (Figur 6) viser at grundføden for Polarræve i indlandshabitater og kysthabitater er så forskellige, at man kan forvente uafhængige svingninger i reproduktionen hos indlands ræve og kystræve i Vestgrønland. Også Dalerum & Angerbjörn (2000) finder signifikante forskellige på rævenes føde i indlands- og kysthabitater i Østgrønland. Frafjord (1993) finder derimod ikke store forskellige i føden hos polarræve i habitater på Svalbard. Det kan imidlertid skyldes, at de undersøgte lokaliteter på Svalbard, alle lå tæt på kysten (maks 0,7km fra havet) og i nærheden af fuglekolonier. På Svalbard var D-indeks, modsat denne undersøgelse, indenfor samme lokalitet større end forskellene mellem lokaliteterne.

Grønlands vestkyst er muligvis så varieret et landskab, at svingninger i føden hos polarrævene kan bevirke store periodiske svingninger i antallet af polarræve og i hvidprocenten. Svingninger i hovedfødeemner i dalene dvs. Rensdyr, Snehare, Rype, småfugle og insekter vil kunne påvirke reproduktionen hos indlandsrævene, som muligvis overvejende er hvidræve, mens svingninger i alkefugle og fiskebestande fx Lodde, tangspræl og Stenbider højst sandsynligt vil kunne medføre svingninger i reproduktionen hos kystrævene, som muligvis overvejende er blåræve. Det kan således ikke udelukkes, at de svingninger som Bræstrup (1941) og Vibe (1967) observerede i fangststatistikkerne, og som formentlig stadig forekommer i dag, er forsaget af svingninger i rævenes føde (byttedyrbestande) i forskellige områder af Grønland og ikke svingninger i antallet af lemminger i Alaska og Canada. Undre kan det imidlertid, at camouflage skulle være afgørende for hvidræve og blåræves overlevelse i Grønland. Om vinteren er snedækket ved kysten i Vestgrønland massivt, og kun få steder stikker de mørke klipper frem (Figur 7). Hvidræve burde derfor være lige så godt camouflerede ved kysten i Vestgrønland som blårævene. Snedækket syntes ikke at være en indlysende forklaring på fordelingen af hvidræv og blåræv i Grønland, som det blev fundet på Island (jævnfør Hersteinsson 1989). Interessant kunne det være at se, om der er forskel i hvidprocenten i forskellige områder af Vestgrønland.

TAK

Tak til Annelise Jensen, Heidi Gieseler og Lise B. Hansen for hjælp med dataindsamling og mange hyggelige timer i felten. Tak til bestyrelsen for Arktisk Station for opholdet på Stationen, særlig tak til Reinhardt Møbjerg Kristensen for altid at være til rådighed med hjælp og vejledning. Til besætningen på skibet Porsild, Søren Fisker, Ole Sandgren og Jacob Brobjerg. Tak til Jens Böcher og Bent Muus for hjælp med bestemmelse af hhv. insekter og fisk. Tak til Ole Frimer for gode kommentarer til manuskript og mange oplevelsesrige feltture og til naturfotografen Morten Hilmer for at stille sine fotos til rådighed. Sidst men ikke mindst min vejleder Hans Baagøe for faglig og personlig støtte under hele projektet, og afdøde Páll Hersteinsson for nyttige kommentarer til manuskriptet. Studiet blev støttet af Kommissionen for Videnskabelige undersøgelser i Grønland (J. nr. 5.11/40 0.34-91) og Carlsbergfondet (Ans. 91-0355/20).

CITERET LITTERATUR

Angerbjörn A, Tannerfeldt M & Erlinge S 1999: Predator-prey relationships: Arctic foxes and lemmings. - J. Anim. Ecol. 68: 34-49.

Angerbjörn A, Arvidson B, Norén E & Strömgren L 1991: The effect of winter food on reproduction in the Arctic Fox *Alopex lagopus*: A field experiment. – J. Anim. Ecol. 60: 705-714.

Birks JDS & Penford N 1990: Observations on the ecology of Arctic foxes *Alopex lagopus* in Eqalummiut Nunaat, West Greenland. - Meddelelser om Grønland Bioscience 32. Copenhagen: Danish Polar Center.

Braestrup FW 1941: A study on the Arctic fox in Greenland. - Meddr. Grønland 131. Copenhagen: Commission for Scientific Research in Greenland.

Chesemore DL 1968: Notes on the food habits of Arctic foxes in northern Alaska. – Can. J. Zool. 46: 1127–1130.

Dalén L, Fuglei E, Hersteinsson P, Kapel C, Roth J, Samelius G, Tannerfeldt M & Angerbjörn A 2005: Population history and genetic

Foto: Morten Hilmer

structure of the Arctic fox: a circumpolar species. - Biol. J. Linnean Soc. 84: 79-89.
Dalerum F & Angerbjörn A 2000: Arctic fox (*Alopex lagopus*) diet in Karupelv Valley, East Greenland, during a summer with low lemming density. - Arctic 53: 1–8.

Day MG 1966: Identification of hair and feather remains in the guts and faeces of stoats and weasels. – J. Zool. (London) 148: 201–217.

Debrot S, Fivaz G, Mermod C & Weber JM 1982: Atlas des poils de mammifères d -Europe. (Atlas of the hair of European mammals) - Neuchâtel: University of Neuchâtel.

Eide NE, Eid PM, Prestrud P & Swenson JE 2005: Dietary responses of Arctic foxes *Alopex lagopus*, to changing prey availability across an Arctic landscape. – Wildl. Biol. 11: 109–121.

Frafjord K 1993: Food habits of Arctic foxes (*Alopex lagopus*) on the western coast of Svalbard. - Arctic 46: 49–54.

Frimer O 1993: Occurrence and distribution of king eiders *Somateria spectabilis* and common eiders *S. mollissima* at Disko, West Greenland. - Polar Res. 12: 111–116.

Frimer O & Nielsen SM 1990: Bird observations in Aqajarua-Sullorsuaq, Disko, West Greenland, 1989. - Dansk Ornit. Foren. Tidsskr. 84: 151–158.

Gilg O, Sittler B, Sabard B, Hurstel A, Sané R, Delattre P & Hanski I 2006: Functional and numerical responses of four lemming predators in High Arctic Greenland. - Oikos 113: 193- 216.

Hersteinsson P 1984: The behavioural ecology of the Arctic fox (*Alopex lagopus*) in Iceland. - PhD thesis, University of Oxford.

Hersteinsson P 1989: Population genetics and ecology of different colour morphs of Arctic foxes Alopex *lagopus* in Iceland. - Finnish Game Res. 46: 64–78.

Hersteinsson P & Macdonald DW 1982: Some comparisons between red and Arctic foxes, *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*, as revealed by radio-tracking. – Symp. Zool. Soc. London 49: 259–289.

Hersteinsson P & Macdonald DW 1996: Diet of Arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Iceland. – J. Zool. (London) 240: 457–474.

Hiruki LN & Stirling I 1989: Population dynamics of the Arctic fox, *Alopex lagopus*, on Banks Island, Northwest Territories. – Can. Field-naturalist 103: 380–387.

Härkönen T 1986: Guide to the otolites of bony fishes of Northeast Atlantic. - Danbio Aps. Hellerup, Denmark.

Kapel CMO. 1999: The diet of Arctic foxes in Greenland. - Arctic 52: 289–293.

Klare U, Kamler JF &. Macdonald DW 2011: A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. - Mammal Rev. 41 (4): 294–312.

Macpherson AH 1969: The dynamics of Canadian Arctic fox populations.- Canadian Wildlife Service Report Series 8. Ottawa: Canadian Wildlife Service.

Meinke PG, Kapel CMO. & Arctander P 2001: Genetic differentiation of populations of Greenlandic Arctic fox. - Polar Res. 20: 75–83.

Nielsen SM. 1994: Marine Canine. Feeding ecology and behaviour of coastal arctic foxes (*Alopex lagopus*) in West Greenland. - PhD-thesis. University of Copenhagen.

Nielsen SM 1991: Fishing Arctic foxes *Alopex lagopus* on a rocky island in West Greenland. - Polar Res. 9: 211–213.

Norén K, Carmichael L, Fuglei E, Eide NE, Hersteinsson, P & Angerbjörn, A 2011: Pulses of movement across the sea ice: population connectivity and temporal genetic structure in the arctic fox - Oecologia 166: 973-984.

Pamperin NJ, Follman EH, Person BT 2008: Sea-ice use by Arctic foxes in northern Alaska. - Polar Biol. 31: 1421–1426.

Pagh S & Hersteinsson P 2008: Difference in diet and age structure of blue and white Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in the Disko Bay area, West Greenland. - Polar Res. 27: 44–51.

Pagh S 2014. Beregning af fisk i føden hos Polarræv (*Vulpes lagopus*).- Flora og Fauna 119(3+4):120-122.

Pedersen A 1959: Der eisfuchs *Alopex lagopus* Linné. (The Arctic fox.) - Wittenberg-Lutherstadt: Ziemens Verlag.

Prestrud P 1992: Food habits and observations of the hunting behaviour of Arctic foxes, *Alopex lagopus*, in Svalbard. – Can. Field-naturalist 106: 225–236.

Reynolds JC & Aebischer NJ 1991: Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. – Mamm. Rev. 21: 97-122.

Sdobnikov VM 1958: The Arctic fox in Taymyr. - Problems of the North 1: 229–238.
Smits CMM, Slough BG & Yasui CA 1989.

Summer food habits of sympatric Arctic foxes, *Alopex lagopus*, and red foxes, *Vulpes vulpes*, in the northern Yukon Territory. – Can. Field-naturalist 103: 363–367.

Tannerfeldt M & Angerbjörn A 1998: Fluctuating resources and the evolution of litter size in the Arctic fox. - Oikos 83: 545-559.

Tarroux A, Berteaux D, Bêty J 2010: Northern nomads: ability for extensive movements in adult arctic foxes. - Polar Biol. 33: 1021–1026.

Vibe C 1967: Arctic animals in relation to climatic fluctuations. - Meddr. Grønland 170. Copenhagen: CA Reitzel.

Zetterberg H 1945: Två fredlösa. (Two outlaws). - Uppsala: JA Lindblads.

Appendix 1. Omregning til byttets biomasse fra tørvægt af bytterester fundet i ekskrementer. C-faktor. Calculation of biomas of prey from dryweight of the prey remains found in the scats.

		Tørvæg/*Dry weight*				Beregnet biomasse/*Estimated biomass*			
Art/*Species*	C-faktor	Kvandalen	Flakkerhuk	Qasigissat	Kronprinsens	Kvandalen	Flakkerhuk	Qasigissat	Kronprinsens Ej.
Polarræv/*Fox*	43*	4,06	1,23	7,62	17,25	174,58	52,89	327,66	741,75
Polarhare/*Arctic hare*	43*	32,2	0	47,57	0	1384,6	0	2045,51	0
Sæl/*Seal*	50*	0	1,98	13,65	13,65	0	99	682,5	682,5
Rype/ Ptarmigan	53*	64,89	8,18	40,94	0,37	3439,17	433,54	2169,82	19,61
Småfugl/*Small bird*	53*	53,55	19,2	57,7	4,38	2838,15	1017,6	3058,1	232,14
Andefugl/*Wildfowl*	53*	17,09	65,89	14,46	69,84	905,77	3492,17	766,38	3701,52
Havfugl/*Seabird*	53*	0,23	95,6	148,11	84,51	12,19	5066,8	7849,83	4479,03
Fisk/*Fish*	1400**	0,56	8,86	9,12	16,02	784	12404	12768	22428
Insekter/*Insect*	12,4*	11,58	10,32	17,69	3,87	143,59	127,97	219,36	47,99
Marin Invertebrat	25,9***	0,04	9,95	18,76	52,63	1,036	257,71	485,89	1363,117
Æggeskal/*Egg-shell*	9,1***	20,16	10,24	10,61	0,9	183,46	93,18	96,551	8,19
Plantemateriale/ *Plant material*	1	29,23	21,4	39,38	34,38	29,23	21,4	39,38	34,38
Bær/*Berries*	9,9***	81,27	21,79	7,68	18,43	804,57	215,72	76,03	182,46
Tang/*Seaweed*	5***	0	0,99	9,91	6,31	0	4,95	49,55	31,55
Affald/*Garbage*	1	0	1,12	0	5,73	0	1,12	0	5,73
Uidentificeret	1	0	3,93	2,56	3,69	0	3,93	2,56	3,69

* Reynolds & Aebischer 1991 **Pagh 2014 ***Heirsteinsson 1984

Figur 7. Klippekyst og havis fra udsigtspunkt på Disko øen år 1993. Hundeslæde ses på slædevejen midt i billedet. Foto: Sussie Pagh.
Cliffs and sea-ice from view point on Disko Island, year 1993.

De fleste af os elsker at komme ud og opleve naturen

En helt almindelig gåtur i skoven kan byde på mange oplevelser. Især hvis man ved, hvad man kigger på. Jydsk Naturhistorisk Forening giver dig viden og indsigt, der beriger dine naturoplevelser.

Jydsk Naturhistorisk Forening giver dig viden om naturen med et højt fagligt indhold formidlet levende og engageret af eksperter. Foreningen arrangerer spændende foredrag og ekskursioner, som du kan finde på vores hjemmeside: www.jydsknaturhistorisk.dk og foreningens blad, Flora & Fauna, bringer originale videnskabelige- og populære artikler i et flot og farvestrålende layout.

Hvad enten du er professionel eller natur-interesseret i din fritid

Så er Jydsk Naturhistorisk Forening din forening. Selvom vi formidler bredt, er der faglig ekspertise bag alt, hvad vi gør. Vi samarbejder med andre naturhistoriske foreninger, og vi deltager i bestyrelsesarbejdet for Naturhistorisk Museum, Aarhus. Vi er det oplagte valg for den, der vil netværke inden for det naturvidenskabelige miljø.

Det er nemt at blive medlem!

Du indbetaler kontingentet til foreningens konto 1551-7068786 og opgiver ved indbetalingen navn og adresse. Så nemt er det!

Årskontingentet er på 190 kr. for ordinære medlemmer, 215 kr. for institutioner, 230 kr. for udenlandske medlemmer. Studerende: 100 kr. dog 65 kr. hvis de ikke vil have Flora og Fauna.

Kontakt:

Formand Eigil Holm

e-mail: eigil.holm@pc.dk

www.jydsknaturhistorisk.dk

Naturhistorier fra Danmark: Naturens unikke mønstre afslører rovdyrets kost

Sussie Pagh[1]

I starten er det ikke lutter vellugt. Enten starter det med en bunke døde dyr, hvor maverne skal tages ud eller en større indsamling af ekskrementer i felten. Ræve, som jeg specielt har arbejdet med, har en helt karakteristisk lugt, og det har deres ekskrementer også. Man vænner sig imidlertid til det, men efter en lang dag på laboratoriet med bunker af rævekadavere, kan jeg næsten ikke klare lugten af kød, eller lugte, som minder om noget råddent. Jeg betragter imidlertid det lidt beskidte arbejde som en del af det at være biolog.

De fleste ved, at man kan undersøge rovdyrs føde ved hjælp af ekskrementer eller maveindhold, men den lange proces, som det indebærer kender de færreste. I gamle såvel som nye artikler om fødeundersøgelser af rovdyr henvises stadig til en gammel artikel fra 1966 af M. G. Day "Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels". Her angives hovedprincipperne i, hvordan man bestemmer fugle og pattedyr ved hjælp af hhv. fjer og hår. Den har været gældende nu i snart et halvt århundrede. Nye atlas over hår er kommet til, men principperne er de samme. DNA-analyse bliver formentlig fremtiden, men kan endnu ikke afløse den gamle velkendte metode helt.

Når den egentlige analyse af maveindhold eller ekskrementer går i gang, vejes maveindholdet eller ekskrementet først, og dernæst tages prøver til vurdering af forekomst af regnorme og muligvis en DNA-prøve. Herefter vaskes materialet gennem en finmasket sigte for at fjerne fedt og smuds fra de dele, som skal bruges til bestemmelse af fødeemner. Fødeemnerne grovsorteres, og det vurderes, hvor stor en del af maven eller ekskrementet det pågældende fødeemne udgør. Når analysen er færdig, bruges dette mængdeforhold til at beregne, hvor meget rovdyret har spist af de forskellige fødeemner.

Fødeemner i maver kan være hele eller delvist opløste. I maver kan jeg derfor umiddelbart bestemme flere fødeemner, da nogle af dem slet ikke er fordøjede. I ekskrementer findes derimod kun fødeemner, som har kunnet tåle passagen gennem rovdyrets fordøjelsessystem. Ellers er principperne i de to måder at undersøge føde på ens. Udgangspunktet for en analyse er en blandet bunke af hår- og fjerrester, knoglerester fra større eller mindre dyr, tænder fra gnavere, evt. kitinskaller fra insekter, kalkskaller fra krabber og muslinger, regnormebørster, plantemateriale og forskellige former for affald, som skal sorteres og bestemmes (Figur 1).

Insekter og andre invertebrater bestemmes sædvanligvis direkte med hjælp af referencesamlinger eller med hjælp fra en ekspert. Dækvinger eller ben af fx større løbebiller eller skarnbasser og regnormebørster (Figur 2) kan ses under en stereolup. Størrelsen på krabber og muslingeskaller kan ofte vurderes ud fra stumperne. Nødder, kerner eller sten fra frugter fx jordbær, æble eller mirabeller kan også forholdsvis let bestemmes under stereolup med en referencesamling. Affald som ræve har spist er ofte små plastikdele, fx et øremærke fra en tamkanin, net fra fuglekugler, stumper af ledning eller tøj mm. Her er jeg ude i øvelsen: "Gæt hvor stumpen stammer fra".

Figur 1. Fødeemner som umiddelbart lader sig bestemme. I petrisskålen ses øverst i midten en lille klump musehår, mirabellesten og kirsebærkerner venstre i billedet, insektdele øverst til højre og hinden fra et æg med kalkskaller på nederst th. Foto: Sussie Pagh

[1]*Afd. for Uddannelse og Rådgivning. Danmarks Jægerforbund, Molsvej 34, 8410 Rønde. E-mail: sup@jaegerne.dk*

Når referencesamlinger ikke rækker længere til at opklare, hvilke fødeemner rovdyret har spist, er det mest spændende tilbage - syntes jeg. Ved hjælp af fjerfragmenter og hår bestemmes fugle til orden og pattedyr til slægt eller art. En ufattelig smuk verden af mønstre og strukturer åbner sig dernede i mikroskopet. Det kræver stor tålmodighed, men belønningen for måneders arbejde ved mikroskopet er et stort datasæt, som fortæller, hvad rovdyret har spist.

Bestemmelse af fugle via "fjernodola"
Fugle kan bestemmes til orden med et lille stykke fjer helst med dun under 25-100 gange forstørrelse. Her kan man se de fine "nodula" som sidder på dunene (Figur 3 a-c). Hvis det er maver, jeg kigger på, kan jeg være heldig at finde hele fjer. De kan sammenlignes med fjer på udstoppede fugle, og muligvis afsløre arten på fuglen. Det er en stor hjælp, at have bestemt fuglen til orden under mikroskop først. Det begrænser nemlig antallet af udstoppede fugle, som fjerene skal sammenligne med.

Bestemmelse af pattedyr via hår
Der er skrevet tykke bøger om, hvordan man bestemmer hår fra forskellige pattedyr, men jeg vil blot vise et par eksempler på karakteristiske bestemmelseskarakterer for almindelige arter i rovdyrmaver nemlig Rådyr (*Capreolus capreolus)* Hare (*Lepus capensis*), Alm. Markmus (*Microtus agrestis*) , Brun Rotte (*Rattus norvegicus*) og Dværgmus (*Micromys minutus*). Det er dækhår fra pattedyrenes pels, som bruges til at bestemme dem til slægt eller art. Dækhårene er større og mere kølleformede end de øvrige hår. Man sammenholder tre karakterer fra hårene, nemlig hvordan "medula" dvs. hårets kerne, hårets overflade og tværsnit ser ud. Dækhår fiskes med en meget fin pincet ud af prøven og lægges på et objektglas med en lille dråbe vand, for at se medula under 100 gange forstørrelse under mikroskopet. På denne måde kan jeg hurtigt sortere hårene i fx Rådyr, Hare eller smågnavere, som udgør langt hovedparten af de hår, som findes i rævemaver eller ræveekskrementer. Medula er så karakteristisk, at man hurtigt kan se, om det er et hjortedyr eller en støttetandet (slægtsbetegnelse for harer og kaniner) (Figur 4a-c).

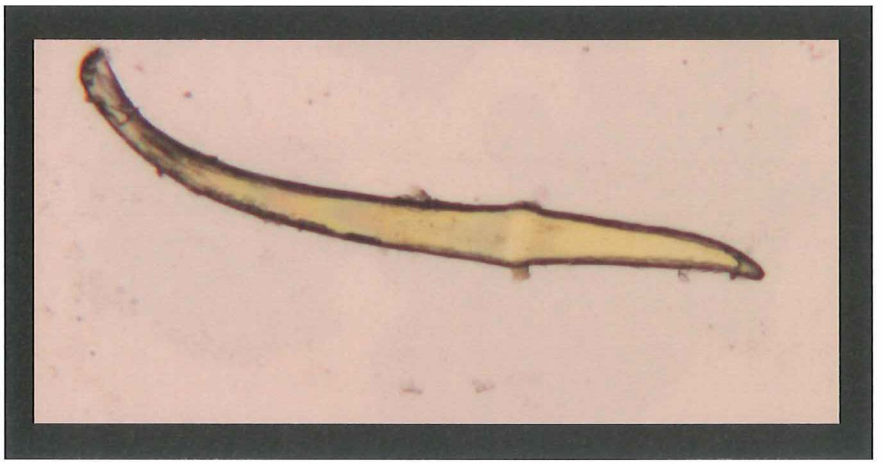
Bestemmelse af smågnavere kræver, også sammenligning af hårets overflade og tværsnit. Da pattedyrhårs overflade er gennemsigtig, ses den først, når man har lavet en gelatineafstøbning. Et meget tyndt strøg af gelatine afsættes på et objektglas, og fem til ti hår lægges sirligt, hver for sig i gelatineopløsningen. Når gelatinen er tørret ind, trækkes hårene forsigtigt af, så aftrykket af håret kan studeres under mikroskopet. Studsmus og ægtemus kan til en start let skelnes (Figur 5a-f.), men hvis jeg skal bestemme til slægt eller art, kræver det, at jeg også kan se, om håret er rundt, ovalt eller måske uregelmæssig i omkreds.

Bestemmelse af pattedyrhår er ikke noget, man lærer på en eftermiddag, men når først man har knækket koden, og kan begynde at fokuserer på de rette strukturer, er det som at løse soduko eller kabaler. Det giver et lille "kick", når de forskellige karakterer falder i hak, og det afsløres hvilket byttedyr, som fx ræven har spist.

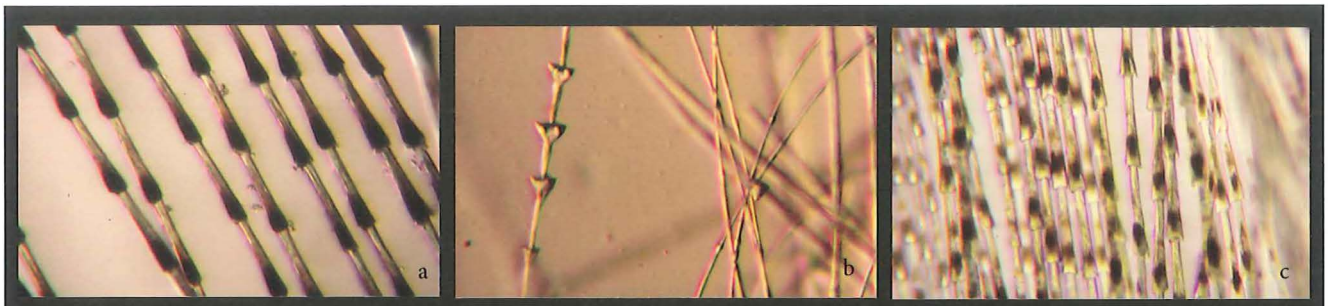
Om føje år vil mit "nørderi" formentlig få en ende, når DNA-analyse overtager artsbestemmelsen. DNA-analysen kan imidlertid endnu ikke kvantificere mængden af byttedyr så sikkert, som den gamle metode kan. En lang liste med arter fra en DNA-analyse giver ikke nødvendigvis brugbar viden om rovdyrets kost. Artslisten siger kun noget om hvilke arter, der har været i maven eller ekskrementet, og ikke hvor stor del af rovdyrets kost, byttet udgør. Så jeg har formentlig lidt tid at løbe på endnu, inden jeg bliver indhentet af moderne teknik.

TAK
Stor tak til Kent Olsen, Naturhistorisk Museum for at hjælpe, og for at stille grej til rådighed, så jeg kunne fotografere i mikroskop.

CITTERET LITTERATUR
Day MG 1966: Identification of hair and feather remains in the guts and faeces of stoats and weasels. – J. Zool. (London) 148: 201–217.

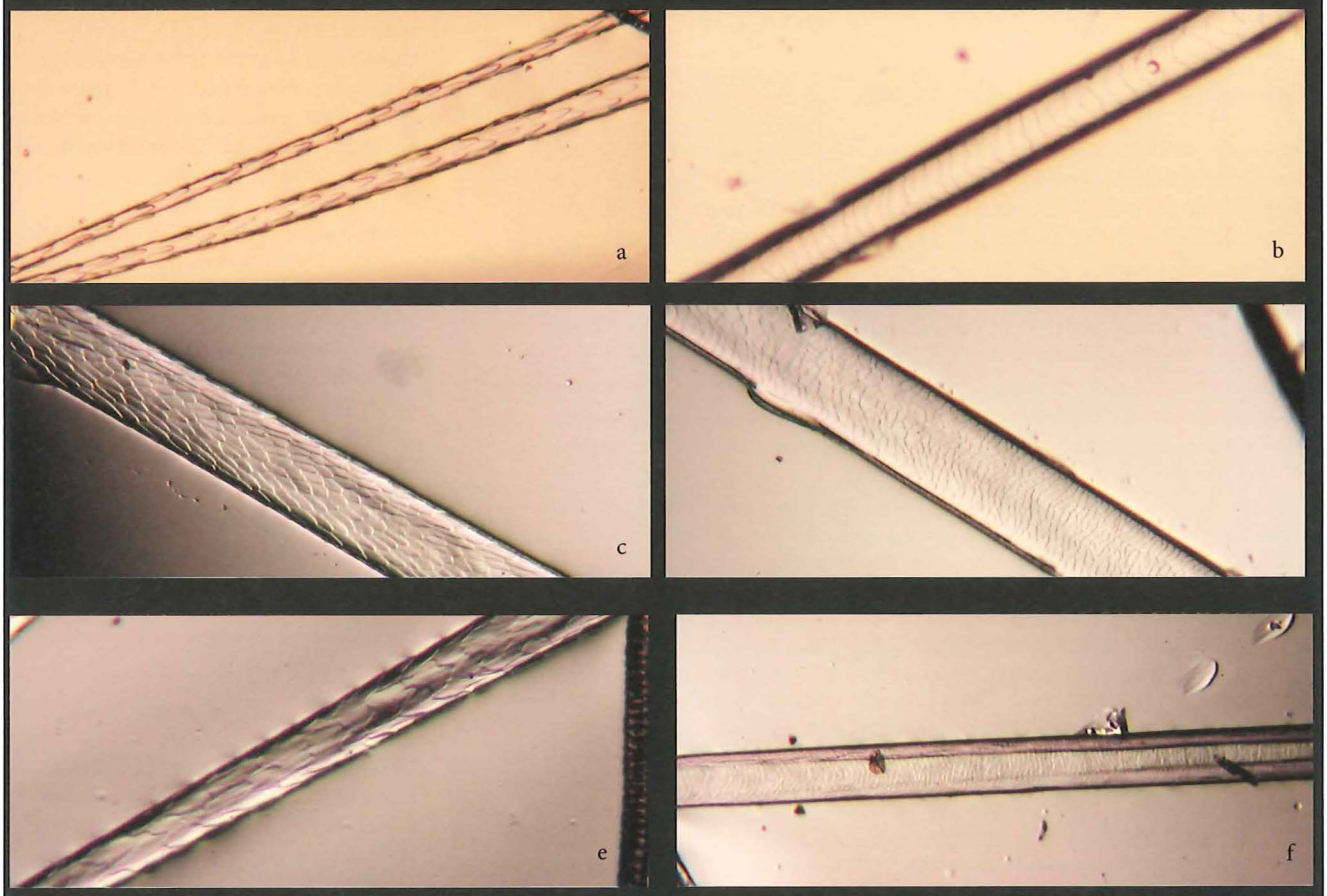


Figur 2. Ræve og især grævlinger spiser en del regnom. Regnormebørsten "setae" her på fotoet er ca. 1mm lang og kan derfor lige anes med det blotte øje. For at få et indtryk af, hvor mange regnorme rovdyret har spist tælles setae i en del af prøven. Foto Kent Olsen.



Figur 3 Fjernodula fotograferet under mikroskop. a. Nodula af spurvefugl er runde og udfyldt med sort plet. b. Andefugle har hjerteformede nodula. c. Hønsefugle har kraveformede nodula. Foto: Sussie Pagh.

Figur 4. Hår "medula" dvs. kærnen af tre forskellige pattedyrgrupper fotograferet under mikroskop. a. Hår af rådyr og andre hjortedyr har en netformet medula. b. Hare og kaniner har en medula som minder om en majskolbe. c. Musehår er meget tynde og fine og har en mere ribbeformet medula. Foto: Sussie Pagh.



Figur 5. Overfladestrukturer af smågnaverhår. Da overfladen af pattedyrhår er gennemsigtig, må man lave en gelatineafstønbning for at se, hvordan overfladen ser ud. Dette er nødvendigt for at betemmen mus til slægt og art. Håret ser imidlertid heller ikke ens ud hele vejen fra basis til spids. Så man må lære strukturene at kende forskellige steder på håret. Dværgmushår midt på håret (a) og mod spidsen af håret (b). Rotte midt på håret (c) og mod spidsen af håret (d) Markmus midt på håret (e) og mod spidsen af håret (f). Bemærk at ægte mus som fx Rotte og Dværgmus har aflange, tungeformede strukturer midt på håret, mens studsmus som fx markmus har mere uregelmæssige strukturer. Nogle mus har en dyb fuge mod spidsen af håret (fx. markmus), mens andre har flade hår (fx. rotte). Fotos. Sussie Pagh.

Fungerer økologisk jordbrug som refugium for småpattedyr?

[1] *Thomas Secher Jensen,* [1]*Kent Olsen og* [1]*Tine Sussi Hansen*

I det nordvestlige Europa har konventionelt jordbrug særligt igennem de seneste halvtreds år radikalt ændret den overordnede sammenhæng i naturlige habitater (Levin 2007). Det hænger sammen med, at naturlige habitater i stigende grad er blevet omlagt til produktionsjord. Men ikke alene er flere arealer kommet i omdrift, størrelsen af de sammenhængende markflader har også været stigende, hvorved fragmentering af naturlige habitater og tab i hyppigheden af småbiotoper er accelereret. Desuden påvirker brugen af pesticider og kunstgødning i konventionelt jordbrug ikke blot forholdene på selve markfladen, men også til dels kanterne på de tilstødende arealer. Tilsammen har konventionelt landbrug således haft en dramatisk negativ effekt på den naturlige flora og fauna i det åbne agerland (Bengtsson et al. 2005; Geiger et al. 2010; Robinson & Sutherland 2002).

Økologisk jordbrug bygger på principperne om at driftsformerne skal tilgodese, beskytte og forbedre landskabet i forhold til konventionel drift. Både fra politiske, grønne foreningers og producenternes side argumenteres det, at økologisk jordbrug, sammenlignet med det konventionelle brug, har en positiv indflydelse på landskabet og den biologiske mangfoldighed. Det skyldes eksempelvis, at den manglende brug af pesticider og kunstgødning skaber et biodiversitetsvenligt miljø samtidig med at ekstensivt økologisk jordbrug har en højere tæthed af småbiotoper, hvorved afstanden mellem naturlige habitater er mindre end i konventionelt jordbrug (Levin 2007). Men, hvorvidt en gunstig effekt af økologisk drift har været muligt at dokumentere afhænger af, hvilken taksonomisk gruppen man arbejder med (Bengtsson et al. 2005; Fuller et al. 2005; Hole et al. 2005). I mange tilfælde har fragmentering af naturlige habitater vist sig at have større indflydelse på den biologiske mangfoldighed end, hvorvidt dyrkningsformen er konventionel eller økologisk (Bates & Harris 2009; Jonason et al. 2012; Purtauf et al. 2005; Weibull et al. 2003; Winqvist et al. 2011; Aavik & Liira 2010).

Småpattedyr er velegnede til undersøgelser af sammenhængen mellem populationers respons på habitatstørrelse, habitattype og tilstødende arealers drift. Det skyldes, at de generelt har begrænsede aktivitetsområder og relativt kort generationstid. Nærværende undersøgelse sammenligner artsdiversiteten og bestandstætheder af småpattedyr i konventionelt jordbrug og ekstensivt økologisk jordbrug. Vores hypotese er, at økologisk jordbrug gennem ekstensiv drift og større forekomst af småbiotoper kan spille en vigtig rolle som refugium for arter af småpattedyr, men at gevinsten reduceres med den stigende fragmentering af det danske agerlandskab.

METODE

Undersøgelserne foregik i Midtjylland nær Bjerringbro og Rønde. Områderne er repræsentative for Danmark, hvad angår afgrødetyper, jordbundsstruktur og dyrkningspraksis (Dalgaard 2011).

De konventionelt drevne jordbrug i undersøgelsesområderne var enten plantebrug med store marker med enårige afgrøder af vinterhvede, vinterraps eller vårbyg, eller kvægbrug med græsmarker, majs og andre foderafgrøder. Der var få levende

Does organic farming benefit small mammals?

This study examines whether organic farms could act as refuges for small mammals, thereby increasing biodiversity in surrounding conventional farms and, at the same time, analyse the effect of landscape structure and fragmentation. Accordingly, we compared responses of biodiversity of small mammal species to different habitats in conventional vs organic farms.
In total, 12 species of small mammals were recorded in the study areas around the estate of Kalø, East Jutland, and around the town Bjerringbro, Central Jutland. In fields with permanent grassland, a total of 10 different species were found, *Micromys minutus*, *Microtus agrestis* and *Sorex araneus* being the most abundant and the latter two being found in significantly higher numbers in organic fields than in conventional ones. In natural linear habitats such as hedge rows 10 different species were also found, with *Myodes glareolus* being the most abundant followed by *Apodemus flavicollis, Micromys minutus, Microtus agrestis* and *Sorex araneus*. Even though not significantly there was a tendency for *Myodes glareolus* and *Micromys minutus* to occur more abundantly in hedge rows surrounded by organic farms than in conventional ones.
In small natural habitats, a total of 9 different species were found and there was a positive correlation between the total number of small mammal species living in small biotopes within farms and the area of the biotope. This correlation applies in organic as well as in conventional farms and the number of species seemed to stabilise at biotope sizes around 1000 square meters. We also found a positive correlation between the total number per transect of small mammal (all species) individuals and the total area of the biotope, and this correlation applies in autumn as well as in spring. Population levels for all species in small biotopes decreased from autumn to spring as a result of mortality during the non-reproductive winter period. In autumn, significantly more individuals were found per transect in small biotopes within organic farms compared to biotopes within conventional farms; a difference only seen as a non-significant tendency in spring. Overall there seemed to be a positive effect of organic farms on small mammal populations; however, the difference between farming practices became greater the larger the natural habitats were; i.e. for the very small habitats the effect on biodiversity depends mostly on size and only to a minor degree upon the treatments of the fields.

Key-words: Organic farming, habitat fragmentation, small biotope, small mammals, biodiversity.

[1]*Naturhistorisk Museum, Wilhelm Meyers Allé 210, 8000 Aarhus. E-mail: tsj@nathist.dk*

Alm. Markmus (Microtus agrestis)
Foto: Kent Olsen

hegn, vandhuller og andre småbiotoper. De økologiske brug i Bjerringbro-området var blandede brug med både planteavl og kvæg, men havde generelt mindre marker med en højere afgrødediversitet og et større antal småbiotoper end tilsvarende konventionelle. I Kalø-området ved Rønde havde det økologiske brug ren planteavl.

I forbindelse med undersøgelsen af bestandstætheden og artsdiversiteten af småpattedyr anvendtes to forskellige levendefangende trådfældetyper: Ugglan Special, som er mest velegnet til de mindste arter som dværgmus (*Micromys minutus*) og dværgspidsmus (*Sorex minutus*), og Ugglan Lämel, som er mest velegnet til de større arter til og med halsbåndmus (*Apodemus flavicollis*) (Lambin & MacKinnon 1997). Fælderne blev forsynet med hø som materiale til reder samt valset havre og æble som foder og væske.

Der blev fanget småpattedyr på markfladen i afgrødetypen kulturgræs foruden i levende hegn og småbiotoper i konventionelt og økologisk dyrket jordbrug. På markflader med kulturgræs og i lineære habitater (levende hegn) blev der på hvert transekt anbragt ti fælder på en linje med 15 m mellemrum, mens de placeredes efter et net i småbiotoper, dog med samme indbyrdes afstand. Fælderne blev efter anbringelsen tilset i fire på hinanden følgende dage, hvor de enkelte dyr samtidig blev mærket for i analyserne at kunne frasortere genfangne individer. Fangsten i levende hegn og på kulturgræs forgik i henholdsvis september og oktober i 2007, mens fangsten i småbiotoper udførtes første gang i september 2007 og igen på samme transekter i marts 2008.

Transekterne i kulturgræs omkring Bjerringbro fordelte sig i to overordnede områder, hvor den indbydes afstand mellem transekterne indenfor hvert område var højest 2.5 km, mens transekterne omkring Rønde fordelte sig over ét større område med en indbyrdes afstand på højest 6.5 km. De levende hegn omkring Bjerringbro fordelte sig i tre overordnede områder, hvor den indbyrdes afstand mellem transekterne indenfor hvert område var højest 5 km, mens de levende hegn omkring Rønde fordelte sig over ét større område med en indbyrdes afstand på højest 7 km. Til undersøgelserne i småbiotoper benyttedes udelukkende lokaliteter beliggende omkring Kalø og med en indbyrdes afstand på højest 4 km.

Udlægningen af transekter i kulturgræs og levende hegn fulgte et balanceret design med lige mange transekter ved Bjerringbro og Kalø foruden lige mange transekter i konventionel og økologisk drift. Der blev udlagt 24 transekter til intensiv fangst på markflader, hvoraf 12 var i konventionelle brug og 12 i økologiske brug. Derudover blev 32 transekter udlagt i levende hegn, hvoraf 16 lå i forbindelse med konventionelle brug og 16 i forbindelse med økologiske. Til undersøgelserne i småbiotoper benyttedes kun lokaliteter omkring Kalø med transekter fordelt på 15 forskellige småbiotoper, hvor syv lå i konventionelle brug og otte i økologiske brug. I alt var der tale om 71 transekter (tabel 1).

Tabel 1. Oversigt over fangstaktiviteter i de tre habitattyper i henholdsvis konventionel og økologisk drift. Undersøgelsen af småbiotoper foregik kun ved Kalø, mens fordelingen af transekter på kultugræs og i levende hegn fulgte et balanceret design med lige mange fangster i konventionel og økologisk drift foruden lige mange fangster ved Bjerringbro og Kalø.
Number of trap lines per habitat type and crop system. Small biotope (småbiotop) transects were all placed within conventional and organic farms around Kalø. Trapping in grassy fields (kulturgræs) and hedge rows (levende hegn) in conventional and organic farms followed a blocked and balanced design.

Habitattype	Område	Drift	Sæson	År	# transekter
Kulturgræs	Bjerringbro	Konventionelt	efterår	2007	6
		Økologisk	efterår	2007	6
	Kalø	Konventionelt	efterår	2007	6
		Økologisk	efterår	2007	6
	I alt				*24*
Levende hegn	Bjerringbro	Konventionelt	efterår	2007	8
		Økologisk	efterår	2007	8
	Kalø	Konventionelt	efterår	2007	8
		Økologisk	efterår	2007	8
	I alt				*32*
Småbiotop	Kalø	Konventionelt	efterår	2007	7
		Økologisk	efterår	2007	8
	Kalø	Konventionelt	marts	2008	7
		Økologisk	marts	2008	8

Alle statistiske analyser er udført i R (R Development Core Team 2013). Til at analysere, hvorvidt medianen er forskellig i to uparrede teststørrelser, anvendtes en Mann-Whitney U-test. Det gjaldt eksempelvis analyser af, hvorvidt der var forskel i det samlede antal individer for alle arter, alt efter om de var fanget ved Bjerringbro eller Kalø, fanget på græsarealer eller i levende hegn, eller fanget i henholdsvis konventionel og økologisk drift. Antal arter og det samlede antal individer for alle arter af småpattedyr blev begge anvendt som responsvariable i hver sine multiple lineære regressioner med småbiotopernes areal og driftsformen (konventionel eller økologisk) som uafhængige forklarende variable.

RESULTATER

Der blev ikke fundet nogen forskel i det samlede antal individer for alle arter fanget ved henholdsvis Bjerringbro og Kalø (Mann-Whitney: U = 339.5; p = 0.3935) eller fanget henholdsvis på græsarealer eller i levende hegn (Mann-Whitney: U = 304.5; p = 0.1903), hvorimod der blev fundet signifikant forskel i det samlede antal individer fanget i konventionel og økologisk drift (Mann-Whitney: U = 193.5; p = 0.0012). Således blev der fanget færre småpattedyr på transekter i konventionel fremfor økologisk jordbrug (Fig. 2).

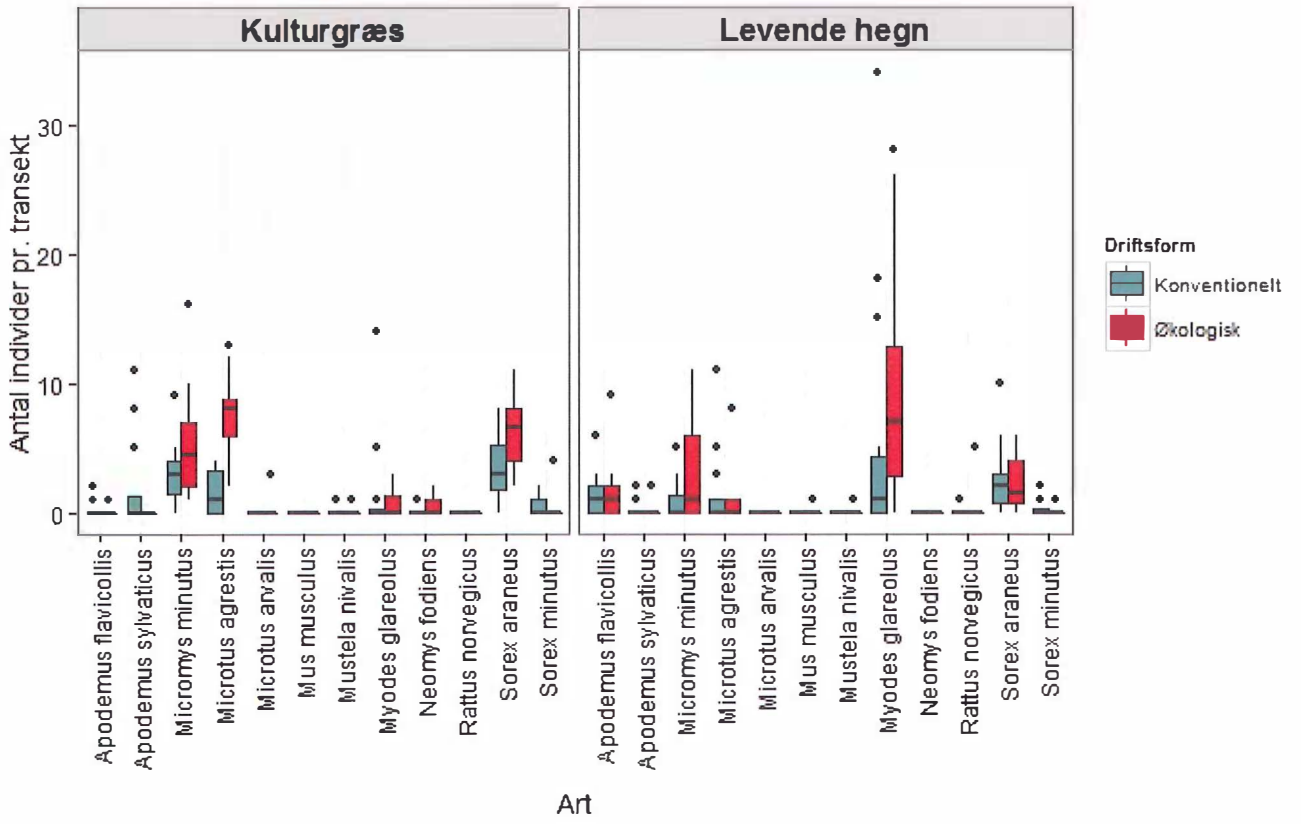
Sammensætning af arter

Den danske fauna af småpattedyr fauna består af 17 arter, hvoraf 14 kan findes i de undersøgte landsdele, landskabstyper og habitater (Baagøe & Jensen 2007). Tolv arter blev fundet i vores undersøgelse.

I permanent græssede områder med kulturgræs fangedes 10 arter (kulturgræs; Fig. 2). Dværgmus, almindelig markmus (*Microtus agrestis*) og almindelig spidsmus (*Sorex araneus*) var de hyppigst fangede småpattedyr, hvor de to sidstnævnte arter blev fundet i signifikant højere antal inden for økologisk jordbrug, mens det for dværgmus kun sås som en tendens med flere på økologiske marker (dværgmus: Mann-Whitney: U = 44.5; p = 0.1165; alm. markmus: Mann-Whitney: U = 4.5; p = 9.872e-05; og alm. spidsmus: Mann-Whitney: U = 30.0; p = 0.0160). De øvrige syv arter blev generelt kun fanget i meget lave antal og med flere transekter helt uden deres repræsentation (kulturgræs; Fig. 2).

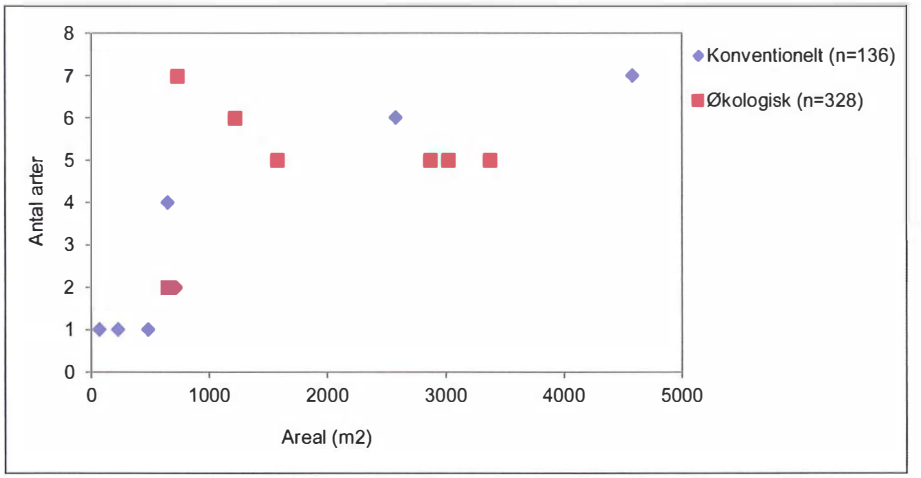
I levende hegn imellem markerne fandtes 10 arter småpattedyr (levende hegn; Fig. 2). Rødmus (*Myodes glareolus*) var den dominerende gnaverart både i konventionelle og i økologiske hegn, og selvom der var en tendens, blev der dog ikke fundet signifikant større antal i forbindelse med økologisk jordbrug (Mann-Whitney: U = 76.5; p = 0.0517). Halsbåndmus, dværgmus, almindelig markmus og almindelig spidsmus var de fire næst hyppigst fangede småpattedyr, mens de øvrige fem arter generelt kun blev fanget i meget lave antal og med en del transekter helt uden deres repræsentation (levende hegn; Fig. 2). Selvom der var en svag tendens, blev der ikke fanget signifikant flere dværgmus i forbindelse med økologisk jordbrug (Mann-Whitney: U = 94.0; p = 0.1761).

Figur 1. I et stærkt fragmenteret agerland vil mange småbiotoper typisk ligge som øer i et hav af dyrkningsflader, der kan virke stærkt begrænsende for spredning og indvandring. Artsantal og bestandsstørrelser afhænger derfor ikke blot de lokale miljøforhold, men også af tilstedeværelse af korridorer, der forbinder småbiotoperne.
The intensity of farming has changed significantly through the last decades and the landscape consequences have been a continued loss and fragmentation of natural habitats. Organic farms could play an important role in the landscape as refuge for biodiversity, but only if increased isolation of habitat patches is haltered.

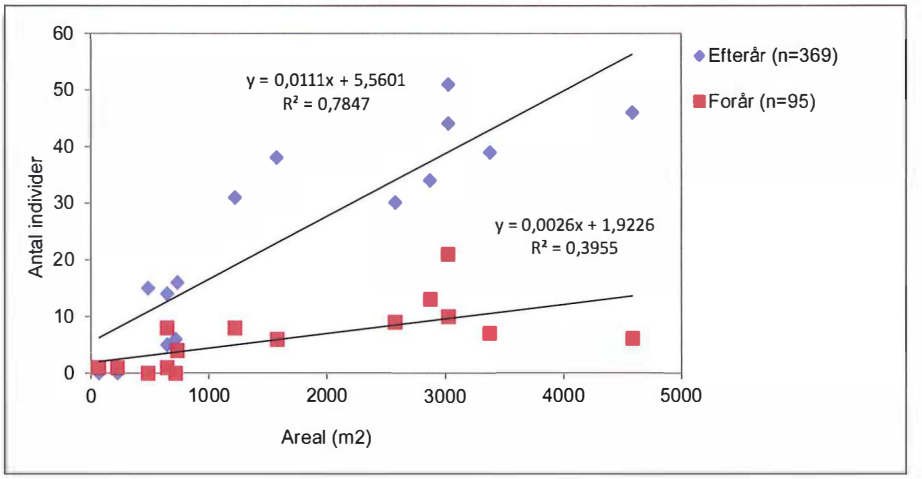


Figur 2. Kassediagram med median (repræsenteret af den horisontale sorte linje inde i kasserne), nedre og øvre kvartil (repræsenteret af kassen på hhv. hver siden af medianen), største observation (toppen af lodret sort linje) og ekstremer (sorte prikker) af antal individer pr. transekt af forskellige arter af småpattedyr i henholdsvis kulturgræs i konventionelt (n=151) og økologisk (n=261) jordbrug og i levende hegn i konventionelt (n=194) og økologisk (n=277) jordbrug. Arter/*Species*: Halsbåndmus *Apodemus flavicollis*; skovmus *A. sylvaticus*; dværgmus *Micromys minutus*; alm. markmus *Microtus agrestis*; sydmarkmus *M. arvalis*; husmus *Mus musculus musculus*; brud *Mustela nivalis*; rødmus *Myodes glareolus*; vandspidsmus *Neomys fodiens*; brun rotte *Rattus norvegicus*; alm. spidsmus *Sorex araneus*; dværgspidsmus *S. minutus*.
Boxplot with median (represented by the horizontal line inside the box), lower and upper quartiles, and maximum of number of individuals per transect of various small mammal species caught in grassy fields (left) in conventional (n=151) and organic (n=261) farms, and caught in hedge rows (right) within conventional (n=194) and organic (n=277) farms. Outliers are plotted as individual points.

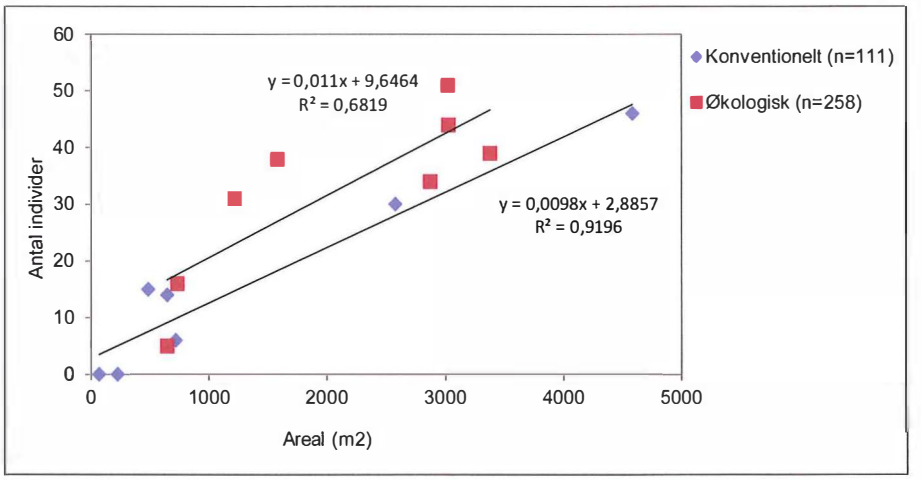
Dværgmus (*Micromys minutus*)
Foto: Kent Olsen



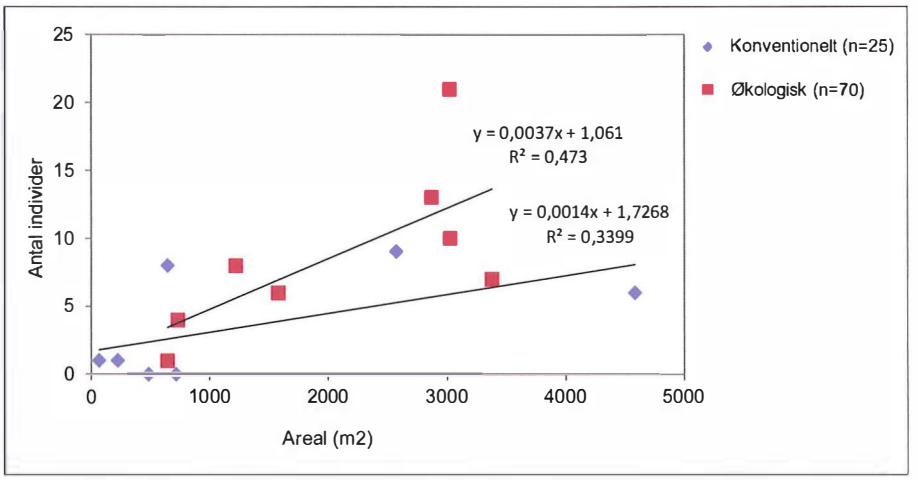
Figur 3. Antal arter af småpattedyr i småbiotoper i økologiske og konventionelle jordbrug som funktion af biotopens samlede arealstørrelse.
The total number of small mammal species found in small biotopes within conventional and organic farms as a function of the area of the biotope (square metre).



Figur 4. Total antal individer pr. transekt for alle arter af småpattedyr om efteråret og foråret som funktion af biotopens samlede arealstørrelse.
The total number per transect of small mammal individuals (all species and both crop systems) in autumn and spring as a function of the total area of the biotope (square metre).



Figur 5. Total antal individer pr. transekt for alle arter af småpattedyr om efteråret i økologiske og konventionelle jordbrug som funktion af biotopens samlede arealstørrelse.
The total number per transect of small mammal individuals (all species and both crop systems) in autumn as a function of the total area of the biotope (square metre).



Figur 6. Total antal individer pr. transekt for alle arter af småpattedyr om foråret i økologiske og konventionelle jordbrug som funktion af biotopens samlede arealstørrelse.
The total number per transect of small mammal individuals (all species and both crop systems) in spring as a function of the total area of the biotope (square metre).

Fangsterne i småbiotoperne omfattede trædækkede habitater omgivet af åbne marker, tørre bakker, fugtige enge og isolerede fragmenter af levende hegn. I hver af disse habitattyper blev der ved fangster om foråret og efteråret samlet set kun fanget op til 7 arter pr. småbiotop, til trods for at følgende 9 arter blev fanget i småbiotoperne: halsbåndmus, skovmus (*Apodemus sylvaticus*), dværgmus, alm. markmus, rødmus, vandspidsmus (*Neomys fodiens*), brun rotte (*Rattus norvegicus*), alm. spidsmus og dværgspidsmus. Der blev fundet en sammenhæng, hvor artsdiversitet af småpattedyr forøgedes med stigende areal på småbiotoperne ($R^2 = 0.54$; $F_{2,12} = 6.94$; p = 0.00995; Fig. 3), men driftsformen (p = 0.1967) forklarede ikke yderligere end den variation effekten af areal (p = 0.0012) havde forklaret, hvorfor konventionelle jordbrug synes at kunne rumme samme artsantal som de økologiske brug, givet samme småbiotopstruktur. Særligt for de relativt små fangstområder (< 1000m2) sås en sammenhæng med antallet af arter og størrelsen af fangstområdet, hvor der blev fanget flere arter i de større habitater end i de mindre (Fig. 3). Det er dog værd at bemærke, at sammenhængen syntes at flade ud ved arealstørrelser over 1000 m2.

Populationsstørrelser

Der blev fundet en positiv sammenhæng, hvor det samlede antal individer for alle arter af småpattedyr pr. transekt forøgedes med stigende areal på småbiotoperne, og hvor sæson havde en signifikant effekt, i form af at efterårsfangsterne i alle habitater gav højere individantal pr. transekt end forårsfangsterne ($R^2 = 0.70$; $F_{2,27} = 31.1$; *model*: p = 9.858e-08, *areal*: p = 6.006e-06, *sæson*: p = 7.041e-06; fig. 4).

Om efteråret havde driftstype ligeledes en signifikant effekt på sammenhængen mellem det samlede antal individer for alle arter af småpattedyr pr. transekt og småbiotopernes areal, idet småbiotoper inden for konventionelt dyrkede områder ved efterårsfangsterne havde lavere individtætheder, hvilket således resulterede i færre fangne individer pr. transekt sammenlignet med økologiske områder ($R^2 = 0.85$; $F_{2,12} = 33.74$; *model*: p = 1.185e-05, *areal*: p = 1.447e-05, *driftstype*: p = 0.04314; Fig. 5). Forskellen mellem de to driftsformer var imidlertid ikke statistisk signifikant om foråret om end en svag tendens til lavere tætheder af småpattedyr i de konventionelle småbiotoper end i de økologiske ligeledes gjorde sig gældende ($R^2 = 0.49$; $F_{2,12} = 5.797$; *model*: p = 0.01731, *areal*: p = 0.02615, *driftstype*: p = 0.15842; Fig. 6).

DISKUSSION

Biodiversitet af småpattedyr i forskellige typer af danske agerland er tidligere undersøgt af Christensen (1999) og Jensen & Hansen (2003), og der er i vores undersøgelse fanget de samme arter af småpattedyr som ved disse tidligere undersøgelser. Andre arter end de fangne kan pga. forskelle i deres aktuelle geografiske udbredelse eller artsspecifikke habitatvalg ikke forventes i undersøgelsesområdet med undtagelse af mosegris (*Arvicola terrestris*) og lækat (*Mustela erminea*), men de anvendte fælder er for små til udvoksede eksemplarer af de to arter.

I de konventionelt dyrkede områder undersøgt af Jensen & Hansen (2003) blev der fanget adskillige arter af småpattedyr på dyrkningsfladen, bl.a. halsbåndmus i roe-, raps- og hvedemarker, dog i lavt antal, samt sydmarkmus (*Microtus arvalis*) i rapsmarker. De nævnte afgrøder indgik ikke i nærværende undersøgelse. Men på arealer med konventionelt dyrket kulturgræs fandt Jensen & Hansen (2003) ligesom vores undersøgelse, at almindelig markmus, dværgmus og almindelig spidsmus dominerede antalsmæssigt over de øvrige arter af småpattedyr. Vores undersøgelse fandt endvidere forskelle i individantal pr. transekt i konventionelt og økologisk jordbrug. På arealer med kulturgræs fandtes almindelig markmus i meget lavere antal pr. transekt på de konventionelle græsarealer end på de økologiske, hvilket kan skyldes flere ting. Men at den manglende brug af herbicider på økologiske arealer tillader en højere artsdiversitet i plantesamfundet med flere urter, som markmus foretrækker at spise,

Dværgmus (*Micromys minutus*) Foto: Kent Olsen

er formentlig en bidragende forklaring. En anden årsag kan også være, at græsningsintensitet er lavere på de økologiske arealer, hvorved græsarealers overordnede struktur ikke fremtræder så tæt afgræsset som på de konventionelle arealer, men i stedet rummer mere heterogen struktur, der yder en bedre beskyttelse for musene. Tendensen til et lavere antal dværgmus pr. transekt på de konventionelle græsarealer i forhold til økologiske skyldes formentlig igen, at de konventionelle arealer rummer en mindre kompleks og mere homogen vegetation end de økologiske. Generelt kan vegetationen både være højere og tættere på de økologiske arealer end på de konventionelle, men artsdiversiteten kan også være højere (Chiverton & Sotherton 1991; Ponce et al. 2011), hvorved de økologiske arealer rummer et bredere fødegrundlag for dværgmus på grund af en mere forskelligartet frøsætning. Almindelig spidsmus blev ligeledes fanget i højere antal individer pr. transekt på økologiske græsarealer, formentlig fordi tæt vegetation yder en bedre beskyttelse, men måske også fordi fødetilgængeligheden i form leddyr kan være højere på økologiske arealer (Ponce et al. 2011; Reddersen 1997).

I levende hegn var rødmus den antalsmæssigt mest dominerende art både i konventionelle og i økologiske. Der var en tendens til, at rødmus forekom i mindre antal i de konventionelle læhegn end i de økologiske, hvilket formentlig kan henføres til et generelt mindre tæt bunddække i konventionelle hegn (Jensen 1984) foruden en reduceret bær- og frugtproduktion. Konventionelle læhegn kan i høj grad være påvirkede af herbicider, der under sprøjtning på de tilstødende arealer føres med vinden væk fra dyrkningsfladen og ind over randarealerne. Som resultat kan de tilstødende arealer til konventionelle marker få en mindre kompleks og mere homogen vegetation

end tilfældet er i randzonen til økologisk drift (Chiverton & Sotherton 1991). Det kan også betyde, at vegetationen er både fysisk lavere og mere åben i de konventionelle habitater, og at artsdiversiteten af planter er lavere (Ponce et al. 2011; Strandberg et al. submitted). Således kan konventionelle arealer under påvirkning fra herbicider rumme både et ringere fødegrundlag for de frugivore-granivore småpattedyr som eksempelvis rødmus, skovmus, halsbåndmus og dværgmus på grund af planternes overordnet set lavere produktion af bær og frø, men også et mindre forskelligartet fødegrundlag på grund af en mere ensartet artspulje i de levende hegn.

Der sås også en tendens til, at der var færre individer af dværgmus pr. transekt i de konventionelle læhegn end i de økologiske. Det kan igen hænge sammen med, at brugen af herbicider på de tilstødende konventionelle arealer påvirker forholdene i de levende hegn, da dværgmus ud over at være afhængig af planternes frøsætning også er afhængige af en relativt høj græsvegetation med en tæt dækningsgrad for at kunne etablere deres reder, der typisk anbringes oppe i vegetationen. Halsbåndmus og almindelig spidsmus viste ikke nogen forskel i antal individer pr. transekt i levende hegn alt efter driftsformen på de tilstødende arealer. Det kan hænge sammen med, at halsbåndmus i skovene gerne færdes i åbent terræn (Jensen 1984), hvorfor de ikke forventes at blive påvirket i særlig negativ grad af forskelle i planteproduktion og vegetationsstruktur. Ligeledes er almindelig spidsmus heller ikke direkte afhængige af planteproduktionen, men formentlig lang mere afhængig af fødetilgængelighed i form af leddyr (Baagøe & Jensen 2007), der ikke nødvendigvis responderer på driftsformen på samme måde i levende hegn som ude på selv driftsarealerne (Chiverton & Sotherton 1991; Strandberg et al. submitted).

Artsdiversiteten af småpattedyr forøgedes med småbiotopernes stigende areal, hvilket er i overensstemmelse med generel ø-biogeografisk teori (MacArthur & Wilson 1967), hvor artsantallet på en ø hovedsagelig er bestemt af øens areal og afstand til fastlandet, men hvor dog levestedernes beskaffenhed på øen ligeledes er af stor betydning. Man kan sige, at i stærkt fragmenteret agerland vil mange småbiotoper typisk ligge som øer i et hav af dyrkningsflader, der kan virke stærkt begrænsende for spredning af småpattedyr og dermed begrænsende for indvandring til småbiotopen. Sammenhængen mellem artsantal og areal følger således også teorien om metapopulationer (Levins 1969), hvor artsantallet på et givent sted ikke blot afhænger af de lokale miljøforhold, men også af forbindelsesmulighederne (korridorer) til andre lignende steder. I den forbindelse viste Christensen (1999), at bestande af småpattedyr i mange småbiotoper i konventionelt jordbrug uddøde i løbet af vinteren, og genkoloniseringen fandt først sted hen over sommeren, hvor indeværende års ungeproduktion på nabohabitater indvandrede. Herved reflekterer artsantallet på et givent sted en dynamik skabt af arter, der koloniserer og uddør (Vandvik & Goldberg 2006).

Småpattedyr anses for at have rimelig gode spredningsevner, hvilket har dannet basis for at antage, at spredningsbegrænsning er uden betydning for småpattedyrbestande. Men når fragmentering af landskabet sætter ind, og spredningsbarrierer i form af meget store marker skabes, kan artsantallet af småpattedyr påvirkes. I nærværende undersøgelse fandtes således en sammenhæng mellem artsdiversitet og areal for både konventionelle og økologiske brug, hvor småbiotoper i konventionelle jordbrug synes at kunne rumme samme artsantal som de økologiske brug (Fig. 3). Der var imidlertid en tendens til, at småbiotoper i konventionelle brug generelt havde færre individer pr. transekt end de økologiske. Det antyder, at det både er småbiotopernes struktur og landskabets struktur, der bestemmer antallet af småpattedyrarter og deres populationsstørrelser. Marchi et al. (2013) fandt ud fra analyser af den genetiske struktur og graden af genetisk udveksling, at både landskabsstruktur og markbehandling har betydning for almindelig markmus, men at økologisk dyrkning alene ikke vil kunne forbedre forholdene, og at økologiske brug derfor ikke i sig selv kan ses som refugier for biodiversitet. I kombination med resultaterne af indeværende undersøgelse, kan økologisk landbrug således anses for at være gunstig for bestandsstørrelserne af småpattedyr, men driftsformen er ikke nok i sig selv til at føre til forbedrede forhold for småpattedyrene i et fragmenteret agerland som det undersøgte.

I Danmark anses økologiske jordbrug for at rumme et større antal småbiotoper pr. arealenhed end tilfældet er i konventionelle brug. Det forklares overvejende ud fra en generelt højere andel af vådbund med højt indhold af organisk materiale og generelt mindre (<20 ha) driftsstørrelser (Dalgaard 2011). For småpattedyrenes vedkommende vil det ikke i sig selv foranledige en højere artsdiversitet, men nok nogle generelt højere bestandsniveauer. Imidlertid går tendensen for økologisk jordbrug aktuelt imod større bedrifter, hvorved antallet af småbiotoper mindskes, sådan som det allerede tidligere har været tilfældet på de konventionelle jorde. Det vil få den konsekvens, at de aktuelle forskelle mellem konventionelle og økologiske brug gradvist reduceres på bekostning af småpattedyrfaunaen og biodiversiteten generelt.

TAK

Dette projekt var et delprojekt i REFUGIA, "The role of organic farms as refuges for biodiversity", som var en del af programpakken DARCOF III, 2005-2010, "Research in Organic Food and Farming", finansieret af Fødevareministeriet.

CITERET LITTERATUR

Bates, FS & Harris, S 2009: Does hedgerow management on organic farms benefit small mammal populations? - Agriculture Ecosystems & Environment 129: 124-130.

Bengtsson, J, Ahnström, J & Weibull, A-C 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. - Journal of Applied Ecology 42: 261-269.

Baagøe, HJ & Jensen, TS (red.) 2007: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, København.

Chiverton, PA & Sotherton, NW 1991: The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. - Journal of Applied Ecology 28: 1027-1039.

Christensen, SB 1999: Small mammals in agricultural small biotopes (In Danish). - Master Thesis. Aarhus University, Aarhus.

Dalgaard, T 2011: Materials and Methods REFUGIA project working paper. - Aarhus University, Department of Agroecology.

Fuller, RJ, Norton, LR, Feber, RE, Johnson, PJ, Chamberlain, DE, Joys, AC, Mathews, F, Stuart, RC, Townsend, MC, Manley, WJ, Wolfe, MS, Macdonald, DW & Firbank, LG 2005: Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. - Biology Letters 1: 431-434.

Geiger, F, Bengtsson, J, Berendse, F, Weisser, WW, Emmerson, M, Morales, MB, Ceryngier, P, Liira, J, Tscharntke, T, Winqvist, C, Eggers, S, Bommarco, R, Part, T, Bretagnolle, V, Plantegenest, M, Clement, LW, Dennis, C, Palmer, C, Onate, JJ, Guerrero, I, Hawro, V, Aavik, T, Thies, C, Flohre, A, Hanke, S, Fischer, C, Goedhart, PW & Inchausti, P 2010: Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. - Basic and Applied Ecology 11: 97-105.

Hole, DG, Perkins, AJ, Wilson, JD, Alexander, IH, Grice, F & Evans, AD 2005: Does organic farming benefit biodiversity? - Biological Conservation 122: 113-130.

Jensen, TS 1984: Habitat distribution, home range and movements of rodents in mature forest and reforestation. - Acta Zool. Fennica 171: 305-307.

Jensen, TS & Hansen, TS 2003: Biodiversity and habitat distribution of small mammals in Danish arable land (in Danish). - Flora og Fauna 109: 8-21.

Jonason, D, Andersson, GKS, Ockinger, E, Smith, HG & Bengtsson, J 2012: Field scale organic farming does not counteract landscape effects on butterfly trait composition. - Agriculture Ecosystems & Environment 158: 66-71.

Lambin, X & MacKinnon, J 1997: The relative efficiency of two commercial live-traps for small mammals. - Journal of Zoology 242: 400-404.

Levin, G 2007: Relationships between Danish organic farming and landscape composition. - Agriculture, Ecosystems & Environment 120: 330-344.

Levins, R 1969: Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. - Bulletin of the ESA 15: 237-240.

MacArthur, RH & Wilson, EO 1967: The Theory of Island Biogeography. - Princeton University Press, Princeton, N.J.

Marchi C, Andersen LW, Damgaard CF, Olsen K, Jensen TS, Loeschcke V 2013: Gene flow and population structure of a common agricultural wild species (*Microtus agrestis*) under different land management regimes. - Heredity 11: 486–494.

Ponce, C, Bravo, C, de León, DG, Magaña, M & Alonso, JC 2011: Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. - Agriculture, Ecosystems & Environment 141: 193-201.

Purtauf, T, Roschewitz, I, Dauber, J, Thies, C, Tscharntke, T & Wolters, V 2005: Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. - Agriculture, Ecosystems & Environment 108: 165-174.

R Development Core Team 2013: R - A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria http://www.R-project.org.

Reddersen, J 1997: The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. - Entomological Research in Organic Agriculture 61-71.

Alm. Markmus (*Microtus agrestis*)
Foto: Kent Olsen

Robinson, R A & Sutherland, W J 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. - Journal of Applied Ecology 39: 157-176.

Strandberg, B, Damgaard, C & Dalgaard, T submitted: Time matters: effect of time since transition to organic farming on hedgerow ground vegetation. - Agriculture, Ecosystems and Environment

Vandvik, V & Goldberg, DE 2006: Sources of diversity in a grassland metacommunity: quantifying the contribution of dispersal to species richness. - Am Nat 168: 157-167.

Weibull, A-C, Östman, Ö & Granqvist, Å 2003: Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. - Biodiversity & Conservation 12: 1335-1355.

Winqvist, C, Bengtsson, J, Aavik, T, Berendse, F, Clement, LW, Eggers, S, Fischer, C, Flohre, A, Geiger, F, Liira, J, Part, T, Thies, C, Tscharntke, T, Weisser, WW & Bommarco, R 2011: Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. - Journal of Applied Ecology 48: 570-579.

Aavik, T & Liira, J 2010: Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. - Agriculture, Ecosystems & Environment 135: 178-186.

Naturhistorie fra Danmark: De danske guldsmede og dagsommerfugle kortlægges i to nye atlasprojekter 2014-16

Af Thomas Eske Holm [1], Morten DD Hansen [2], Nicholas Bell, Erik Dylmer, Kent Olsen [2] og Lars Iversen

Arternes antal, fænologi og udbredelse ændrer sig over tid. Nogle arter oplever nedgange og er i risiko for at uddø, mens andre arter indvandrer til Danmark og er i kraftig vækst. At arter indvandrer eller uddør, er en del af den naturlige dynamik og en vigtig drivkraft i evolutionen. I kulturlandskabet skyldes ændringerne først og fremmest menneskeskabte faktorer som ødelæggelse af levesteder, eutrofiering, fragmentering, dræning samt – naturligvis – klimaændringer. Ændringerne af naturen har dramatisk reduceret mængden og diversiteten af levesteder, hvilket gør, at biodiversiteten er i kraftig tilbagegang.

I 2020 skal vi igen evaluere målet om standsningen af tab af biodiversitet. Der er til dato konstateret mindst 37.000 arter i Danmark (Skipper 2014), og da det er langt flere, end vi kan overvåge, blev der i 2010 udvalgt en række arter og artsgrupper som indikatorer (Ejrnæs m.fl. 2011). For langt de fleste arter har vi ikke objektive data at basere denne evaluering på og må derfor ty til subjektive vurderinger. Hvis man ønsker en målrettet indsats for den danske biodiversitet, kræver det imidlertid i langt højere grad en konkret, objektiv og databaseret viden.

Denne viden kan for mange artsgrupper indsamles gennem atlasprojekter, der har til formål at kortlægge udbredelsen af plante- eller dyrearter. Derved opnår man en basal viden om, hvor i landet de forskellige arter findes, hvilke naturtyper de findes i og hvornår på året de ses. Et typisk atlas er baseret på arternes forekomst i et landsdækkende net af kvadrater, ofte 5 x 5 km eller 10 x 10 km. I Danmark er der udført landsdækkende atlasprojekter for blandt andet fugle, ferskvandsfisk, pattedyr, dagsommerfugle, karplanter og svampe. Atlasprojekters helt store værdi ligger i deres anvendelse som sammenligningsgrundlag. Når et atlasprojekt gentages, er det muligt at belyse de ændringer i fx udbredelse og fænologi, der er sket i den mellemliggende periode, som typisk er 10-20 år. Det er ofte svært eller umuligt at vide, om arterne er i fremgang eller tilbagegang, hvis ikke der er et udgangspunkt eller en baseline, hvor man ved hvor udbredte arterne normalt er eller har været. Nye atlasprojekter giver således et klart billede af den aktuelle tilstand.

To af de artsgrupper, vi mangler databaseret viden om, er guldsmede og dagsommerfugle. Derfor har vi her i 2014 igangsat et guldsmedeatlas og et dagsommerfugleatlas, som begge vil vare i mindst tre år. I 2016 vil vi vurdere, om der er kvadrater, der er mangelfuldt undersøgt. I så fald kan vi forlænge undersøgelsesperioden med et år eller to.

Generelt har det vist sig, at diversiteten af guldsmede tydeligt afspejler kompleksiteten i den øvrige biodiversitet (Bulkanova 1997, Sahlén & Ekestubbe 2001). Derudover er adulte guldsmede i stand til at tilbagelægge store afstande på relativ kort tid (May 2013), fx er den subtropiske art brun kejserguldsmed truffet på Island adskillige gange. Sammenholder man deres spredningsevne med, at larvernes udvikling i vandmiljøet er temperaturafhængig, indebærer det, at guldsmede hurtigt responderer på klimaændringer. I løbet af blot få år kan en art kolonisere nye områder, som vi fx har set det hos stor kejserguldsmed. Den blev observeret i Danmark første gang i 1994 og spredte sig i løbet af et årti til at være almindeligt forekommende i hele Danmark (Nielsen 1995, www.fugleognatur.dk). Guldsmedene er således yderst velegnede indikatorer for såvel biodiversitet som klimaændringer.

Vi formoder at engblåfugl *Cyaniris semiargus* er gået meget tilbage de seneste 20 år. Dette vil projektet kunne be- eller afkræfte. Her er arten ved at lave en ny generation. *Foto: Morten DD Hansen*

[1] *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, Grenåvej 14, 8410 Rønde.* [2] *Naturhistorisk Museum, Wilhelm Meyers Allé 210, 8000 Aarhus*

Grøn køllegguldsmed *Ophiogomphus cecilia* er en art der er tilknyttet rene vandløb. Har den mangeårige indsats for renere vand i vandløbene fået en effekt på dens udbredelse? Vi ved det faktisk ikke, men det skal atlasprojektet være med til at belyse. *Foto: Nicholas Bell*

Der har dog aldrig tidligere været foretaget en målrettet og organiseret kortlægning af de danske guldsmede. Historisk set har registreringen af guldsmedenes udbredelse således været mangelfuld og tilfældig, og sammenligningsgrundlaget mangler derfor. Det skal det første guldsmedeatlas rode bod på.

Dagsommerfuglene har til gengæld være kortlagt før. Det første dagsommerfugleatlas blev gennemført i starten af 1990erne under ledelse af Michael Stoltze og resulterede bl.a. i bogklassikeren Danske dagsommerfugle. Det nye atlasprojekt er således Danmarks andet nationale dagsommerfugleatlas. Med titlen 2.0 signalerer vi dels, at det er atlasprojekt nr. 2, og dels, at vi udelukkende benytter os af web 2.0, dvs. at dataindsamlingen alene bliver web-baseret i modsætning til det tidligere, som blev foretaget før internettets tid. Med data fra det nye sommerfugleatlas vil vi om få år have håndgribelige data, der viser, hvordan det står til med Danmarks dagsommerfugle, og hvordan det er gået arterne siden 90'erne. Dataindsamlingen vil foregå i Naturbasen på www.fugleognatur.dk, som har alle faciliteter til indrapportering af præcise data og til kvalitetssikring. Der findes en gratis mobil applikation kaldet Naturbasen til Iphone og android til indtastning i felten.

Der vil i foråret 2014 blive oprettet to nye atlashjemmesider, www.guldsmedeatlas.dk og www.sommerfugleatlas.dk, som løbende vil vise opdaterede atlaskort med resultaterne. Samtidig vil man kunne tilmelde sig nyhedsbreve, og allerede nu kan man på Facebook følge med i de to grupper vi har oprettet.
Vi vil gerne invitere alle med til at bidrage til projekterne og håber på en så bred opbakning som muligt.

CITERET LITTETRATUR

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Skipper, L. 2014. Hvor mange arter findes i Danmark? http://www.allearter.dk/danske_arter.htm

Bulankova, E. 1997. Dragonflies (Odonata) as bioindicators of environment quality. Biologia 52: 177-180.

Sahlén, G. & Ekestubbe, K. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. Biodiversity and Conservation 10(5): 673-690.

Nielsen, O. F. 1995. Anax imperator - found again in the south-western part of Denmark. Entomologiske Meddelelser 63(4): 97-98

May, M. L. 2013. A critical overview of progress in studies of migration of dragonflies (Odonata: Anisoptera), with emphasis on North America. Journal of Insect Conservation 17: 1-15.

119. ÅRGANG
HÆFTE 3-4

April 2014

FLORA &FAUNA

Udgives af
JYDSK NATURHISTORISK FORENING
Udkommer 2-3 gange om året
www.jydsknaturhistorisk.dk

Formand:
Eigil Holm, Byskovvej 4, 8751 Gedved. tlf. 75 66 51 30 E-mail: eigil.holm@pc.dk, www.eigilholm.dk

Personlige abonnenter: kr. 190,00 pr. årgang (incl. moms). Institutioner: kr. 215,00 pr. årgang (incl. moms) og udlandsabon. kr. 230.

Girokonto nr. 7 06 87 86.

Abonnement kan tegnes ved at indbetale abonement til foreningens konto eller ved henvendelse til formanden.

Register til årgang 118 findes på hjemmesiden: www.jydsknaturhistorisk.dk

Forsidefotos:
Polarræv *Vulpes lagopus*. Foto: Morten Hilmer. *www.mortenhilmer.dk*
Læderløber *Carabus coriaceus* Foto: Kaare W. Jensen

Bagsidefoto:
Martsviol *Viola Odorata*. Foto: Sussie Pagh.

Redaktion:

Jens Reddersen, ansvarshavende redaktør (zoologi), Bykrogen 3, 8420 Knebel. tlf. 8635 0820, E-mail: jens.reddersen@vip.cybercity.dk.

Torben Ebbensgaard (botanik og økologi), Smorupvej 42, 9610 Nørager. Tlf. 41767695. E-mail: floraogfaunared@gmail.com.

Sussie Pagh (zoologi, layout & teknik), Bjergfyrvej 11, 8250 Egå. E-mail: red@floraogfauna.dk

Bestyrelse: Eigil Holm (formand), Per Egge Rasmussen, Henrik Sell, Peter Wind, Amdi Nedergaard, Flemming Vesterholm Jørgensen (kasserer), Ophelia Acton (sekretær).

Tryk: EJ Graphic, Århus. ISSN 0015-3818