

ÅRSSKRIFT FOR

Jydsk Naturhistorisk
Forening

128 ÅRGANG · 2023

Aarhus, februar 2024

Løssalgspis: 100 kr.

FLORA & FAUNA



TORNSANGERE FRA HJELM · HVIDGUL SKOVLILJE · DØGNFLUEN
ELECTROGENA AFFINIS · VANDLØBSINSEKTER I VEJLE ÅDAL · ARTERS
FORSVINDEN FRA DANMARK · MASKINEL FLYTNING AF SKOV-
HULLÆBE · BOGANMELDELSER · FORENINGENS EKSKURSIONER

Ornitologers og andet godtfolks grønne foreninger

Danmark er foreningernes land. Heldigvis er der fortsat et stort antal grønne foreninger, spændende fra de specialiserede med fokus på fx insekter, mosser eller pattedyr, til foreninger med et meget bredt sigte. Medlemmernes interesser spænder fra det meget fagspecifikke til en generel naturinteresse.

En af de grønne er Dansk Ornitologisk Forening (DOF). Dens tidligere formand Christian Hjort har i en bog udgivet fornyeligt gjort status over foreningens virke og resultater i snart et helt århundrede, selv om bogens titel er: Med DOF i et halvt århundrede. Det var en periode, hvor foreningen havde tætte kontakter til det politiske niveau, og hvor de grønnes foreninger indflydelse generelt var stor. Men det var også en periode, hvor Svend Aukens (S) imperium blev omstyrtet af en ny regerings miljøminister, Hans Chr. Schmidt (V). I dennes regeringstid blev den grønne indflydelse sat på frysepunktet. Trods megen modgang kan Hjort i bogen pege på mange positive højdepunkter. Et af de første og største var det såkaldte 'Køkkenbordsforlig', hvor jagtforeninger, Danmarks Naturfredningsforening (DN), Friluftsrådet og DOF blev enige om en indstilling til en ny jagtlov, der primært skulle beskytte vildtlevende pattedyr og fugle, sekundært forvalte en jagtlig udnyttelse.

Men ornitologerne har ikke været de eneste forkæmpere for en bedre naturbeskyttelse. En forening, der nok er gået en del under radaren, er Danmarks Sportsfiskerforbund, der med miljøkonsulent Børge Christensen i spidsen bærer en stor del af æren for, at de danske vandløbs tilstand er blevet væsentlig forbedret i det seneste halve århundrede. Det gælder bl.a. ved bekæmpelse af forurening, eksempelvis Grindstedværkets forurening af Varde Å-systemet og Cheminovas giftdepoter på Harboøre Tange, samt nedlæggelse af dambrug og fjernelse af opstemninger. De mange afsløringer af forurening af vandmiljøet medførte ny og skærpet lovgivning på miljøområdet, milliardinvesteringer i bedre rensning af spildevand og skærpede regler for dambrugsdrift. Nok er det endnu ikke lykkedes at fjerne Tangeværkets spærring af Gudenå, men der er vel håb endnu.

Danmarks Naturfredningsforening har i alle årene været langt den største af de grønne. Med et medlemstal, der på et tidspunkt var tæt på 400.000, har foreningen alene eller med andre grønne foreninger kunnet lægge betydeligt tryk på politikerne - der var jo vælgerstemmer at hente. DN's organisation med lokalkomiteer i alle kommuner bevirker, at der både nationalt og lokalt kan rekrutteres ildsjæle med fagkendskab til nær-naturen. Disse personer har været bærende for de mange fredningssager DN har rejst og ofte vundet.

En anden men meget mindre forening med bredt naturfokus er nærværende publikationsudgiver, Jydsk Naturhistorisk Forening. Engang

var der mange naturhistoriske foreninger, men de fleste er nedlagt på grund af svigtende medlemstal. Denne forenings force er udgivelsen af tidsskriftet Flora & Fauna, som på grund af de videnskabelige artikler kan fastholde abonnenter. Andre foreninger har ligeledes videnskabelige eller populærvidenskabelige tidsskrifter, der måske ikke sælger billetter hos politikerne, men som kan bringe nye oplysninger om dansk natur til brug for fremtidige kampagner. Igen: der kræves frivillige!

Dansk Botanisk Forening (DBF), der er Danmarks ældste grønne forening, stiftet i 1840, og udgiver af tidsskriftet URT, har et naturbeskyttelsesudvalg (NBU). Udvalget arbejder med sager inden for naturbeskyttelsesloven, høringer af lovgivning, fredningssager og andre landsdækkende naturbeskyttelsessager. NBU indsender bl.a. høringsvar (på vegne af DBF) til f.eks. lovgivning og nye initiativer fra Miljøministeriet og andre sager på nationalt plan. DBF er blandt andet høringsberettiget i forbindelse med kommunale afgørelser i forhold til Naturbeskyttel-

seslovens § 3. Det betyder, at DBF har indsendt adskillige klager over kommunale § 3-afgørelser, der går naturinteresser imod. Foreningen har i mange tilfælde fået medhold. I den forbindelse skal det fremhæves, at DBF's sagslæsning udføres af frivillige medlemmer af foreningen. En anden forening med fokus på fredningsarbejde er Entomologisk Forening.

Heldigvis er der også kommet nye, unge foreninger til, fx. De unge Biodiversitets-ambasadorer (DUB), der ved sidste års Naturmøde fik statsminister Mette Frederiksen i tale. DUB vil stoppe tilbagegangen af biodiversiteten, samt oplyse om dens vigtighed ved at inddrage andre unge i at påvirke beslutningstagere til at tage ansvar og handle derpå. De arbejder med positiv formidling og har et vidensbaseret udgangspunkt. En anden forening i fremgang er Svampeforeningen, der nyder godt af en stigende interesse i befolkningen, også blandt de unge.

Samlet set må vi påpege, at selv om det for flere foreninger kniber med at opretholde medlemsskaren, så er der stadig behov for at råbe politikerne op, og derfor må vi værdsætte, at der stadig er folk, der vil bruge kostbar, frivillig tid på dette vigtige arbejde.

Thomas Secher Jensen & Peter Wind

Indhold årgang 128

REDAKTIONELT

- 2 Leder: Ornitologers og andet godtfolks grønne foreninger
- 70 Peter Wind: Jydsk Naturhistorisk Forenings ekskursioner i 2023
- 71 Inga Kofoed Andersen: Bestyrelsens beretning 2023

VIDENSKABELIGE ARTIKLER

- 3 Kjeld Hansen: Lokal spredning og borttræk af juvenile Tornsangere (*Curruca communis*) fra øen Hjelm i Kattegat
- 18 Peter Wind: Hvidgul Skovlilje (*Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce) som byorkidé
- 26 Kim Pless-Schmidt, Johan Kjær Prehn & Peter Wiberg-Larsen: *Electrogena affinis* (Eaton, 1886) – en "ny" dansk døgnflue (Ephemeroptera, Insekter)
- 36 Peter Wiberg-Larsen & Keld Rasmussen: Vejleområdet – et biodiversitet "hot spot" for vandløbsinsekter
- 45 Peter Wiberg-Larsen & Kaj Sand-Jensen: Arters forsvinden fra Danmark i nyere tid
- 59 Henrik Æ. Pedersen: Et forsøg med maskinel flytning af Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*) i Esbjerg Kommune – status efter tre års monitoring

BOGANMELDELSER

- 24 Gudrun Gormsen (red.): Dansk Landbrug 1945-2020
- 44 Henrik Æ. Pedersen: Orkidéernes verden
- 57 Jens Gregersen: Årstiderne
- Jens Gregersen: Havørn
- 58 Aksel Bo Madsen: Odderen – en succeshistorie i dansk naturforvaltning



Lokal spredning og borttræk af juvenile Tornsangere (*Curruca communis*) fra øen Hjelm i Kattegat

Af Kjeld Hansen¹

INTRODUKTION

Generelt følges unger af spurvefugle i en periode efter redetiden af forældrefuglene, der fortsat fodrer dem, men med aftagende hyppighed. Typisk varer denne fase et par uger, men hvad der foregår i denne selvstændighedsfase er kun sjældent belyst på basis af større mængder data. Dette studie har set nærmere på spørgsmålet for Tornsangeren (*Curruca communis*), der i dag er den mest udbredte spurvefugl i Danmark (Vikstrøm & Moshøj 2020), samtidig med at det er en trækfugl, der overvintrer i Afrika.

Hvordan tilbringer en juvenil Tornsanger de første afgørende uger af sin levetid frem til den nat, hvor den letter for at flyve mod

Afrika? Holder den sig til området omkring reden, eller flyver den længere væk før efterårstrækket? Og kan den overhovedet flyve, når den hopper af reden? Disse spørgsmål og en række andre vedrørende de juvenile fugles bevægelser i landskabet besvares i denne artikel.

Juvenile Tornsangeres lokale bevægelsesmønstre før efterårstrækket er ikke tidligere beskrevet, ej heller forskellene mellem unger af første og andet kuld. I litteraturen foreligger der omtaler af den gradvise selvstændighed, som en juvenil fugl opnår i forhold til forældreparret (Diesselhorst 1968, MacDonald 1979, Siefke 1962, Spitznagel 1978), men ofte er det mere antagelser og formodninger baseret på få

observationer end veldokumenterede analyser af større mængder fangstdata.

Takket være ringmærkerne på Hjelm Fuglestation er der et ganske omfattende materiale til rådighed som resultat af særdeles minutøse notater gennem hele ynglesæsonen i 1976 samt fra de forudgående tre år. På den baggrund har det været muligt at give en detaljeret beskrivelse af de juvenile Tornsangeres adfærd frem til øen forlades i løbet af august.

STUDIEOMRÅDET

Med en beliggenhed i Kattegat 6 km fra det jyske fastland var øen Hjelm (56°8'0"N 10°48'10"E) tæt på at være det perfekte

Summary

Local movements and dispersal of young Common Whitethroat *Curruca communis* on the island of Hjelm

In the 1976 breeding season, we ringed 421 pulli of Whitethroat *Curruca communis* on the island of Hjelm (56°8'0"N 10°48'10"E). The first nestling hatched on 4 June and the last on 26 July. Of these 421 pulli, 415 successfully flew the nest, and subsequently 332 (80 per cent) were recaptured at least once in the 40 mistnets distributed all over the island; in total, 958 recaptures were recorded, of which 934 are used in this paper (Fig. 3). Categorized by clutch number, there were 310 1st clutch birds, which resulted in 762 recaptures (2.45 per individual), while 105 2nd clutch birds provided 172 recaptures (1.63 per individual). The number of recaptures culminates with a median value of 33 days, but marked differences are seen between 1st and 2nd clutch birds (Figure 4A+4B). In particular, the difference should be noted for 16-20 days old birds, where the average of 1st clutch juveniles are 43.5 meters compared to 95.5 meters for 2nd clutch birds (Table 1).

The morphological prerequisites for the juvenile bird's behavior are shown in Table 2 and Figure 5. When the young birds leave the nest at the age of 10-12 days, they are far from being able to fly, and it takes 25 days since hatching before the juvenile bird can roam freely and ceases to be dependent on the parents' feeding. Fig. 7 suggests that juveniles from 2nd clutch disperse faster and farther away than juveniles from 1st clutches, even if they have

the same parents and are hatched in the same breeding territory. See also data in Table 1.

The moulting cycle of the parent birds is important for the independence of the late juvenile birds. Moulting at Hjelm starts around 15 July and lasts some 51 days, and the 2nd clutch nestlings, which leave the nest late i.e. after 15 July, could be assumed to show a lower body weight than the early 1st clutch juveniles, but 757 measurements of 1st clutch juveniles gave 14.42 g on average (SEM= 1.224), while 169 measurements on 2nd clutch juveniles gave 14.52 g on average (SEM= 1.734). The difference is so infinitesimally small that there is no basis for assuming that juveniles of 1st clutches are in better shape than juveniles of 2nd clutches.

The juvenile Whitethroat reaches independence at the age of 25 days (Siefke 1962, McDonald 1979, pers. obs.) but does not leave Hjelm for Africa immediately thereafter. The departure date is predominantly determined by the endogenous annual rhythm (Fig. 8) (Helbig 1989). The breeding habitat on Hjelm consists of an oval moraine mound, which measures 450 meters from west to east and 600 meters from north to south. This means that no juvenile bird can move further away than 600 meters from its original nest site without leaving the island. It is characteristic, however, that the juvenile birds, regardless of the location of the nest, make for the edge of the moraine mound, from which they are "thrown"

continued on page 4

¹ Kjeld Hansen: Druebjerggård, Tåstrupvej 31, 4672 Klippinge. kjeld@baeredygtighed.dk

sted i 1976 for populationsdynamiske undersøgelser af ynglende spurvefugle som Tornsanger *Curruca communis*. Ynglehabitatet var den 25 ha store morænebakke, som er hævet op til 45 m over havet og omgivet af 37 ha åbne græs- og strandarealer (Billede 2).

Hjelm tilbød flere fordele for populationsundersøgelser. Øens isolation forhindrede

i vid udstrækning tilfældige besøg af ynglefugle fra naboområder, mens undersøgelsesområdet på 25 ha understøttede en tilstrækkelig stor bestand af Tornsangere til at levere data til overbevisende statistiske analyser. Samtidig var undersøgelsesområdet ikke større, end at det kunne gennemgås dagligt, så alle ynglepar og deres reder kunne følges dag-til-dag.

Øen havde ikke længere nogen faste beboere, så ingen forstyrrende eller destruktive aktiviteter ville finde sted. Efter 125 år med landbrug var ploven blevet parkeret i 1965, og bonden gik i land. Siden da havde en ureguleret flora og fauna spredt sig over de 15 ha gamle marker. I 1975-76, da denne undersøgelse fandt sted, var tilgroningen stadig i en tidlig fase, hvilket skabte velegnede forhold for en meget stor bestand af

back on the island, subsequently to look for the edge again but in a different place (Fig. 7). I have dubbed this phenomenon the “pinball effect”. One might also think that the birds would quite naturally hit the edge in their random exploration of the landscape, but the interesting thing is that they stop there. They do not continue beyond to cross the sea and fly to the fully visible mainland, which after all is only 6 km to the west. (Fig. 11).

With an average of 7.7 pairs per 10 acres (fig. 9), the breeding territories on Hjelm are so many and covering most of the island that the juvenile birds have not been able to move around freely without having to pass again and again through active breeding territories, but no aggressive clashes have been observed. The explanation is that territorial defense ceases after mating when the males also stop singing quite abruptly (Diesselhorst 1968, Balsby 2010, pers. obs.). This means that new males/pairs can “squeeze” in between the already established ones. It is not, however, that the basic structure of the population is dissolved, but only that late-coming birds are accepted in the former mating territory, where only a much smaller breeding territory around the nest itself is defended (Diesselhorst 1968). Juvenile Whitethroats are ignored on an equal footing with adult Whitethroats and therefore have a free pass to roam everywhere.

The evolutionary purpose of the pre-fall dispersal of juvenile birds is to familiarize themselves with the landscape for the following year's return to breed successfully (Switzer 1993). In 1976 this site fidelity was the general rule for 85% of breeding males and 44% of females, all of which had originally been hatched on the island or had previously bred there. In 1976, 27 older males (2K+) out of 30 (90%) showed even higher site fidelity by occupying the same breeding territory (within less than 100 meters) that they had used the previous year. In contrast, only 6 out of 16 (38%) older females (2K+) chose breeding territory within 100 m of the previous year's breeding site, while 10 females bred in territories unrelated to sites in previous years (Hansen 2023).

An interesting question, then, is how accurately the first-time

breeding birds will be able to seek out their original nest site, or alternatively whether they will even make the attempt. For 29 first-time breeding males, all of which had hatched on the island the previous year, only one male came close to his natal site at 43 metres, while the average landed at 324 meters (range 43-513 metres). The nearest female chose her 1976 nest at 177 meters from the previous year's hatching place, while the average female landed at 296 meters (range 117-433 meters).

The population of Whitethroats in Denmark has experienced a remarkable recovery during the past 50 years and today the species is the most widespread passerine in Denmark (Vikstrøm & Moshøj 2020). The population has grown from an estimated size of around 358,000 breeding pairs in 1993-1996 to 393,000 pairs in 2014-2017 (Meltøfte et al. 2021). The high productivity in Whitethroat communities such as the one on Hjelm with an increasing two-clutch strategy is the likely reason for this comeback, which coincides with increasing global warming promoting an earlier arrival in spring and thus prolonging the breeding season and the possibility of two clutches (Tøttrup 2006B).

However, there is no modern data available for Whitethroat population dynamics that can support this view. But an excellent study of the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) in SW Poland over two periods 1980-1983 and 2005-2012 confirms the connection between early spring arrival and productivity. Halupka et al. (2021) showed that their population of Reed Warblers took full advantage of an extended breeding season, which was probably due to higher average temperatures, to produce more clutches and more fledglings. The Reed Warbler is a long-distance migrant that winters in sub-Saharan Africa, as is the Whitethroat, making it fair to compare the two species.

Keywords: Hjelm, Common Whitethroat, juvenile movement patterns, morphology, migration, site fidelity, climate change.

Nøgleord: Hjelm, Tornsanger, juvenile bevægelsesmønstre, morfologi, borttræk, stedtrohed, klimaændringer.

Tornsanger. Siden fortsatte genvæksten, så det bakkede plateau i dag er dækket af tæt kratkov, hvilket har gjort øen uanvendelig som ynglehabitat for Tornsanger (Hansen 2021).

METODER OG MATERIALE

Undersøgelsen fandt sted i hele Tornsangerens ynglesæson 24. april - 17. september 1976 og er baseret på to hovedmetoder til dataindsamling:

1. daglig systematisk indfangning af spurvefugle til ringmærkning og indsamling af biometriske data.
2. daglige runder for identifikation af farveringmærkede adulte Tornsangere og aktiv eftersøgning af reder i felten.

Forudsætningerne for feltundersøgelsen af de bestandsdynamiske forhold var blevet skabt siden 1970, hvor en standardiseret ringmærkning af trækfugle, især i forårsmånederne, blev etableret. Indsatsen var systematisk med 10 timers daglig fangst udført af 2-3 erfarne ringmærkere ved brug af 40 stationære fangstnet, jævnt fordelt over den 25 hektar store morænebakke. Fangstområdet omfattede både de tidligere marker (15 ha) og de tilgroede skrænter (10 ha). Kun dårligt vejr forhindrede den beskrevne rutine.

Fra 1973 og fremefter blev alle voksne Tornsangere mærket med to farvede plastringe i en unik kode plus den traditionelle aluminiumsring med fortløbende nummer for hvert individ. I alt 60 unger i 1974, 314 unger i 1975 og 415 unger i 1976 fik desuden en enkelt plastring af samme farve for hvert kuld samt den individuelle aluminiumsring i en unik kombination for kullet. Farvemærkningen af unger har dog ikke været nyttig, og nærværende studie er udelukkende baseret på aflæsninger i fangstnet.



Billede 1. Juvenile Tornsangere er ikke flyvedygtige, når de forlader reden, og opholder sig derfor nær denne i de første døgn. Foto: Thomas Tscherning Petersen.
Juvenile Whitethroats are not able to fly, when they leave the nest, and therefore stay nearby for the first few days, moving nimbly around the vegetation thanks to the well-developed tarsi.
Photo: Thomas Tscherning Petersen.



Billede 2. Hjelm fotograferet fra sydøst i 1969, hvor de tidligere marker stadig lå græsklædte og med større bevoksninger af Vild Kørvel (*Anthriscus sylvestris*). Foto: Asingh & Engberg (2002).
*The isle of Hjelm photographed from the south-east in 1969, when the previously cultivated fields were still grassy and held extensive clusters of Cow Parsley (*Anthriscus sylvestris*).*
Photo: Asingh & Engberg (2002).

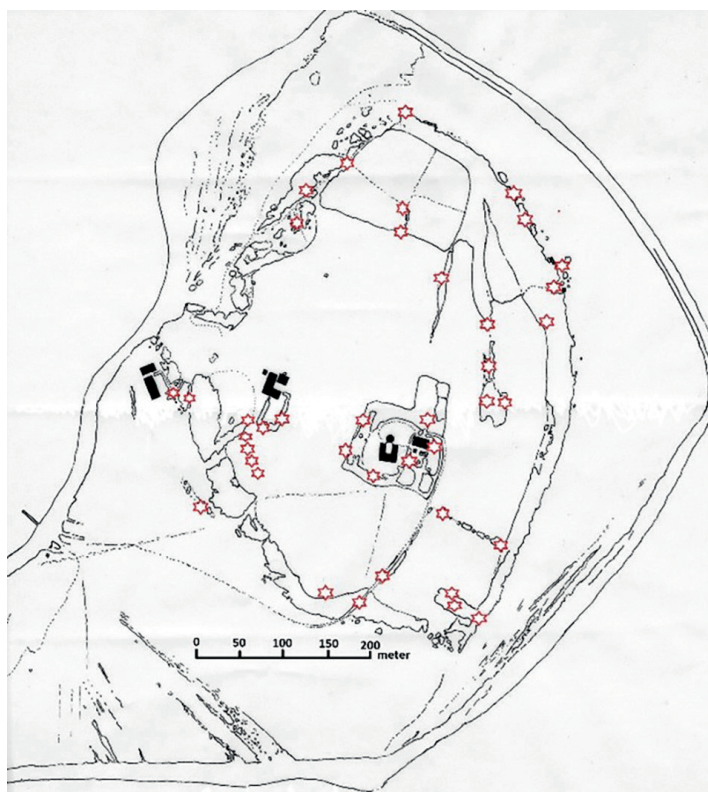
Tabel 1. Fordelingen af antal aflæsninger ($n = 934$) på aldersgrupper viser en kulmination med medianværdi på 33. døgn, men der ses markante forskelle mellem 1. og 2. kulds fugle. Forholdet mellem de 310 1. kulds unger og de 105 2. kulds unger er som 3:1, men bortset fra aldersgrupperne 16-20 og 56-75 døgn er ratio ganske skæv og til fordel for 1. kulds fuglene.

The distribution of recaptures ($n = 934$) by age groups shows a culmination with a median value on the 33rd day, but marked differences are seen between birds of 1st and 2nd clutches. The ratio between recaptures of 310 1st clutch chicks and the 105 2nd clutch chicks is 3:1, but apart from the age groups 16-20 and 56-75 days, the ratio is quite skewed and in favor of birds from 1st clutch.

Alder (døgn)	Antal aflæsninger (i parentes for 1. og 2. kuld)	Ratio ml. aflæsninger af 1. og 2. kuld	Afstand fra reden i meter (i parentes 1. og 2. kuld)
9-10	6 (5 - 1)	5:1	1,5 (1,6 - 1)
11-15	12 (10 - 2)	5:1	34 (31,5 - 48,5)
16-20	60 (40 - 20)	2:1	61 (43,5 - 95,5)
21-25	151 (118 - 33)	3,6:1	109 (111 - 102)
26-30	200 (169 - 31)	5,5:1	133 (133 - 130)
31-35	184 (150 - 34)	4,4:1	198 (209 - 136)
36-40	106 (90 - 16)	5,6:1	204 (219 - 119)
41-45	79 (73 - 6)	12,1:1	204 (203 - 214)
46-50	65 (54 - 11)	4,9:1	210 (221 - 158)
51-55	37 (31 - 6)	5,1:1	242 (241 - 246)
56-75	34 (22 - 12)	1,8:1	227 (248 - 190)
	934 (762 - 172)		

Figur 1. Fangstnettene (stjerner) målte 6, 12 eller 18 meter i længde og var placeret på de samme faste positioner gennem hele ynglesæsonen, så alle juvenile Tornsangere blev udsat for den samme sandsynlighed for at blive fanget.

The mist nets (red stars) measured 6, 12 or 18 meters and were placed in the same fixed positions throughout the breeding season so that all juvenile Whitethroats were exposed to the same probability of capture.



I perioden 9. juni – 21. juli 1976 blev der ringmærket 419 pulli af Tornsanger fordelt på 102 reder (72 1. kuld med 314 pulli, 30 2. kuld med 105 pulli). Hertil kom et 1. kuld på 4 pulli, der klækkede 25. juli, men blev konstateret døde i reden 5 dage senere, da de skulle ringmærkes, samt et 1. kuld på 3 æg fra 16. juli der blev opgivet af forældrefuglene. Endelig blev et 1. kuld med 4 allerede ringmærkede unger fundet døde i reden 1. august i en alder af 7 døgn, så 415 juvenile individer kom på vingerne. Efterfølgende blev 332 (80 pct.) af disse individer aflæst mindst en gang i fangstnet; i alt blev der noteret 958 aflæsninger, hvilket svarer til 2,9 aflæsninger pr. aflæst individ. Herfra er 24 aflæsninger af 3 individer taget ud af alle beregninger og figurer. Det skyldes, at disse fugle udviste abnorm adfærd med ringe mobilitet. De blev således aflæst gang på gang i samme net over flere døgn. Fuglene var bevægelseshæmmede på grund af en skadet tarsus, hvilket sandsynligvis skyldtes uheld i fangstnet.

Tre andre individer med 13 aflæsninger havde et stort antal flåtlarver (*Ixodes ricinus*) omkring næb og øjne i antal op til 30, så fuglens orienteringsevne må formodes at have være påvirket. Imidlertid var der tale om et "naturligt" handicap, så disse individer er ikke fjernet fra beregningerne. Andre individer kan også have været påvirket af flåtlarver, uden at dette er blevet opdaget eller noteret.

Materialet består således af 934 aflæsninger med det 33. døgn som median. Opdelt efter kuld var der tale om 310 juvenile 1. kulds fugle, der resulterede i 762 aflæsninger (2,45 pr. individ), mens 105 juvenile 2. kulds fugle leverede 172 aflæsninger (1,63 pr. individ). Der er således ikke benyttet visuelle iagttagelser af juvenile fugle i beregningerne.

Ved aflæsningerne er fuglene blevet vejlet med en 30 gram Pesola-vægt kalibreret til nærmeste 0,1 gram og tarse, næblængde og -bredde samt hale blev målt med en metalskydelære med 1/10 mm nonius, vin-

gelængde samt længden af 3. håndsvingfjer blev målt til nærmeste millimeter med en Linux-lineal med stopklods. Desuden er der gjort notater om fuglenes generelle udseende og tilstand af fældning samt fangststed og klokkeslæt. Efterfølgende er afstanden mellem fangststed og rede udmålt på kort 1:2000 til nærmeste halve meter. Afstanden er målt som en lige linje uden hensyn til bygninger eller topografiske forhold, der reelt vil give anledning til en omvej.

Desuden blev der i perioden 5.8 til og med 13.9 fanget 39 juvenile (1K) Tornsangere, der ikke stammede fra øens ynglebestand. Disse trækgæster blev ringmærket og i øvrigt håndteret på samme vis som ved aflæsninger af øens egne fugle. Endelig blev der fanget og ringmærket en enkelt fremmed adult (1K+) fugl, en næsten komplet færdigfældet han, dog med de to inderste armsvingfjer som "næsten helt udvokset" samt en ikke-skiftet armsvingfjer på begge vinger. Denne fugl var den eneste adulte Tornsanger af fremmed oprindelse, der blev fanget fra 1. august helt frem til og med 15.9, hvor undersøgelserne blev afsluttet.

RESULTATER

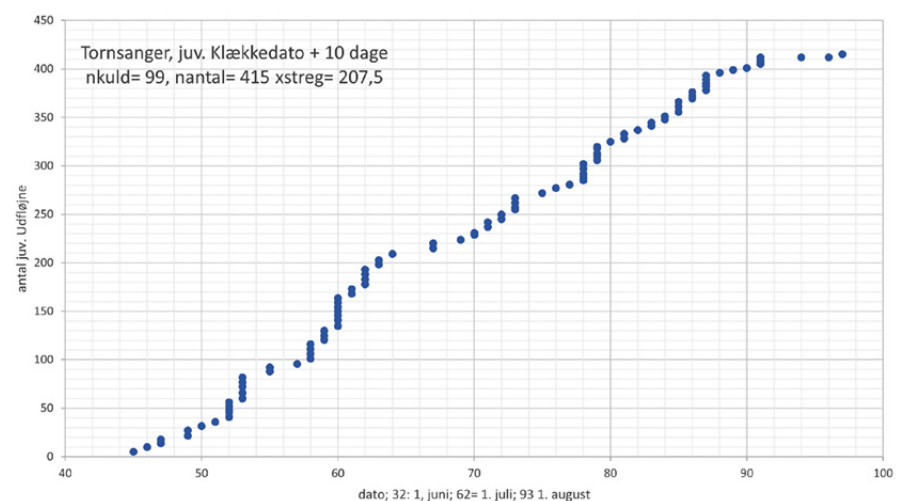
I ynglesæsonen 1976 klækkedes den første Tornsanger-unge 4. juni, og den sidste unge forlod ægget 26. juli. Normalt klækker hele kullet indenfor samme døgn, og regner vi med efterfølgende 10 døgn i reden (Diesselhorst 1968, Siefke 1962, egne obs.) kan den tidsmæssige opbygning af bestanden af juvenile fugle fås ved at addere 10 døgn til klækkedatoen. Som vist i Figur 3 opbygges bestanden således i tidsrummet 14. juni til 6. august. Regner vi med, at ungerne fodres af forældrene i yderligere 15 døgn, betyder det, at den sidste juvenile fugl tidligst kan klare sig selv så sent som 21. august.

Under normale omstændigheder forlader Tornsanger-ungerne deres rede i en alder af 10-12 døgn (Siefke 1962, Diesselhorst

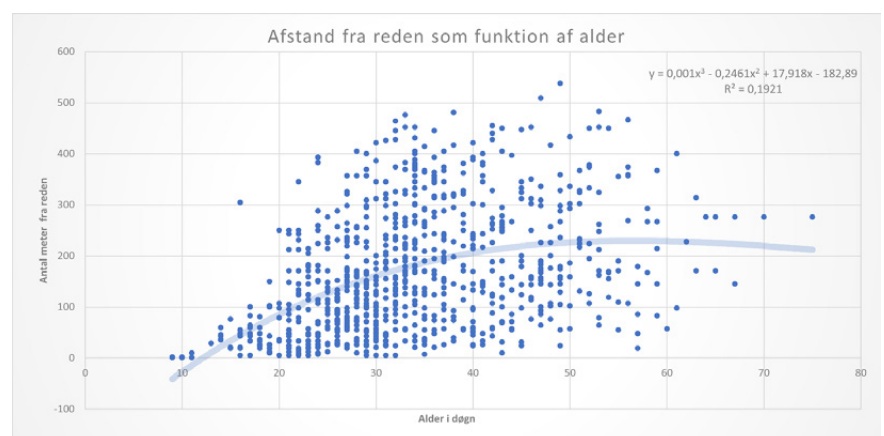
1968, egne iagttagelser). Reden opsøges ikke igen, og i de følgende uger fanges den juvenile fugl gradvis længere og længere væk fra reden (Fig. 3). Det sker i takt med, at fuglen færdigudvikles og opnår uafhængighed af forældrenes fodring.

Aflæsningerne viser, at i en alder af 15 døgn er den juvenile fugl i gennemsnit nået 34 meter væk fra reden, 20 døgn gammel er den 61 meter væk, 25 døgn gammel 110 meter, 30 døgn 132 meter og 35 døgn 199 meter. Derefter ligger registrerin-

Figur 2. Den tidsmæssige udvikling af bestanden af juvenile Tornsangere på Hjelm i ynglesæsonen 1976. Y-aksen viser antal fangster, mens x-aksen viser antal dage siden 1. maj. *The development over time of the population of juvenile Whitethroats on Hjelm during the breeding season of 1976. The Y-axis shows number of catches and x-axis number of days since 1 May.*



Figur 3. Fordelingen af de 934 aflæsninger med angivelse af afstand til rede i forhold til de juvenile fugles alder. Medianværdien er 33,1 døgn. *Distribution of 934 recaptured juveniles with figures showing the distances from the nests in relation to age of the juvenile birds. The median value is 33.1 days.*



gerne stabilt mellem 204 og 247 meter i gennemsnit frem til en alder af 75 døgn, som er den ældste registrering (Tab. 1, Fig. 4A+4B).

I litteraturen er Macdonald (1979) en af få forskere, der har fulgt nogle juvenile fugles adfærd, efter at de havde forladt reden. Han fandt, at fem kuld forblev indenfor 150 meter fra reden i en periode på 11-15 døgn efter udflyvningen, som han dog ikke oplyser noget tidspunkt for. Et 2. kuld forblev i yngleterritoriet i 12 døgn, og 13 døgn efter udflyvningen blev det konstateret, at de juvenile fugle var i stand til selv at fouragere. Ved flere lejligheder iagttog han dog unger, der stadig blev fodret frem til det 17. døgn, dvs. i en alder af 27-29 døgn.

Et mere detaljeret billede kommer frem, når aflæsningerne fordeles på aldersgrupperne 1. og 2. kuld (Tabel 1). Mængden af data er for beskeden i de første døgn efter udflyvningen til håndfaste konklusioner, men de konkrete tal er dog værd at bemærke, da de er ganske forskellige for de to kuld størrelser frem til en alder af tre uger. Især bør man hæfte sig ved aldersgruppen 16-20 døgn, hvor antallet af aflæsninger nu er så stort (60), at det giver

mening at fremhæve den markante forskel mellem et gennemsnit på 43,5 meter for 1. kuls unger modsat et gennemsnit på 95,5 meter for de jævndrende 2. kuls unger. De sene kuld udviser tilsyneladende en mobilitet, der er dobbelt så stor som de tidlige kuld.

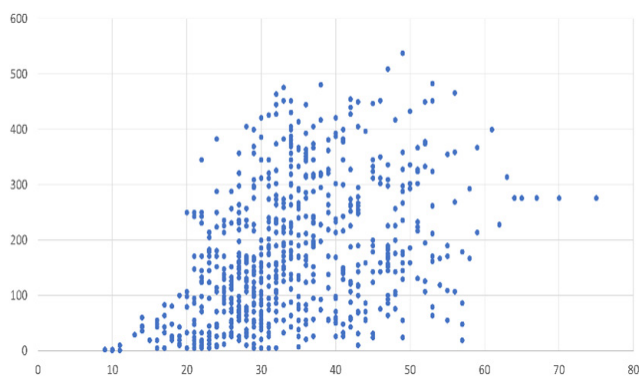
Der er relativt flere aflæsninger af 1. kuls fugle end af 2. kuls fugle – 762 mod 172. Det skyldes følgende: 1. kuls fugle opholder sig generelt mindst 30 dage længere på øen end 2. kuls fugle og har derfor en større sandsynlighed for at blive fanget. Andelen af fangster i forhold til antal individer i 2. kuld er signifikant mindre sammenlignet med 1. kuld (Chi-square, Yates correction, $P < 0.01$). Da chancen for at fange ungerne per dag ikke kan antages at være forskellig mellem de to kuldtyper, og da de juvenile fugles udvikling af vægt og fjerdragt kræver det samme antal døgn, betyder det, at ungerne i første kuld tilsyneladende bruger flere døgn på omstrejfen før de forlader øen, sammenlignet med ungerne i 2. kuld, der må formodes at være tidsmæssigt mere pressede (Tabel 1).

Forudsætningerne for de juvenile fugles gradvise spredning i tid og af-

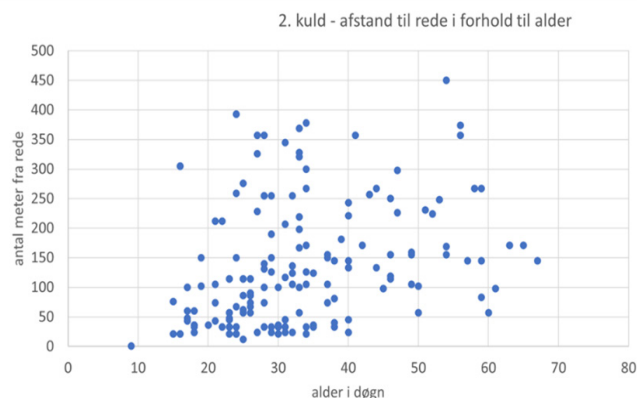
stand fra reden kan umiddelbart beskrives ved den juvenile fugls fysiske udvikling og ved forældrefuglenes ynglestatus. Hertil kommer så det særlige forhold, at Hjelm-bestanden er afgrænset af øens størrelse.

Der er en række morfologiske forudsætninger for den juvenile fugls adfærd. Som det eneste biometriske mål er ungens tarse allerede fuldt udviklet i en alder af syv døgn (Tab. 2). Disse veludviklede ben sætter de juvenile fugle i stand til at bevæge sig hurtigt gennem tæt vegetation, til trods for at de ikke kan flyve, men smutter afsted som en lille mus. Vinger og hale er derimod ikke færdigudviklede, og først i en alder af 24 døgn har vingen opnået fuld længde, mens halen opnår dette efter 27 døgn (Fig. 5). Som eksempel kan nævnes, at seks juvenile fugle i alderen 9-10 døgn er blevet målt i 1976 (Tab. 2). De havde en vingelængde på omkring den halve længde af vingen på den færdigudviklede juvenile fugl og med 3. håndsvingfjer knap halv så lang som den udvoksede fugls, mens halen kun udgjorde en fjerdedel af den endelige længde. Derimod var tarsen fuldt udviklet, og næblængden manglede blot 10 %. Nælbredten, der har betydning, når ungen

Figur 4A. Fordeling af 762 aflæsninger med angivelse af afstand til rede for 310 juvenile fugle af 1. kuld. Y-aksen angiver afstand fra rede i meter, mens x-aksen viser alder i døgn. *Distribution of 762 recaptured juvenile birds indicating distance to nest for 310 juvenile birds of the 1st clutch. The y-axis indicates the distance from the nest in meters and the x-axis shows age.*



Figur 4B. Fordeling af 172 aflæsninger med angivelse af afstand til rede for 105 juvenile fugle af 2. kuld. *Distribution of 172 recaptured juvenile birds indicating distance to nest for 105 juvenile birds of the 2nd clutch. The y-axis indicates the distance from the nest in meters and the x-axis shows age.*



tigger om føde, var stadig 127 % af den færdige bredde. Endelig lå vægten knap 15 % under den færdige vægt for en trækklær juvenil fugl, hvilket korresponderer ganske godt med den generelt mindre størrelse på de fleste biometriske data og dermed på selve fuglen. Variationen (SEM) var stor for vinge, hale og 3. håndsvingfjer, der alle var i kraftig vækst, når den juvenile fugl forlod reden, mens de øvrige mål ligger ganske tæt på den færdigudviklede fugls, som også illustreret ved standardafvigelsen (SEM) i tab. 2.

Forstyrres reden af f.eks. en prædator eller kæntrer den i dårligt vejr, kan det provokere en tidlig exit. Det kan ske helt ned til en alder af otte døgn. Det er indlysende, at så ufærdige individer har svært ved at overleve. De har mange odds mod sig, da de overhovedet ikke er i stand til at flyve, men selv i den normale alder af 10-12 døgn for udflyvning er ungen altså langt fra færdigudviklet, bortset fra tarsen.

Først efter det 25. døgn er de juvenile fugle færdigudviklede, og derefter øges den gennemsnitlige afstand til reden markant, dvs.

de juvenile fugle er nu i stand til at flyve betydeligt længere omkring. De stigende afstande falder også sammen med, at de ophører med at være afhængige af forældrenes fodring. Denne afhængighed er den anden væsentlige faktor, der bestemmer de udføjne ungers gennemsnitsafstand i forhold til reden frem til selvstændigheden. Her har det imidlertid også betydning, om der er tale om 1. eller 2. kuldts unger, fordi 1. kuldts unger stadig er afhængige af forældrene, mens disse bygger reden til 2. kuld, der altid anlægges i samme territorie som 1. kuld. Denne binding eksisterer selvsagt

Tabel 2. Biometriske data for aldersgrupperne 9-10, 15-16 og 20-21 døgn med standardafvigelse (SEM) på middelværdien og procentsats af den udvoksede fugls mål. Se teksten for yderligere forklaringer.

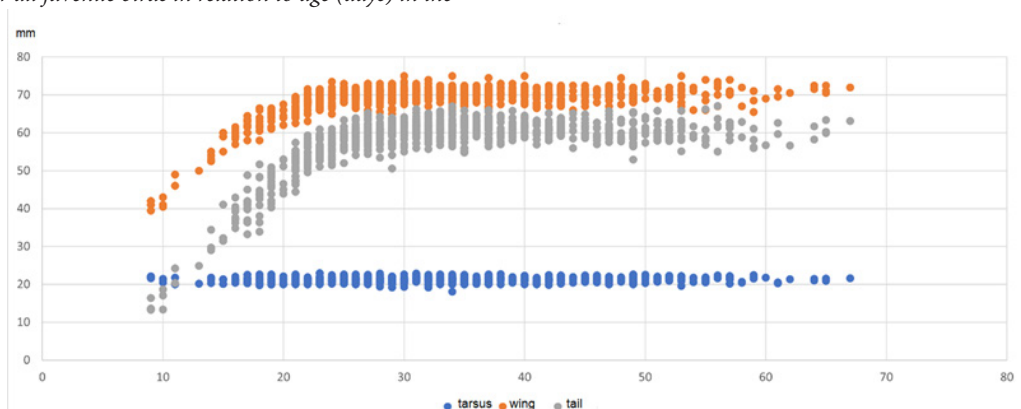
Biometric data for age groups 9-10, 15-16 and 20-21 days with standard deviation (SEM) of the mean and as percentage of the adult bird's measurements. See the text for further explanations.

Mål i mm/gram	9-10 døgn/SEM n= 6	% af 1K	15-16 døgn/ SEM n= 14	% af 1K	20-21 døgn/SEM n= 31; 33 for vægt	% af 1K	1K trækfæster; antal individer i parentes	SEM
vingelængde	38,5/5,73	54,5	59,1/2,53	83,6	65,9/1,68	93,1	70,7 (39)	1,47
halelængde	15,4/2,29	25,1	37,5/4,0	61,1	51,1/3,76	83,2	61,4 (31)	1,74
tarselængde	21,5/0,57	101,9	21,1/0,55	99,9	21,1/0,44	99,8	21,1 (32)	0,82
næblængde	13,3/0,45	89,3	14,2/0,36	95,5	14,6/0,27	97,6	14,9 (32)	0,25
næbbbredde	11,3/0,39	127	10,7/0,65	120,2	10,5/0,44	118	8,9 (32)	0,50
3. håndsvingfjer	25,4/2,11	47,2	41,4/3,08	76,9	49,9/2,75	92,7	53,8 (32)	1,20
vægt	12,9/1,06	86,6	14,1/0,91	94,5	14,4/0,84	96,5	14,9 (39)	1,71

Figur 5. Biometriske data for udviklingen af samtlige juvenile fugle i forhold til alder (døgn) i ynglesæsonen 1976. Den orange serie er vingelængde, den grå serie er halelængde og den blå serie er tarsus. Y-aksen viser millimeter, mens x-aksen viser antal levedøgn.

Biometric data for all juvenile birds in relation to age (days) in the

breeding season of 1976. The orange series is wing length, the gray series is tail length, and the blue series is tarsus. The y-axis shows millimeters, while the x-axis shows age.



ikke for udføjne 2. kulds unger, der kan bevæge sig ud over hele øen.

Fodringsperiodens længde er koblet sammen med forældreparrets fortsatte yngleforløb og/eller starten på fældning. I sæsonen 1976 præsterede 30 ud af 72 ynglepar (42%) to kuld (Hansen 2023). For at det kan lykkes, kræves der en tæt timing af parringsspil, redebygning, rugning og opfostring af unger. Påbegynder sent ynglende fugle deres fældningscyklus for tidligt, må de opgive både pulli og æg, hvilket skete for mindst to par i 1976. Derfor skal der helst ikke være nogle tidsmæssige forhindringer for de par, der skal nå at få to kuld. Et samlet yngleforløb forudsætter 3-5 døgn til redebygning, 5 døgn til æglægning, 10 døgn til udrugning, 10-12 døgn i reden og derefter 15-20 døgn frem til selvstændighed, i alt 35-40 døgn.

Den gennemsnitlige afstand i døgn mellem 1. æg i henholdsvis første og andet kuld ligger på 30 døgn med en spændvidde på 25-38 døgn (Fig. 6), hvilket passer med det 25. døgn som den tidligste dato for juvenile fugle fra 1. kuld, der kan klare sig selv. Da 2. kulds-reden i gennemsnit bygges 18,5 meter fra 1. kulds-reden ($n=29$; spredning 4-39 meter, Hjelm-data 1976), medfører dette en begrænsning på de udføjne ungers mobilitet. Så længe de fodres af en eller begge forældrefugle, kan de ikke fjerne sig langt fra den nye rede, der er under opbygning, da både han og især hunnen er stærkt knyttet til 2-kulds redens territorie, hvilket typisk udgøres af en cirkel omkring den nye rede med radius omkring 25 m og et areal på 2000 m² (Hansen 2023).

Som det fremgår af Fig. 7, ser spredningsmønstrene forskellige ud for henholdsvis 1. og 2. kuld. Unger af 2. kuld spredtes hurtigere og længere omkring end unger af 1. kuld, selvom de har samme forældreophav og er udruget i samme yngleterritorium. Eksempelvis havde parret 002 placeret sine to reder med 29,6 meters afstand og 1. æg i de to kuld klækkede henholdsvis 11.6 og 8.7. I 1. kuld var der en juvenil fugl, der

aldrig blev aflæst. Læg mærke til de tre grønne aflæsninger allerede i 15.-16. døgn fra 2. kuld, der tydeligvis følges ad i felten, og som tilbagelægger 305 meter på dette tidlige alderstrin. Derimod registreres den første aflæsning af 1. kulds ungerne ikke før det 25. døgn, hvilket forsigtigvis kan tolkes som ringere mobilitet. Se også data i tabel 1.

De første fremmede ankommer

Selvom den juvenile Tornsanger er i stand til at klare sig selv i en alder af 25 døgn, betyder det ikke, at trækket mod Afrika påbegyndes, eller at ynglelokaliteten på Hjelm forlades. Hvad det første angår, bestemmes afrejsedatoen helt åbenbart ikke af fuglens alder, men af kalenderen. Det er overvejende den endogene årsrytme, der regulerer trækforløbet (Helbig et al. 1989), men hvad angår tidspunktet for afskeden med Hjelm, tegner de mange aflæsninger et ganske interessant billede.

Frem til og med den 4. august vokser antallet af daglige aflæsninger, hvilket er en indikator på, at den stationære bestand stadig vokser (Fig. 8). Til gengæld indtræder der herefter fra den ene dag til den næste et ganske voldsomt fald i antal aflæsninger, hvilket kun lader sig forklare ved en markant reduktion af øens samlede bestand af juvenile fugle. Da en pludselig massiv dag-til-dag dødelighed som årsag til reduktionen savner enhver sandsynlighed og ville næppe have undgået observatørernes opmærksomhed, kan denne forklaring helt afvises. Så kort fortalt – efterårstrækket er begyndt, og den første meget store gruppe af 1K-fugle har forladt Hjelm. De øvrige fugle trækker bort i de følgende 3-5 uger i takt med at de færdigudvikles, indtil øen er tømt for juvenile fugle medio september.

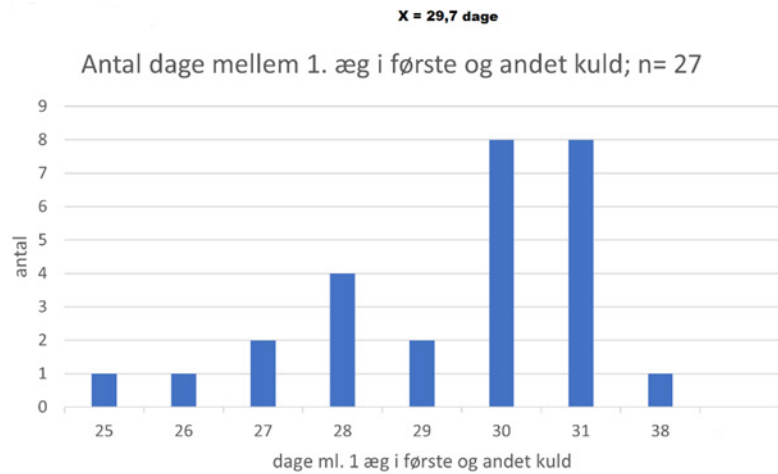
Ses der nærmere på toppunktet med 43 aflæsninger fra den 4. august, der betegner kulminationen på bestandsopbygningen, så er der den dag tale om 29 unger af 1. kuld og 14 unger af 2. kuld, hvilket modsvarer nogenlunde 310:105 fordelingen på kuld,

dog med en overrepræsentation af 2. kuld unger. Hele 27 af de 43 fugle var ældre end 30 døgn, hvilket også understreger, at bestanden endnu ikke havde begyndt efterårstrækket, selvom mange individer havde haft både alder og kondition til borttræk i længere tid. Den ældste unge var klækket den 6. juni og havde opholdt sig på øen i 59 døgn. Også senere blev der aflæst "gamle" unger, som f.eks. den 5. august hvor en unge med klækkedato 4. juni blev aflæst i en alder af 62 døgn. Den "ældste" 1. kulds unge på øen blev aflæst i en alder af 75 døgn den 12. september, hvor også den ældste 2. kulds unge blev registreret i en alder af 67 døgn. Dog blev der også den 4. august fanget et betydeligt antal sent klækkede 2. kulds-unger, der langt fra var parat til den krævende flyvetur mod syd. Den yngste aflæste fugl den dag var blot 22 døgn gammel.

Toppunktet den 4. august falder sammen med fangsten af de første juvenile Tornsangere, der ikke var opfostret på øen. To individer ud af i alt senere 39 fremmede juvenile fugle blev fanget netop den efterfølgende morgen den 5. august, hvorefter passagen af fremmede juvenile fugle kulminerede 14. august med seks fangster. Disse fremmede fugle blev fanget fra tidlig morgen til sidst på eftermiddagen, hvilket indikerer, at der næppe foregik noget borttræk i dagtimerne. Til gengæld opholdt de sig mindre end et døgn på øen at dømme efter de manglende genfangster; kun et enkelt individ blev aflæst en dag efter mærkningen.

Den tredje bestemmende faktor for de juvenile fugles selvstændighed er forældrefuglenes fældencyklus. De adulte (1K+) Tornsangere fornyr sædvanligvis det meste af deres fjerdragt, inden efterårstrækket begynder i slutningen af august (Pimm 1973, Jenni & Winkler 2020, egne iagttagelser). Fældningscyklus på Hjelm går i gang omkring den 15. juli og varer gennemsnitligt 51 døgn. Som følge af fældningen ophører motivationen for fortsat yngelpleje frem mod 1. august. Det understøttes af, at der

Figur 6. Både redebygning, æglægning og rugning af 2. kuld går i gang, mens 1. kuld-ungerne stadig er afhængige af forældrefuglenes fodring; se teksten.
Both nest-building, egg-laying and hatching of the 2nd clutch begin, while 1st-clutch juveniles are still dependent on parental feeding; see the text. The figure shows number of days between first egg of 1st and 2nd clutches. Y-axis shows number of clutches, and x-axis shows number of days.



blev fundet to kuld døde pulli og et opgivet ægkuld i sidste halvdel af juli.

De 2. kulds unger, der kom sent på vingerne, dvs. efter den 15. juli, formodes også at have gennemløbet en hurtig udvikling til at kunne klare sig selv, inden forældrefuglenes trang til yngelpleje aftager. Om 2. kulds unger har en dårligere kondition i form af ringere kropsvægte end 1. kulds unger, er undersøgt og viste, at 757 målinger på 1. kulds unger gav 14,42 gram i gennemsnit (SEM= 1,224), mens 169 målinger på 2. kulds unger lå på 14,52 gram (SEM= 1,734) i gennemsnit. Den forskel er så lille, at der ikke er grundlag for at antage, at unger af 1. kuld er i bedre form end unger af 2. kuld.

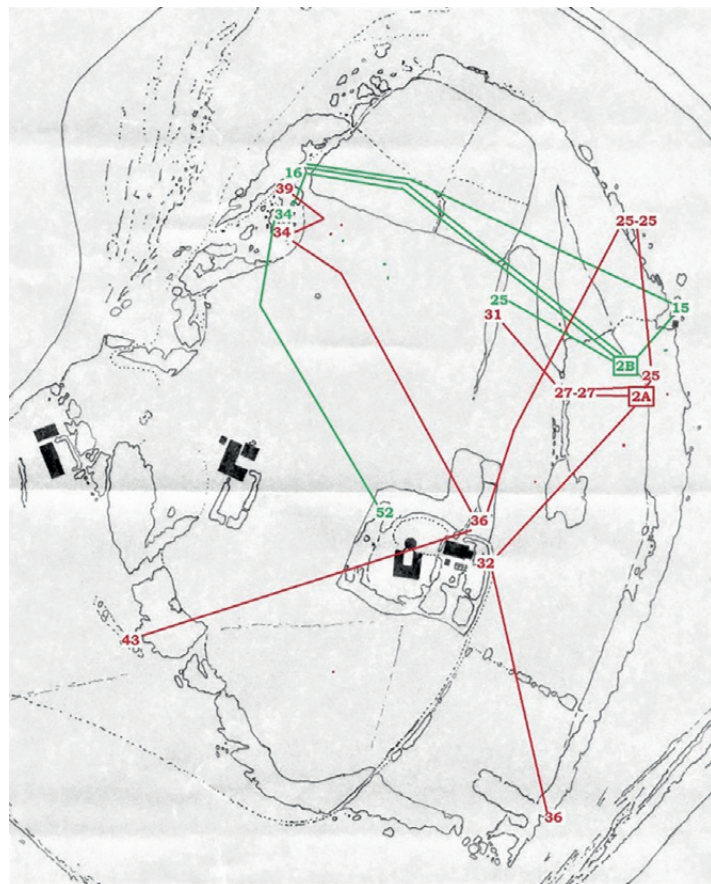
Undersøges vingelængden, viser 734 målinger på juvenile fugle af 1. kuld et gennemsnit på 69,17 mm med SEM = 2,33, mens 161 målinger på 2. kulds fugle gav et gennemsnit på 68,44 med SEM = 0,35, altså 0,7 mm til forskel. Denne forskel er dog næppe udtryk for andet end, at der aflæses betydeligt flere fuldtudviklede 1. kulds unger end 2. kulds unger på grund af de førstes væsentligt længere opholdstid på øen.

DISKUSSION

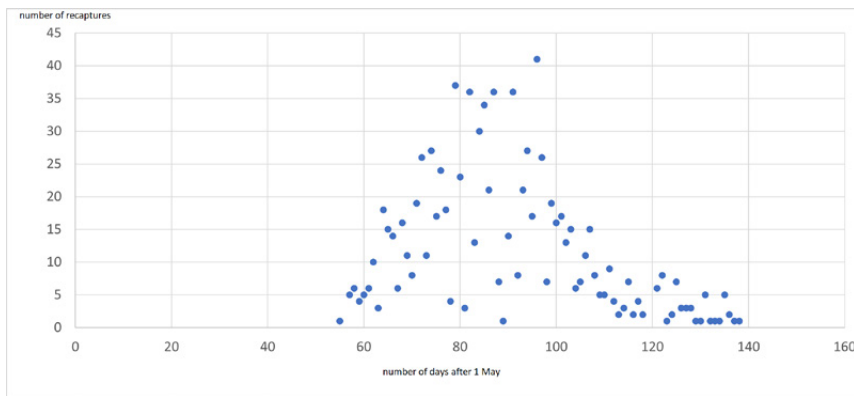
Med en succesfuld ynglebestand på 72 par i 1976 ynglede der i gennemsnit 2,9 par Tornsangere pr. ha på den 25 ha store moræneknold. Fratrækkes de to hektar gammel sitkagranskov, der ikke benyttes af Tornsangere, stiger gennemsnittet til 3,1 par pr. ha, hvilket er blandt de højeste tætheder i Europa (Glutz von Blotzheim 1991). Som illustreret på Fig. 9 ligger yngleterritorierne, der typisk omfatter 2000-3000 m², ganske tæt. Læg dertil, at gennem hele ynglesæsonen bevæger de voksne fugle sig kun undtagelsesvis udenfor deres oprindelige yngleterritorium som illustreret i de tre udsnit af feltkort (Fig. 10) for aktive ynglehanner 1975-76 (Hansen 2023).

Når man betragter feltkortet Fig. 9, fremgår det klart, at de 415 juvenile fugle ikke har

Figur 7. Spredningsmønster for det røde 1. kuld (002A) og det grønne 2. kuld (002B) af samme par, der præsterede henholdsvis 5 og 4 udføjne unger. Tallene angiver levedøgn ved aflæsningen, og hvert stregforløb er en individuel fugl. NB! De rette linjer er ikke udtryk for fuglenes flyveruter, men blot tegnet op for at forbinde aflæsninger af samme fugl, som altså kan have benyttet mange omveje mellem to registreringer.
Dispersal patterns for the red 1st clutch (002A) and the green 2nd clutch (002B) of the same parents, which produced 5 and 4 fledglings respectively. The numbers indicate days of age at the time of recapture, and each line represents an individual bird. NB! The straight lines do not indicate the birds' flight routes, but are simply drawn up to connect recaptures of the same individual, which may therefore have been on many detours between two registrations.



Figur 8. Bestanden af juvenile fugle vokser fra dag 60 til dag 100 i takt med, at flere og flere kuld forlader rederne, men forbliver på øen, frem til bestandens maksimum den 4. august (dag 96 på x-aksen). Derefter sker et brat og kontinuert fald i antal daglige aflæsninger, hvilket kun kan betyde begyndende borttræk. Faldet fortsætter frem til 14. september (dag 137 på x-aksen), hvor den sidste juvenile fugl aflæses. Y-aksen viser antal aflæsninger i fangstnet den pågældende dag, mens X-aksen viser antal døgn efter 1. maj. *The population of juvenile birds grows from day 60 to day 100 as more and more pulli leave their nests but remain on the island up to population maximum on 4 August (day 96 on the x-axis). Then there is an abrupt and continuous decrease in numbers of daily recaptures, due to the beginning of migration. The decline continues until September 14 (day 137 on the x-axis), when the last juvenile bird was caught. The Y-axis shows the number of catches on the day in question, while the X-axis shows the number of days after 1 May.*



Figur 9. Det originale kort fra 1976 illustrerer tætheden af ynglepar på Hjelm, der skulle kontrolleres for at sikre nøjagtige data. Cirklerne på kortet viser de individuelt anvendte farvekoder (hanner øverst, hunner nederst), som er angivet med det tilsvarende ringnummer for hver ynglefugl. *The original map from 1976 illustrates the density of breeding pairs on Hjelm, which had to be checked to ensure accurate data. The circles on the map show the individually used color codes (males at the top, females at the bottom), which are indicated by the corresponding ring number for each breeding bird.*



kunnet bevæge sig hverken på langs eller tværs af morænekolden uden at skulle passere gennem adskillige aktive yngleterritorier, men det er sket som illustreret i Fig. 7 og senere i Fig. 11, uden at der er iagttaget aggressiv adfærd. Hvordan kan det forklares?

Siefke (1962), Diesselhorst (1968) og Spitznagel (1978) har påvist, at det aggressive territorieforsvar ophører efter pardannelsen. Balsby (2010) har konstateret ved hjælp af ringmærkning, at hanner indstiller sangaktiviteten fuldstændigt, så snart de er udparret, og allerede Macdonald (1979) mente, at hannen hos Tornsanger stopper med at synge fra det tidspunkt, hvor hunnen begynder at lægge æg. Det betyder, at nye hanner så at sige kan "klemme" sig ind mellem de allerede etablerede, og de samme sangposter kan også anvendes af de nytilkomne hanner. Der er ikke tale om, at den allerede etablerede grundstruktur i bestanden går i opløsning, selvom der kommer nye par til. Forklaringen er nærmere den, at allerede etablerede par færdes indenfor det samme velafgrænsede område med reden som centrum, indtil ungerne forlader den. Dette ynglerevir er væsentligt mindre end det territorium, som den uparrede han etablerede i begyndelsen af ynglesæsonen og forsvarede mod andre hanner.

Tætheden af territorier var på Hjelm i 1976 så stor og antallet af juvenile fugle i terrænet ligeledes ganske voldsomt med gennemsnitligt 17 individer pr. ha, så de juvenile fugle må have fripas til at færdes overalt. Den antagelse giver umiddelbart god mening, og dette fripas kunne så i givet fald være baseret på letgenkendelige morfologiske eller adfærdsmæssige træk, som f.eks. sorte øjepupiller og/eller tiggeadfærd, der kan neutralisere eventuelle aggressorer. Disse kneb er velkendte fra mange andre fuglearter, som f.eks. beskrevet af Tinbergen (1965) for Sølvmågens vedkommende og af Leonard et. al (1988) for Rørhøne.

En anderledes tolkning kunne være, at de juvenile fugle rent faktisk ikke er optaget af udforske landskabet, men at de simpelt hen jages fra territorie til territorie af de yngleaktive adulte fugle. I så fald giver det ikke mening, at de juvenile 2. kulds fugle spredes hurtigere end 1. kulds fuglene, da 2. kulds fugle kun helt undtagelsesvis kommer på tværs af aktive yngleterritorier. Imidlertid forudsætter denne tolkning også, at der opretholdes et aggressivt territorieforsvar gennem hele yngleperioden, og det er ikke tilfældet. Konklusionen er derfor, at de juvenile Tornsangere ignoreres

Tabel 3. Fordelingen af de 39 fremmede 1K-fugle, der blev fanget på Hjelm fra den 5. august og frem til midten af september, viser det reelle trækforløb i overensstemmelse med registreringerne på Gedser Fuglestation (GF), hvor der er mærket 840 juvenile Tornsangere i perioden 2007-2017. De korrigerede GF-fangsttal er vist i 10-dages perioder (Kayser 2018) og udgør grafisk en typisk normalfordelt kurve med toppunkt lidt over midten af august.

Lokalitet	Jul-3	Aug-1	Aug-2	Aug-3	Sep-1	Sep-2	Sep-3	Okt-1	Okt-2
Hjelm	0	7	18	8	4	2	-	-	-
GF	86 ¹	130	287	219	81	30	5	1	1

¹ disse 10% af fangsterne er næppe fugle på træk, men omstrejfende lokale juvenile fugle. De burde ikke medregnes som trækgæster.

Figur 10. Samtlige registreringer af de ynglende hanner i tre territorier fra primo maj til primo juli viser, hvor begrænsede ynglefuglene er i deres bevægelsesmønstre. Denne adfærd er ganske modsat de juvenile fugles, der bevæger sig uhindret på tværs af alle aktive yngleterritorier (Fig. 11).



All records of the breeding males in three territories from early May to early July show how restricted the breeding birds are in their movements. This behavior is quite opposite to that of juvenile birds, which move freely across all territories (Fig. 11).

af de ynglende adulte fugle, så de kan færdes frit overalt i habitatet.

Pinball-effekten

Umiddelbart synes de juvenile fugle at bevæge sig frit og tilfældigt rundt i alle retninger på øen, men ser vi nærmere på deres bevægelsesmønstre, danner der sig et billede, som kan kaldes "Pinball-effekten".

Ynglehabitatet på Hjelm udgøres af den ovale moræneknold, der måler 450 meter vest-øst og 600 meter nord-syd. Det betyder, at ingen juvenil fugl kan fjerne sig længere væk end 600 meter fra sin oprindelige rede uden at forlade øen. Denne maksimale afstand gælder dog kun for ungerne fra reder helt ude på kanten af moræneknolden; alle andre unger fra reder længere inde på øen må bevæge sig over en kortere distance. For eksempel kan ungerne fra en rede midt på øen maksimalt bevæge sig 225 meter i vest-østlig retning og maksimalt 300 meter mod nord eller syd. Ligger reden midtvejs mellem centrum af øen og den ydre rand, vil afstanden øges maksimalt til 337,5 meter øst-vest og 450 meter nord-syd og så fremdeles.

Karakteristisk er det imidlertid, at de juvenile fugle uanset redens placering møder kanten af moræneknolden, hvorefter de ændrer kurs for at møde kanten et andet sted (Fig. 7). Det kunne også være, at fuglene helt naturligt rammer kanten i deres tilfældige udforskning af landskabet, men det interessante er, at de ikke fortsætter ud over havet for at flyve ind til det synlige fastland, der trods alt kun ligger 6 km mod vest, men søger op på øen for at udforske kanten i en anden retning (fig. 11). De obligatoriske timetjek af alle fangstnet (Fig. 1) medførte mindst 10 daglige vandringar på lavlandet langs moræneknolden, men forsøg på bortflyvning i dagtimerne er aldrig konstateret.

Der må antages, at juvenile Tornsangere inde på fastlandet med tiden generelt bevæger sig over stadig større afstande væk fra redestedet, mens de udforsker landskabet indtil den dato, hvor trækdirften sætter ind i begyndelsen af august, og de indleder et egentligt træk. Denne opfattelse bekræftes af det ret betydelige antal juvenile Tornsangere, der registreres på f.eks. Gedser Fuglestation (Kayser 2018) hvert år, hvor 10% af alle juvenile Tornsangere fanges i

de sidste 10 dage af juli, før efterårstrækket går i gang (Tab. 3).

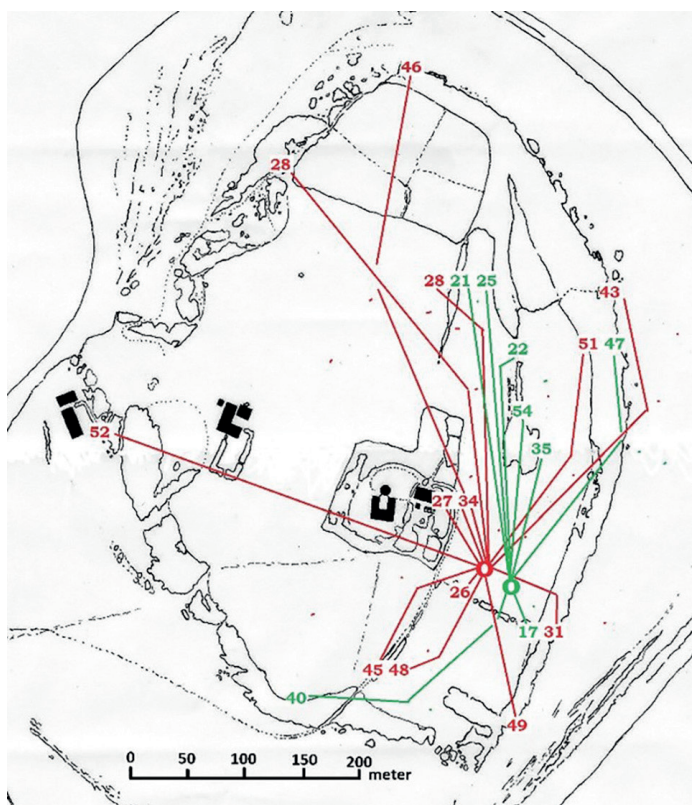
Som allerede omtalt bevæger ungerne af 2. kuld sig både tidligere og hurtigere væk fra redeterritoriet, men sammenligner man aflæsningerne af de to kuldtypeper, så er der 762 aflæsninger af 1. kuld fugle, der giver et gennemsnit på 170 meter mellem rede og fangststed, mens de 172 aflæsninger af 2. kuld giver et mindre resultat på 134 meter. Den mest nærliggende forklaring på denne forskel må være, at juvenile fugle af 2. kuld tiltræder borttrækket væsentligt tidligere i deres livsforløb end fugle af 1. kuld, så deres chancer for at blive aflæst på stadig større afstand af reden er færre. Hvor 1. kulds fuglene leverer 2,45 aflæsninger pr. individ, præsterer 2. kulds fuglene kun 1,63 aflæsninger pr. individ, hvilket understøtter denne forklaring.

AFSTED TIL AFRIKA

Mønsteret med den tydelige afrejse fra Hjelm natten til den 5. august (Fig. 8), hvor langt den overvejende del af bestandens juvenile fugle forlod øen, kan ikke bekræftes af andre store datasamlinger som

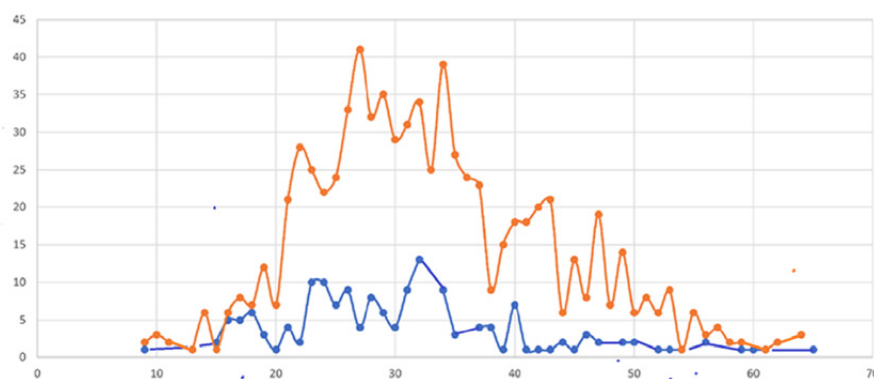
Figur 11. Yngleparret #006 præsterede to kuld med henholdsvis 5 og 3 pulli, der klækkede den 17.6 og den 13.7. De juvenile fugle fra 1. kuld (rød markering) præsterede tilsammen 16 aflæsninger (en fugl blev aldrig fanget), mens 2. kuld (grøn markering) præsterede 8 aflæsninger. De rette linjer mellem rederne og aflæsningslokaliteterne er ikke udtryk for fuglenes vandringsveje, men tjener til at sandsynliggøre "Pinball-effekten" som beskrevet i teksten. Tallene står for den pågældende unges levealder ved aflæsningen.

The breeding pair #006 produced two clutches with 5 and 3 pulli, respectively, which hatched on 17 June and 13 July. The juvenile birds from the 1st clutch (red marking) yielded a total of 16 recaptures (one individual was never recaptured), while the 2nd clutch (green marking) yielded 8 recaptures. The straight lines between the nests and the recapture locations are not identical with the birds' migration routes but serve only to illustrate the "Pinball effect" as described in the text. The numbers represent the age of the young bird in question at the day of recapture.



Figur 12. Fordelingen af aflæsninger mellem 1. kuld (orange) og 2. kuld (blå) i forhold til de juvenile fugles alder viser, at 1. kuld fuglene opholder sig væsentligt længere tid på øen end 2. kuld fugle, der allerede trækker bort i en alder af 35 døgn. Y-aksen viser antal daglige fangster, mens X-aksen viser fuglenes alder.

The distribution of recaptures of birds from 1st clutch (orange) and 2nd clutch (blue) in relation to age shows that 1st clutch birds stay significantly longer on the island than 2nd clutch birds, which already leave the isle at the age of 35 days. The Y-axis shows the number of daily recaptures, while the X-axis shows the age.



f.eks. årsserierne af ringmærkningsdata fra de store fuglestationer. Fælles for deres resultater er normalfordelte kurver, som f.eks. 10 års ringdata fra perioden 2007-2017 på Gedser Fuglestation (Kayser 2018) eller fænologien fra Blåvand Fuglestation, hvor der i årene 1963-92 blev fanget 4755 ikke-aldersbestemte Tornsangere (Jakobsen 2008, Fig. 331). Også den svenske Ottenby Fuglestation på sydspidsen af Öland, hvor der er fanget 4807 Tornsangere på efterårstræk over en periode på 39 år frem til 1984, viser en normalfordeling med medianværdi den 19. august (Fransson 1995), hvilket passer næsten perfekt med medianværdien 18. august på Hjelmsø (Tab. 3).

Forklaringen er til dels, at disse serier består af en sammenblanding af alle aldersgrupper og med et islæt af omkringstregende lokale juvenile fugle (Blåvand og Ottenby). Et andet element i en forklaring er sandsynligvis også, at disse fangststeder modtager fugle fra et ofte ganske stort geografisk område, hvor bestandene har haft forskellige tidsmæssige yngleforløb.

Disse normalfordelte kurver afviger fuldstændig fra Hjelmsø-fuglenes bratte afrejse. Selv hvor der er foretaget en alderssegregation, ses den samme normalfordelte udvikling af trækket (Gedser Fuglestation), og selv om Gedser-tallene utvivlsomt indeholder ungfugle fra nogle få par i fuglestationens have, så må der være tale om en betydelig tilstrømning af omstregende ungfugle allerede fra sidste tredjedel af juli og i de første 10 dage af august.

Hvorfor ser vi så denne markante afrejse fra Hjelmsø i stedet for en normalfordelt udvikling? Forklaringerne er spekulative, men peger på Hjelmsø-bestandens isolation på en velafgrænset ø.

Den tidligere beskrevne "Pinball-effekt" kan med stor sandsynlighed antages at være resultatet af det enkelte individs forsøg på at bevæge sig videre ud i landskabet som led i en generel spredning væk fra ynglestedet. Imidlertid når fuglen kanten af

den bevoksede moræneknold med udsigt til havet, hvorefter den vender om, indtil den dag hvor trækdriften er for stærk.

En indirekte måde at vurdere denne tøven hos ungfuglene på er at undersøge forholdet mellem unger af 1. og 2. kuld. Hvis den juvenile Tornsangere forlod øen, så snart den fysisk var i stand til dette, ville det medføre, at der skulle være den samme ratio mellem antal mærkede unger og aflæsninger for begge kuld. Det er der ikke. Der aflæses signifikant flere 1. kulds unger end 2. kulds unger. I alt var der tale om 311 juvenile 1. kulds fugle, der resulterede i 762 aflæsninger, hvilket giver en ratio 2,45:1, mens 106 juvenile 2. kulds fugle leverede 172 aflæsninger og med ratio 1,62:1. Forskellen er signifikant (Chi-square, Yates correction, $P < 0.01$), og den forklares ved, at tidlige 1. kulds unger opholder sig længere tid på øen end 2. kulds ungerne. De tidlige unger forlader altså ikke øen, når de er i stand til dette, men først når trækdriften er tilstrækkelig stærk, dvs. datoen passer (Helbig et al. 1989). Først da overvinder fuglen sin mistro til det omgivende hav og flyver sydover. Man må antage, at det samme forløb udspiller sig inde på land, bortset fra at de unge fugle uhindret kan nå mange kilometer bort fra fødestedet ved spredning i tilfældige retninger, før trækdriften er tilstrækkelig stor og sender dem mod syd.

HVAD GÅR DET HELE UD PÅ?

Et velbeskrevet evolutionært formål med juvenile fugles omstrejfen, før trækket sætter ind, er at lære landskabet at kende med henblik på det følgende års tilbagevenden for at yngle med succes (Switzer 1993). For Hjelm's vedkommende er det påvist (Hansen 2023), at Tornsangere vender tilbage til øen for at yngle år efter år, og at mange unger også returnerer til øen som førstegangsynglende. I 1976 var denne stedtrohed tilfældet for 85% af de ynglende hanner og 44% af hunnerne, der alle oprindeligt var udklækket på øen eller tidligere havde ynglet der. Af de 314 ring-

mærkede pulli i 1975 blev 47 genfundet som ynglende på øen i 1976. De fordelte sig på 34 hanner og 13 hunner (72/28 %) og udgjorde tilsammen 28 % af ynglebestandens 167 individer (Hansen 2023).

Switzer (1993) har påvist, at stedtrohed bør være omvendt relateret til heterogenitet i territoriekvalitet og fuglens levetid og positivt relateret til omkostningerne ved at ændre territorier, alder og sandsynlighed for dødelighed i habitatet. Sandsynligheden for at næste yngleperiodes resultat vil være det samme som denne periodes udfald, påvirker også stedtrohed. Eller sagt på en anden måde: Har fuglen haft succes i en given habitat/territorie, vil den med fordel kunne vende tilbage og benytte det igen, forudsat at det ikke er under forandring.

Et typisk yngleterritorium på Hjelm optog en cirkel med en radius på omkring 25 m og altså et areal på 2000 m² (Fig. 10). I 1976 besatte 13 hanner nøjagtig samme yngleterritorium som året før, mens henholdsvis 5 og 9 hanner besatte områder placeret op til 50 og 100 m væk fra forrige års ynglelokalitet. Kun 3 hanner besatte territorier mere end 100 m væk og uden nogen observerbar forbindelse til det tidligere territorium. Således udviste 27 hanner ud af 30 (90%) høj stedtrohed med hensyn til territorium. Derimod valgte kun 6 ud af 16 hunner (38%) yngleterritorium inden for 100 m fra forrige års ynglested, mens 10 hunner yngede i territorier uden forbindelse til tidligere år (Hansen 2023, Fig. 6).

Spørgsmålet er så, hvor præcist de juvenile fugle er i stand til at finde deres gamle redested, når de selv skal yngle for første gang. Ud fra mærkningen af 314 redeunger i 1975 har vi kunne analysere, om juvenile fugle også foretrak at yngle nær deres eget fødested, da de vendte tilbage i 1976 for at yngle for første gang. For 29 førstegangsynglende hanners vedkommende opmålte vi afstanden mellem 1975-reden, hvor de blev udklækket, og deres første egen rede i 1976. Kun en han kom i nærheden af sit fødested med en afstand på 43 meter, mens

gennemsnittet lå på 324 meter (variation 43-513 meter). For de 13 hunner var billedet mere broget. Den nærmeste hun valgte sin 1976-rede i en afstand af 177 meter fra forrige års fødested, mens gennemsnittet landede på 296 meter (variation 117-433 meter). Data udelukker ikke andre forklaringer, såsom at stedtrohed er begrænset af tilgængelighed af territorier, og dette er særlig væsentligt for 2K hanner, da de ankommer senere end 3K+ fuglene. Hvad hunnerne angår, så er deres ynglested også påvirket af valget af mage.

En tilsvarende analyse af 10 (8 hanner, 2 hunner) 2K-fugles første rede i 1975 i forhold til fødestedet i 1974 viste heller ingen præference for selve redestedet. Den gennemsnitlige afstand mellem rederne i de to år var 310 meter med en variation på 192-448 meter (fig. 13) (Hansen 1976).

Man kunne gøre gældende, at de førstegangsynglende fugle ankommer betydeligt senere til øen (Hansen 2023), hvor de ældre og mere erfarne fugle allerede har valgt sig territorier, så derfor må de unge førstegangsynglende tage til takke med mindre favorable lokaliteter. Imidlertid fungerer opbygningen af bestandens territorier næppe på den måde, som tidligere beskrevet. Der er ikke tale om at tage til takke med ledige, men ringere ynglepladser, men om en sammenpresning af de tidligste fugles store territorier, hvor nyankomne hanner hele tiden presser sig ind mellem allerede ynglende par (Spitznagel 1978). Den mest sandsynlige forklaring er, at habitatet på Hjelm udviste så stor generel homogenitet, både hvad angår fraværet af prædatorer og føderigehed, at valget af selve redeterritoriet ikke var konkurrenceudsat i nogen væsentlig grad. Det enkelte individs erfaring og tidsplan afgjorde ynglesuccesen, som vist af Hansen (2023).

BESTANDSPLASTICITET OG GLOBAL OPVARMNING

Tornsangeren i Danmark har oplevet et bemærkelsesværdigt opsving siden det

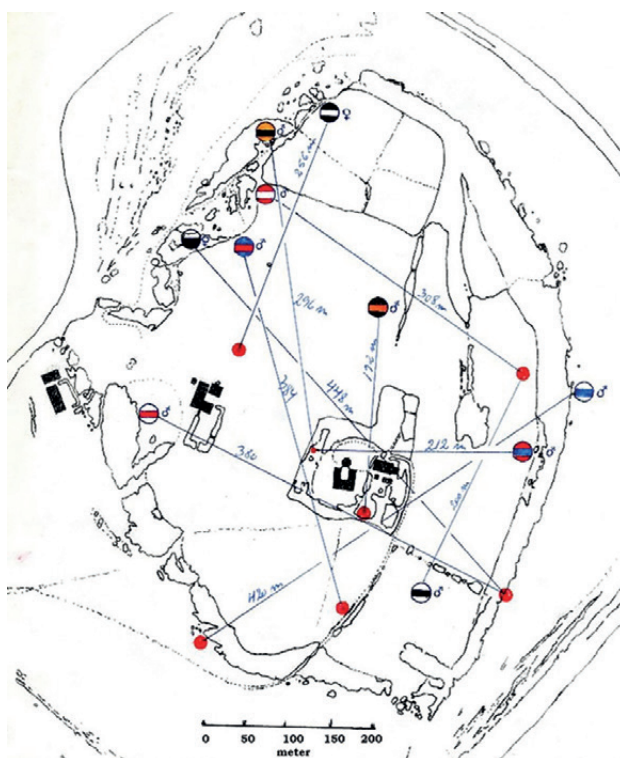


Billede 3. En juvenil fugl (th.) fodres af hannen. Ungen vurderes at være færdigudviklet, ca. 25-30 dogn gammel, men udviser dog stadig visse juvenile træk som gule næbflige, mørke øjne i modsætning til den voksne fugls lyst gulbrune iris og en mere afrundet (kortere) vinge end den voksne han. Foto: Albert Steen-Hansen.

A juvenile bird (right) is fed by the male. Although fully developed, the approx. 25-30-days-old bird still shows certain juvenile features such as yellow beak lobes, dark eyes in contrast to adult bird's light yellow-brownish iris and a more rounded (shorter) wing than the adult male. Photo: Albert Steen-Hansen.

Figur 13. Sådan valgte 10 Tornsangere deres første yngleterritorie, da de vendte tilbage til øen i 1975. Den røde cirkel angiver 1974-reden, hvor de voksede op, mens de cirkelformede farvekoder identificerer de enkelte individers redeterritorier i 1975. Omtegnet efter Fig. 8 i Hansen (1976).

This is how 10 Whitethroats selected their first breeding territory when they returned to the island in 1975. The red circle indicates the 1974 nest where they grew up, while the circular color codes identify individual nest territories in 1975.



dystre undergangsscenario i 1969-1970 (Winstanley et al. 1974). I dag er det den mest udbredte spurvefugl (Vikstrøm & Moshøj 2020), og bestanden er vokset fra en anslået størrelse på omkring 358.000 ynglende par i 1993-1996 til 393.000 par i 2014-2017 (Meltøfte et al. 2021.)

Den høje produktivitet i Tornsanger-samfund som på Hjelm med en generel to-kuldsstrategi er en sandsynlig årsag til dette comeback, som falder sammen med den stigende globale opvarmning, der netop fremmer en tidligere ankomst om foråret (Tøttrup et al. (2006B) og dermed

øger mulighederne for en længere yngle-sæson og med to kuld. Det er påvist (Hansen 2023) for ynglebestanden i 1976, at det første æg i 1. kuld skal være lagt senest 8. juni, hvis parret skal have tilstrækkelig tid til også at gennemføre et 2. kuld. Heraf følger, at jo tidligere 1. kuld startes, desto større vil chancen være for et 2. kuld.

Tøttrup et al. (2006B) har ved hjælp af data fra Christiansø øst for Bornholm i Østersøen vist, at en række spurvefuglearter, der overvintrer i Afrika, ankom successivt tidligere om foråret i perioden 1976-1997. Karlsson & Ehnbohm (2021) viste samme udvikling for det sydlige Sverige. Som nævnt er en tidlig forårsankomst af afgørende vigtighed for sandsynligheden for, at Tornsangeren kan nå at producere to kuld, og på Christiansø var forårsankomsten over 20 år fremrykket med 10 dogn for det første individ og 3-4 dogn for medianpassagen af hele populationen. Denne udvikling er formentlig fortsat og stadig i gang med en anslået syv dogns tidligere medianankomst for populationen i dag. Desværre findes der ingen pålidelige yngledata til at afgøre, om bestandene rent faktisk udnytter denne mulighed for at yngle tidligere og derved øge antallet af 2. kuld.

Ved afslutningen af yngleperioden skal par, der har satset på to kuld, respektere en anden tidstærskel, nemlig begyndelsen på fældningscyklus (Pimm 1973), der går i gang den 15. juli på Hjelm. Denne cyklus, hvor den adulte fugl normalt fornyr det meste af sin fjerdragt, kan betragtes som en endogen, hormonbestemt aktivitet, der tilsyneladende ikke lader sig flytte i tid. Vores observationer af fældningen i 1976-bestanden afslørede dog, at selve påbegyndelsen var spredt over en længere periode på omkring 19 dogn (15. juli til 4. august) og med 11. august som sidste dato for registreringen af en endnu ikke fældende adult fugl. Denne betydelige tidsramme gør det muligt i det mindste teoretisk, at den fænotypiske plasticitet kan bearbejde stopklodsen den 15. juli og forsøge at skyde denne længere ud i sensommeren for derved at åbne et vindue for et vellykket 2. kuld. En sådan antagelse er der imidlertid ikke belæg for. Tøttrup et al. (2006A) har også beskrevet timingen af efterårstrækket 1976-1997 med data fra Christiansø, men uden at kunne påvise en signifikant ændring i Tornsangerens tidsskema.

Desværre findes der ingen pålidelige yngledata til at afgøre, om Tornsangerbestandene rent faktisk udnytter muligheden for at yngle tidligere. Halupka et al. (2021) undersøgte dog Rørsanger

(*Acrocephalus scirpaceus*) ved en 3 ha stor fiskedam i SW Polen over to perioder 1980-1983 og 2005-2012, hvor populationen til fulde udnyttede en forlænget ynglesæson, som formentlig skyldtes højere gennemsnitstemperaturer, til at producere flere kuld og flere unger i kuldene. Rørsangeren er en langdistance-trækfugl, der overvintrer i Afrika syd for Sahara, ligesom Tornsangeren, hvilket gør det rimeligt at sammenligne de to arter. Halupka et al. (2021) konkluderede, at længere ynglesæsoner kan være gavnlige for nogle arter, men at identifikation af årsager og konsekvenser af ændringer i ynglesæsonernes varighed kan være afgørende for at kunne forudsige den demografiske udvikling af populationer under skiftende klimatiske forhold. Den samme konklusion kunne gælde for Tornsangeren.

TAK

Først og fremmest vil jeg meget gerne takke de garvede feltfolk, der fangede og aflæste de mange fugle i årene 1973-76. De var Ebbe Arnfeldt Hansen, Lasse Braae, Per Clauson Kaas, John Frikk, Erik Hørning, Morten Jensen, Niels Knudsen, Karsten Laursen, Ole Nøhr, Svend Rønnest, Erik Sønder og Lene Sørensen. Så skal der rettes en varm tak til professor Kaj Sand-Jensen fra KU for mange kyndige kommentarer og for stor inspiration til at skrive denne artikel i et menneskeligt og letforståeligt sprog (Sand-Jensen 2007). Også mine to referees fortjener påskønnelse for deres mange konstruktive forslag til forbedringer af manus. Ringmærkningsafdelingen på Zoologisk Museum i København har leveret de nødvendige ringe uden vederlag eller krav til publiceringen. Endelig skal der lyde en varm tak til Karl Bencke og resten af ejerkredsen, der venligst stillede øen til rådighed for Hjelm Fuglestation.

CITERET LITTERATUR

Asingh P & Engberg N (red) (2002) Marsk Stig og de fredløse på Hjelm. – Red. Jysk Arkæologisk Selskab, pp 245-273.

- Balsby Th & Hansen P (2010) Element repertoire: change and development with age in Whitethroat *Sylvia communis* song. – J. Ornithol. (2010) 151, pp 469–476.
- Diesselhorst G (1968) Struktur einer Brutpopulation von *Sylvia communis*. – Bonn. zool. Beitr. 19, pp 307-321.
- Fransson T (1995) Timing and Speed of Migration in North and West European Populations of *Sylvia* Warblers. – Journal of Avian Biology 26, pp 39-48.
- Glutz von Blotzheim U N (1991) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12. Passeriformes. Teil 2. Sylviidae. – AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Halupka L, Borowiec M, Neubauer G & Halupka K (2021) Fitness consequences of longer breeding seasons of a migratory passerine under changing climatic conditions. – J. Anim. Ecol. 90, pp 1655-1665.
- Hansen K (1976) Tornsangeren på Hjelm – en foreløbig rapport. Duplikeret.
- Hansen K (2021) Ynglefuglene på Hjelm efter 56 år uden landbrug. – Flora & Fauna 126, pp 22-53.
- Hansen K (2023) Sex, age, and site fidelity as determining factors of productivity in a confined community of Common Whitethroat. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 117 (2023), pp 22-36.
- Helbig AJ, Berthold P & Wiltschko W (1989) Migratory Orientation of Blackcaps (*Sylvia atricapilla*): Population-specific Shifts of Direction during the Autumn. – Ethology 82, 4, pp 307-315
- Jakobsen B (2008) Fuglene ved Blåvands-huk 1963-1992. – Dansk Ornitologisk Forening og Ribe Amt 2008. Kun online www.blavandfuglestation.dk/images/Dokumenter/Jakobsen_2008_Fuglene_ved_Bl%C3%A5vands_Huk_1963-1992_seachable_del2.pdf
- Jenni L & R Winkler (2020) Moults and Ageing of European Passerines. 2nd edition. – Helm/Bloomsbury, London. 323 pp. ISBN 978-1-4729-4151-0.
- Karlsson L & S Ehnborn (2021) Övervakning av beståndsväxlingar hos tropikflyttande småfåglar 1980-2019. – Rapport nr. 2020:15, 51 pp. Länsstyrelsen Skåne.
- Kayser B (2018) Ringmærkning ved Gedser Fuglestation i årene fra 2007 til 2017 Resultater og analyser. – Rapport fra Gedser Fuglestation. 134 pp.
- Leonard MLAG, Horn G & Eden SF (1988) Parent-Offspring Aggression in Moorhens. – Behavioral Ecology and Sociobiology Vol. 23, No. 4, pp 265-270.
- Macdonald D (1979) Notes on the White-throat in Sutherland. – Scot. Birds 10, pp 296-305.
- Meltofte H, Dinesen L, Boertmann D & Hald-Mortensen P (2021) Danmarks fugle gennem to århundreder. – Forlaget Biofolia og Inst. f. Bioscience, Aarhus Universitet. 184 pp.
- Pimm S L (1973) The molt of the European Whitethroat. – Condor 75, pp 386-391.
- Sand-Jensen K (2007) How to write consistently boring scientific literature. – Oikos 116, pp 723-727.
- Siefke A (1962) Dorn- und Zaungrasmücke. – Die Neue Brehm-Bücherei, nr. 297, 88 pp. Wittenberg.
- Spitznagel A (1978) Zur Brutbiologie einer süddeutschen Population der Dorngrasmücke *Sylvia communis*. – Anz. orn. Ges. Bayern 17, 1978, pp 99-123.
- Switzer P V (1993) Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. – Evol. Ecol. 7, pp 533–555.
- Tinbergen N (1965) The Herring Gull's World. – London revideret udgave.
- Tøttrup A P Thorup K & C Rahbek (2006A) Changes in timing of autumn migration in North European songbird populations. – Ardea 94(3), pp 527–536.
- Tøttrup A P Thorup K & C Rahbek (2006B) Patterns of change in timing of spring migration in North European songbird populations. – J. Avian Biol. 37, pp 84/92.
- Vikstrøm T & C M Moshøj (2020) De danske ynglefugles udbredelse 2014-20. – Lindhardt og Ringhof. 840 pp.



Hvidgul Skovlilje (*Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce) som byorkidé

Af Peter Wind¹

Hvidgul Skovlilje hører til blandt Danmarks mere sjældne orkidéer, der i første række vokser på muldrig skovbund i bøgeskov med lang skovkontinuitet og gerne på jordbund med et højt kalkindhold. Ifølge status fra 1996 (Faurholdt & Holst 1996) er orkidéen - bortset fra fundet i det århusianske rosenbed i 1987 (Hammer 1988) - blevet registreret på 31 lokaliteter udelukkende på øerne øst for Storebælt. De 31 lokaliteter fordeler sig med én på Lolland, to på Falster, fire på Møn og Bogø og resten på Sjælland. I den seneste status for den danske flora, den landsdækkende Atlas Flora Danica undersøgelse, er arten blevet registreret i 20 ruder på 32 lokaliteter i alt fordelt med én rude på Lolland, to på Falster, seks på Møn, 10 på Sjælland og én i Jylland, nemlig den rude, der omfatter det centrale Aarhus, hvor rosenbedet fortsat ligger (Hartvig 2015).

Danmark ligger på nordvestgrænsen for artens totaludbredelse, der strækker sig mod sydvest til Den Iberiske Halvø og mod sydøst til Ukraine, Kaukasus og det nordlige Iran samt fra Bhutan til Yunnan provinsen i Kina og i Algeriet i Nordafrika (<https://powo.science.kew.org/taxon/622369-1>).

Det første fund i Botanisk Have i Aarhus
Erik Buchwald observerede nogle af blomstrede skud af Hvidgul Skovlilje i et kommunalt rosenbed dækket af træflis i Botanisk Have i Aarhus ultimo juli 1987. Buchwald underrettede den lokale botaniker, Erik Hammer, om fundet. Sidstnævnte besøgte voksestedet den 11. august 1987 og optalte i alt 5 fruktificerende skud, fordelt på 3 oprette og 2 knækkede.

Erik Hammer foretog derefter en grundig research af tre forhold, nemlig af rosernes

herkomst, af jordbundens beskaffenhed og af træflisens oprindelse. Hans konklusion var, at ingen af de tre forhold kunne være troværdige kilder til Hvidgul Skovliljes forekomst i Botanisk Haves rosenbed. Han konkluderede, at forekomsten måtte skyldes frøspredning – måske fra sjællandske bestande (Hammer 1988).

Afstanden i fugleflugtslinje mellem det århusianske rosenbed og de nærmeste bestande i Allindelille Fredskov på Sjælland er omkring 125 km. Den nærmeste tyske bestand forekommer ved Kiel (Griem m.fl. 1989) i en fugleflugtsafstand på 205 km, hvis bestanden fortsat er intakt.

Orkidéekspert Henrik Ærenlund Pedersen har uregelmæssigt fulgt bestandsudviklingen af Hvidgul Skovlilje i Botanisk Have fra 1988 frem til 1994, idet han i 1995 blev ansat ved Københavns Universitet. Han har velvilligt stillet sine observationer til

Summary

The occurrence of the White Helleborine (*Cephalanthera damasonium*) in an urban area

The White Helleborine is a rare orchid species in Denmark. The Danish populations are located on the Northwestern border of the species global distribution. The main distribution of the species in Denmark has historically been confined to the islands east of The Greater Belt, Zealand, Lolland, Falster, and Møn where it has been recorded on 31 sites in total in the 1996-status.

In 1987, five specimens were found in a rose bed in the Botanical Garden in Aarhus. The Danish orchid specialist, Henrik Ærenlund Pedersen, has recorded a varying number of both flowering and vegetative plants in the same area of the Botanical Garden between 1988 and 1994 with a maximum of 20 plants in 1993. In 2006 and in 2007, few specimens were observed in another part of the Botanical Garden. In 2021, two specimens were recorded at two different sites in Aarhus. The first one grew in a flowerbed in yet another part of the Botanical Garden than in 1987-1994 and in 2006-2007 (figure 1), while the second one was found on a burial site in the nearby cemetery, Vestre Kirkegård.

In 2022, the 2021-White Helleborine plant in the Botanical Garden produced a new aerial shoot. The shoot reached an impressive height of 52 cm and carried fifteen flowers (figure 4). Another single flowering plant was observed in yet another flowerbed in the Botanical Garden in 2022. Five aerial shoots were recorded in a neighbouring, private garden, while snails, according to the observer, had eaten the 2022-vegetative shoot of the specimen occurring on the burial site in the cemetery (figure 5).

In October 2022, the 52 cm tall specimen in the Botanical Garden and the only surviving shoot in the private garden were examined to estimate if the ripe capsules were able to produce viable offspring. The shoots have produced eight (figure 6) and six mature capsules, respectively. From a distributional point of view, it is interesting to follow the trend of the orchid species in the years to come to determine if the species will spread to other parts of the Botanical Garden, to other private gardens, to other cemeteries in Aarhus, or to other urban areas in Denmark as well.

Keywords: Hvidgul skovlilje, the White Helleborine, *Cephalanthera damasonium*, the Botanical Garden in Aarhus, Vestre Kirkegård, bestandsopgørelser, spredning.

¹ Peter Wind: Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, Danmark, pwi@ecos.au.dk

rådighed for artiklen, der gengives ordret her.

7. juni 1988: "17 blomstrende eksemplarer og 2 vegetative skud fundet som ukrudt i tre rosenbede i hjørnet mellem Møns-gade og Viborgvej."
5. juni 1991: "7 knopbærende eksemplarer, 1 med aborterede knopper og 1 vegetativt skud fundet som ukrudt i rosenbede og græsplæner i hjørnet mellem Møns-gade og Viborgvej."
26. juni 1991: "4 blomstrende og 3 pluk-kede(?) hh. 1 blomstrende eksemplarer fundet i to forskellige rosenbede i hjørnet mellem Møns-gade og Viborgvej. Under store bøge på en nærliggende, græsbevokset skråning fandtes endnu en klon med 2 blomstrende og 1 plukket(?) eksemplarer. Blomstringen generelt stærkt fremskreden."
5. juni 1993: "18 eksemplarer i stærkt fremskreden blomstring og 2 knækkede skud fundet som ukrudt i rosenbede i hjørnet mellem Møns-gade og Viborgvej. Arten har nu spredt sig til næsten alle rosenbedene i denne del af Botanisk Have!"
15. juli 1994: "Frugtstande [antal mangler] fundet som ukrudt i rosenbede mellem Den Gamle By og Ceres. Ikke nærmere eftersøgt."

På baggrund af Henrik Ærenlund Pedersens observationer har bestanden af Hvidgul Skovlilje holdt stand i mindst 8 år i den sydlige del af Botanisk Have.

De aktuelle fund i Aarhus

I juni 2021 blev jeg kontaktet af Jakob Justesen, der fortalte mig, at han havde fundet Hvidgul Skovlilje i et bed i Botanisk Have. Desværre var den enlige plante på grund af tørke halvt afblomstret, da jeg besøgte voksestedet den 22. juni 2021. Den enlige plante havde 8 halvt indtørrede blomster (figur 1). Besøget viste også, at det nye voksested ligger omkring 200 m nord for området med rosenbedene.

Jakob Justesen kunne ved månedsskiftet maj/juni 2022 meddele mig, at 2021-plan-



Figur 1. Hvidgul Skovlilje med halvvisne blomster i Botanisk Have i Aarhus. 22-06-2021. Foto: Peter Wind.

Cephalanthera damasonium with half-withered flowers in the Botanical Garden in Aarhus.



Figur 2. Hvidgul Skovlilje i knop i Botanisk Have i Aarhus. Til højre ses vinterstanderen fra 2021. 02-06-2022. Foto: Peter Wind.

Cephalanthera damasonium with buds in the Botanical Garden in Aarhus. The remains of the 2021-shoot is seen to the right.



Figur 3. Halvvejs udsprungne Hvidgul Skovlilje i Botanisk Have i Aarhus. 10-06-2022. Vinterstanderen fra 2021 ses bag det blomstrende skud. Foto: Peter Wind.
The 2022-shoot of Cephalanthera damasonium with eight halfway open flowers in the lower part of the shoot in the Botanical Garden in Aarhus.



Figur 4. Fuldt udsprungne til begyndende afblomstrende Hvidgul Skovlilje i Botanisk Have i Aarhus. Her er vinterstanderen væk. 19-06-2022. Foto: Peter Wind.
The 2022-shoot of Cephalanthera damasonium with all flowers in bloom while the flowers in the lower part has started to wither in the Botanical Garden in Aarhus. The remains of the 2021-shoot is vanished.

ten havde anlagt et nyt blomstrende skud, som jeg havde lejlighed til at opsøge og fotografere i knop den 2. juni 2022 (figur 2). Jeg besøgte voksestedet igen den 10. juni 2022, hvor jeg kunne iagttage et iøjnefaldende individ på omkring 40 cm i højden med 6 udsprungne blomster, 3 der var på vej til at åbne sig og 6 blomster i knop (figur 3).

Ved genbesøg på voksestedet den 19. juni 2022 havde alle blomster fået hvid farve, hvoraf de nederste var i begyndende afblomstring. Skuddets længde blev opmålt til 52 cm og havde 15 blomster (figur 4).

Jakob Justesen orienterede mig den 9. juni 2022 om, at en bekendt havde konstateret

nok en Hvidgul Skovliljeplante med 4 blomster i Botanisk Haves stenhøj. Samme dag blev jeg kontaktet af husejer, Hanne Søholt Foged, med oplysningen om, at der i hendes have nær Botanisk Have i Aarhus forekom fem blomstrende skud af Hvidgul Skovlilje. Ved min besigtigelse den 10. juni 2022 havde skuddene fem eller færre blomster og var stort set afblomstrede. Fire af skuddene dannede to grupper med to skud, mens det femte skud var enligt.

Jens Christian Schou har lagt 6 billeder af Hvidgul Skovlilje op på hjemmesiden Biopix, http://www.biopix.dk/hvidgul-skovlilje-cephalanthera-damasonium_photo-12038.aspx. Han har oplyst, at billederne er optaget henholdsvis den 22. juni 1988 i rosenbedet i Aarhus' Botanisk Have og den 6. juni 2006 under gamle bøgetræer i et andet af havens bede, hvor han også har observeret den i 2007. Bøgetræerne vokser ca. 150 m nordligere end 2021-findestedet.

Et andet forekomstområde for Hvidgul Skovlilje i Aarhus er Vestre Kirkegård. På hjemmesiden arter.dk har Thorild Vang Bennet indlagt et billede af den fotograferet den 13. juni 2021 ved et gravsted. Planten satte i 2022 ifølge hende ét vegetativt skud. Jeg kunne ikke genfinde skuddet ved min besigtigelse den 16. juli 2022. Det er hendes formodning, at skuddet er blevet spist af snegle (figur 5). Ved gennemgangen af dette område på Vestre Kirkegård har jeg i øvrigt optalt næsten 50 blomstrende skud af Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*), hvilket ikke overraskende vidner om lang ekstensiv driftskontinuitet i dette område af kirkegården.

Den 18. og 19. oktober 2022 besøgte jeg igen Botanisk Have i Aarhus dels for at fotografere det afblomstrede skud dels for at opgøre antallet af modne kapsler. Jeg kunne i skudtoppen tælle 8 kapsler, der alle var åbnet med længdefurer. Med andre ord havde over halvdelen af blomsterne sat frugt (figur 6). Den 18. oktober besøgte jeg den private have, hvor et ene overlevende

skud havde 6 modne kapsler med åbne længdefurer.

Ud over de ovenfor gennemgåede, veldokumenterede fund af Hvidgul Skovlilje i Aarhus foreligger der udokumenterede forlydender om, at den i årene forinden er blevet observeret i andre blomsterbede og busketter især i boligkvarter i den vestlige og nordlige del af Aarhus. Hertil kommer, at én Hvidgul Skovlilje-plante truet af et anlægsarbejde er blevet transplanteret til Vestre Kirkegård (Egon Krogsgaard pers. med. 2022).

DISKUSSION

Det er en kendsgerning, at mange danske orkidéers livsvilkår er forringet betydeligt gennem de seneste 200 år. For at kunne dokumentere orkidéernes bestandsudvikling og tilstanden på deres voksesteder er udvalgte bestande af de danske orkidéer og voksestedernes tilstand blevet overvåget i det nationale orkidéovervågningsprogram, der blev iværksat i 1987 (<https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/temasider/orkildeer/>). Aarhus Universitet har foretaget en statistisk analyse af de indrapporterede data gennem 30 år for perioden 1987-2016 om de overvågede orkidéers bestandsudvikling og de faktorer, der påvirker deres voksesteder (Damgaard m.fl. 2020).

Status for Hvidgul Skovlilje

12 bestande af Hvidgul Skovlilje er blevet overvåget i en kortere eller længere periode og ingen af dem kontinuert i hele perioden 1987-2022, hvor overvågningsprogrammet har forløbet. Det største antal på 336 skud fordelt på 281 blomstrende og 55 vegetative skud blev optalt i 1998 i 5 bestande (Wind in prep.). Data fra perioden 1987 til 2016 har ligget til grund for analysen af Hvidgul Skovliljes bestandsudvikling. Analysen viser, at den hører til blandt de overvågede orkidéer, der ikke har vist en statistisk ændring i bestandsudviklingen (Damgaard m.fl. 2020). De indsamlede data i overvågningsprogrammet er også anvendt til at foretage en rødlistevurdering af orkidéer-

ne. Ved vurderingen er Hvidgul Skovlilje kategoriseret i sårbar (VU) på Den danske Rødliste (Wind 2019).

Forekomst uden for løvskove

Det er ud fra et spredningsmæssigt synspunkt derfor interessant, at Hvidgul Skovlilje dukker op på menneskeskabte og til stadighed menneskepåvirkede habitater i Aarhus, hvor Hammers konklusion (1988) er, at der er tale om en spontan forekomst. Han har dog ikke inddraget en diskussion af en mulig indplantning eller udsåning i det århusianske rosenbed på trods af, at hovedparten af planter i en botanisk have er udplantet eller udsået. Han ser muligvis bort fra denne mulighed på grund af Hvidgul Skovliljes biologi og afhængighed af specifikke svampepartnere, og fordi et lettilgængeligt rosenbed dækket af træflis ikke synes at være det mest optimale voksested for arten. Det er muligvis også årsagen til, at dens herkomst i rosenbedet og dermed som optræden som 'byorkidé' ikke diskuteres i hverken de danske skovliljers statusartikel (Faurholdt & Holst 1996), i bogen 'Danmark vilde orkidéer' (Pedersen & Faurholdt 2010) eller i kortlægningen af den danske flora (Hartvig 2015).

Ud over de århusianske fund er Hvidgul Skovlilje tidligere blevet fundet i et bed i haven ved Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole (KVL), som er omtalt i skovliljernes statusartikel (Faurholdt & Holst 1996). Finderen, Leif Skibsted, er derfor blevet bedt om at uddybe omstændighederne omkring fundet af arten. Han har i en mail redegjort for, at den blev fundet i et bed med tætte bevoksninger af Vedbend (*Hedera helix*). Af de i mailen medsendte billeder fremgår, at skuddet havde 12 udsprungne blomster. Han meddelte desuden, at han tilså den årligt. Den satte et enligt skud, der blomstrede 4 til 5 år i træk, for så at forsvinde uden tilsyneladende at sprede sig.

Den er også ifølge Niels Jacobsen iagttaget et andet sted i KVL's have i midten af 1980'erne. Han har samtidig gjort opmærk-

som, at den ikke er blevet dyrket i haven (Faurholdt & Holst 1996).

Hertil kommer, at Løjtnant (1977) beretter, at Hvidgul Skovlilje kan 'optræde som "ukrudt" i haver ligesom Skov-Hullæbe. Som sådan er den rapporteret fra adskillige steder i Mellemeuropa, og på Falster har den i flere år vokset på en græsplæne. Når den har kunnet holde stand mod plæneklipperen, skyldes det dens store rodsystem og dens kraftigt udviklede mykorrhiza, som forsyner den med så meget næring, at den kan overleve gentagen klipning.' Tankevækkende er også, at Pedersen og Faurholdt (2010) nævner, at 'nogle få steder er den fundet i parker', mens Faurholdt og Lassen (2013) anfører, at 'enkelte gange er planter dukket op i haver og parker.' Endelig forekommer den på en lysåben skoveng midt i Store Bøgeskov på Midsjælland (H.-E. Jensen & P. Holm, pers. med. 2021, P. Wind, pers. obs. 2021).

Hvidgul Skovliljes spredning til menneskeskabte voksesteder i byområder er tankevækkende, idet den anses for at være en 'ægte' skovart for løvskovsområder med lang skovkontinuitet, tilknyttet skyggefulde voksesteder, jf. opfattelsen i Faurholdt & Holst (1996) eller som naturskovsindikator, jf. opfattelsen i Pedersen og Faurholdt (2010). Artens optræden i blomsterbed, i have og på kirkegård i Aarhus står i kontrast til opfattelsen af den som 'ægte' løvskovsorkidé og naturskovsindikator.

Højden af Hvidgul Skovlilje

Med hensyn til højde er der med Botanisk Haves 52 cm lange plante (figur 3) tale om et skud af næsten maksimal højde, idet Pedersen (2012) og Faurholdt og Lassen (2013) angiver 60 cm som den maksimale højde for danske skud af Hvidgul Skovlilje. Til sammenligning anfører Harnap (2009), at dens højde på De britiske Øer svinger mellem 8 og 67,5 cm! Med hensyn til antallet af blomster har Botanisk Haves 52 cm lange skud 15 blomster, mens Summerhayes (1985) anfører, at engelske planter



Figur 5. De formodede rester af det vegetative skud af Hvidgul Skovlilje på et gravsted på Vestre Kirtegård i Aarhus. Foto: Thorild Vang Bennet, juni 2022.

The supposed remains of the vegetative shoot of Cephalanthera damasonium on the burial site on the cemetery in Aarhus.



Figur 6. Nærbillede af frugtstanden med 8 modne kapsler med længdefurer på 52 cm skuddet i Botanisk Have i Aarhus. 19-10-2022. Foto: Peter Wind.

Close-up of the eight ripe capsules with longitudinal furrows on the 52 cm long shoot in the Botanical Garden in Aarhus.

kan have op til 16 blomster, hvor et spænd fra tre til otte blomster er normalen.

Muligheder for spredning

En vellykket frugtsætning er forudsætningen for Hvidgul Skovliljes og alle andre karplanter med kønnet formerings mulighed for at sprede deres frø. Botanisk Haves 52 cm lange plante har otte modne kapsler (figur 6), mens det ene skud i den private have har seks. Der kan kun gisnes om antallet af modne og spiringsdygtige frø. Jeg har ikke umiddelbart kendskab til hverken danske eller udenlandske artikler, der opgør antallet af frø i en Hvidgul Skovlilje kapsel, men det er også mindre væsentligt i denne sammenhæng.

I en undersøgelse af frødannelsen hos Tæt blomstret Hullæbe (*Epipactis purpurata*), som Niels Faurholdt og jeg har udført, har vi estimeret, at hver kapsel indeholder i størrelsesordenen 5.000 1,1-1,3 mm lange og 0,2 mm brede frø, hvoraf 89,5 % rummer en tydelig kim. Et skud med 30 kapsler kan således producere 150.000 frø, hvoraf 134.250 frø vil være spiringsdygtige (Wind & Faurholdt 1992). Disse tal kan måske,

måske ikke overføres direkte på Hvidgul Skovliljes frøsætning.

Hvidgul Skovliljes blomster er normalt spontant selvbestøvende inden udspring og udskiller ingen nektar (Faurholdt & Holst 1996, Mossberg & Pedersen 2017, Pedersen & Faurholdt 2010, Summerhayes 1985). Dens frø, der vejer 2 µg, er i lighed med andre orkidéfrø mere eller mindre afladede med aflange vingelignende strukturer omkring den fortykkede frømidte, hvor den næringsløse kim befinder sig (Bidartondo & Read 2008, Summerhayes 1985). Under alle omstændigheder producerer hver af de modne Hvidgul Skovliljekapsler mængder af frø med en formodentlig lav overlevelsrate. På grund af frøenes udformning og lethed er de tilpasset kort- og langdistance vindspreddning, hvilket orkidéens stive vinterstandere er med til at fremme, især i tørt vejr (figur 6).

Spiring af orkidéfrø

Den store frøproduktion udgør sammen med spredningsstrategien et stort spredningspotentiale, og det formodes, at det er dannelsen af en protokorm med en pas-

sende svampepartner, der er den oplagte begrænsende faktor for Hvidgul Skovliljes etablering på nye voksesteder. På den måde er ofte artsspecifikke svampepartnere obligat bestemmende for, hvor hovedparten af de danske orkidéer forekommer. Grundige, videnskabelige undersøgelser af Hvidgul Skovliljes svampesymbiotiske forhold har vist, at dens kimplanter spirer i symbiose med mindst 11 forskellige svampearter tilhørende Knoldtrøffel familien (*Hymenogasteraceae*) og Talsvampefamilien (*Sebacinaceae*) (Pecoraro m.fl. 2017). Altså må mykorrhiza af én eller flere disse familier medlemmer være til stede i vedbendbedet på KVL i 1996, i rosenbedet i 1987 og i dets nære omgivelser i de efterfølgende år, i skovbedet i 2006-2007, i de to bede henholdsvis i 2021 og 2022 i Botanisk Have samt på øvrige de menneskeskabte lokaliteter i Aarhus, hvor Hvidgul Skovlilje er registreret i de seneste to år.

Ifølge den britiske hjemmeside first-nature.com (<https://www.first-nature.com/flow-ers/cephalanthera-damasonium.php>) tager udviklingen fra frø over protokorm-stadiet til, at det første overjordiske skud viser

sig, mindst 8 år, mens der går yderligere 2 til 3 år, inden blomstringen begynder. Det er uvist, om det britiske tidsforløb for skududvikling også er gældende under danske forhold, men de britiske iagttagelser kan understøtte en forklaring om, at der er gået 14 år mellem observationerne i 2006-2007 i bøgetræsbedet til observationen af det blomstrende skud i 2021-bedet beliggende mellem bøgetræsbedet og 1987-rosenbedet. Samtidig kan de britiske iagttagelser understøtte en tese om, at de i 2021 og 2022 observerede planter i Botanisk Have og nabohaven kan være afkom af de planter, der i 1990'erne og 2000'erne er registreret i Botanisk Have.

Med hensyn til spredning af frø af Hvidgul Skovlilje er en sammenligning med den spredning, orkidéen Biblomst (*Ophrys apifera*) har foretaget i de seneste 20 år, tankevækkende. Sidstnævnte art blev registreret første gang i Danmark i 2004 i en mergelgrav ved Søvind (Petersen & Høyer-Nielsen 2005) og er siden observeret i en forladt råstofgrav samt på jorddyng, vejkan og overdrev på ni andre lokaliteter, fordelt med fire på Fyn, én på Tåsinge og fire på Sjælland (P. Wind, in prep.). Biblomsts spredningssucces på menneskabte og -påvirkede voksesteder i Danmark understøtter på den måde til fulde Hammers formodning (1988) om Hvidgul Skovliljes frøspredningssucces.

KONKLUSION

På baggrund af diskussionen kan det sluttes, at Hvidgul Skovlilje fortsat primært i Danmark er en skovorkidé i skove med lang kontinuitet, men at den sekundært også er i stand til at etablere sig i uomlagte blomsterbede, på uforstyrrede gravsteder og lignede menneskeskabte steder med lang dyrkningskontinuitet i Aarhus og måske også i andre bysamfund i Danmark.

Som omtalt i indledningen ligger Danmark på nordvestgrænsen for Hvidgul Skovliljes udbredelse, hvorfor de århusianske bestande er de nordvestligste forekomster i for-

hold til dens totaludbredelse. De kommende år vil vise, at disse bestande kan holde stand, forhåbentlig mangfoldiggøre sig og ikke forsvinde efter få år, som tilfældet er det med planten ved KVL. Omvendt giver tidsspannet på otte år i rosenbedene i Aarhus' Botanisk Have forhåbning om, at de i 2021 og 2022 fundne planter af Hvidgul Skovlilje kan komme igen og ekspandere.

TAK

Mange tak til oplysninger om findesteder og om omstændigheder for fund af Hvidgul Skovlilje i Aarhus til Egon Krogsgaard, Hanne Søholt Foged, Henrik Ærenlund Pedersen, Jakob Justesen, Jens Christian Schou, Leif Skibsted, Skjold Søndergaard og Thorild Vang Bennet. Der skal samtidig rettes en tak til de anonyme fagbedømmere for gode og konstruktive forslag til forbedring af teksten.

CITERET LITTERATUR

- Bidartondo M & Read DJ (2008) Fungal specificity bottlenecks during orchid germination and development. *Molecular Ecology* 17, 3707–3716
- Damgaard C, Moeslund JEP & Wind P (2020) Changes in the abundance of Danish orchids over the past 30 years. *Diversity*, Bind 12, Nr. 6, 244, 06.2020.
- Faurholdt N & Holst J (1996) Vore Skovlilje-arter – forekomst, økologi og fremtid. *URT* 20: 107-121.
- Faurholdt N & Lassen J (2013) Orkidéerne på Møns Klint. Geo Center Møns Klint.
- Griem B, Reidenbach M & Reinecke F (1989) Verbreitung der Orchideen in Schleswig-Holstein. Arbeitsgemeinschaft Heimische Orchideen in der DOG – Landesgruppe Schleswig-Holstein. Kiel.
- Hammer E (1988) Hvidgul Skovlilje – fundet i rosenbed. *URT* 12: 25-26.
- Harnap A & S (2009) *Orchids of Britain & Ireland. A Field and Site Guide*. 2nd Ed. Bloomsbury Publishing Pic, London.
- Hartvig P (2015) *Atlas Flora Danica*. Bind 3. Gyldendal. København.
- Løjtnant B (1977) Dansk tekst til Mossberg, B's & Stenberg, L's Nordens orkidéer. Gyldendals grønne håndbøger, Tønder.
- Mossberg B & Pedersen HÆ (2017) Orkidéer i Europa. Gyldendal. København.
- Pecoraro L, Huang L, Caruso T, Perotto S, Girlanda M, Cai L & Liu Z-J (2017) Fungal diversity and specificity in *Cephalanthera damasonium* and *C. longifolia* (Orchidaceae) mycorrhizas. *Journal of Systematic and Evolution* 55.2: 158-169.
- Pedersen HÆ (2012) Orkidefamilien *Orchidaceae*. S. 109-136. I: Frederiksen S, Rasmussen F & Seberg O (red.) *Dansk Flora*. Gyldendal, København.
- Pedersen HÆ & Faurholdt N (2010) *Danmarks vilde orkidéer*. Gyldendal, København.
- Petersen BV & Høyer-Nielsen J (2005) Biblomst, *Ophrys apifera* Huds. – nu i Danmark. *URT* 29: 16-19.
- Summerhayes VS (1985) *Wild orchids of Britain*. Collins, London.
- Wind P (2019) Karplanter. I: Moeslund JE, Nygaard B, Ejrnæs R, Bell N, Bruun LD, Bygebjerg R, Carl H, Damgaard J, Dylmer E, Elmeros M, Flensted K, Fog K, Goldberg I, Gønget H, Helsing F, Holmen M, Jorum P, Lissner J, Læssøe T, Madsen HB, Misser J, Møller PR, Nielsen OF, Olsen K, Sterup J, Söchting U, Wiberg-Larsen P og Wind P 2019. Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk.
- Wind P (in. prep.) De vildtvoksende orkidéer – om orkidéovervågningen i Danmark. Manuskript i bog sendt til udgivelse af Aarhus Universitetsforlag.
- Wind P & Faurholdt N (1992) Fund af Tæt-blomstret Hullæbe (*Epipactis purpurata*) på Sjælland. *URT* 16: 9-16.

Bog anmeldelse: Dansk Landbrug 1945-2020

Guðrun Gormsen (red.), Dansk Landbrug 1945-2020

Gads Forlag i samarbejde med Det Grønne Museum, 480 s, 349,95,- (forlag), ISBN: 978-87-12-07045-0

Af Winnie Heltborg

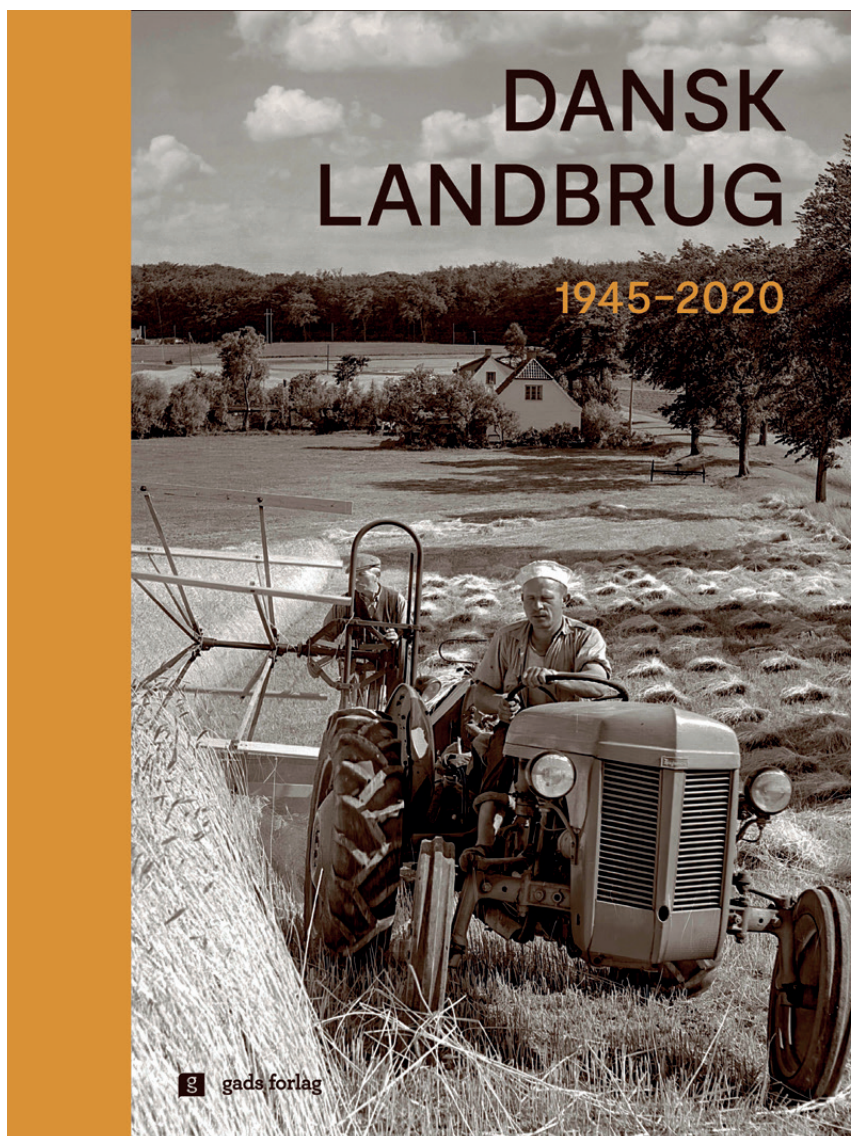
Da jeg blev spurgt, om jeg ville læse og anmelde bogen "Dansk Landbrug 1945-2020", var jeg hurtig til at sige ja. For selvom jeg i 16 år har arbejdet som konsulent i landbrugsrådgivningen, har min viden om landbruget mest været fremadskuende. Men det er ofte hændt, at jeg har tænkt over, hvorfor det er gået, som det er. Hvorfor har erhvervet udviklet sig i en stadig mere industriel retning og hvorfor har landbrugs- og miljøpolitikken været så foranderlig over årene?

Bogen fortæller landbrugets historie fra 1945 til 2020. Historien bliver vinklet fra flere sider i 13 kapitler, der spænder fra emner som erhvervets rammevilkår, landbokulturen, miljøforhold til livet for kvinderne på landet og meget mere.

Man kan læse om en periode, hvor landbruget har undergået en dramatisk forandring. En strukturel forandring fra 1945 med 200.000 selvstændige familieejede landbrug og lidt over en halv million direkte beskæftigede, til i 2020 ca. 30.000 landbrug, heraf kun godt 8000 heltidsbrug, og lidt over 70.000 beskæftigede, inklusive deltids- og hobbylandmænd. I samme periode er det dyrkede areal ikke reduceret væsentligt.

Øgede lønomkostninger og konkurrencevilkår førte til mekanisering, specialisering og avlsarbejde med henblik på at effektivisere driften og øge udbyttet. Landmanden måtte i stigende grad søge specialiseret rådgivning og uddanne sig. Og uddannelsesmulighederne, rådgivningen og forskningen måtte følge med efterspørgslen.

Gården og landskabet har forandret sig fra små enheder med flere produktionsgrene og små marker til store bedrifter, mange med flere gårde. Staldene er blevet moderniseret med tekniske indretninger, der klarer meget af det tunge manuelle arbejde og store marker, der drives med en



Bogens forside

specialiseret maskinpark. Oftest fokuseres der på en enkelt driftsgren.

Man kan læse om, hvordan nye markeder, international overproduktion, øgede renteudgifter og en stigende bevågenhed på erhvervets miljøbelastning har ført til kriser og politiske indgreb, der gennem tiden både har holdt hånden under og stillet nye krav til landbrugets udvikling.

Og man kan læse om andelsbevægelsen, der kom under pres af internationaliseringen, om forholdene for kvinderne på landet, om madkultur og fødevarer. Og om landbokulturen, hvor landbruget og andelsbevægelsen engang formede livet i landdistrikterne.

Det beskrives, hvordan livet på landet blev

påvirket af strukturudviklingen. De mange, der flyttede til byerne, og dem der flyttede tilbage igen for at bo på landet og pendle til jobbet i byerne. Finanskriser og øget bevågenhed på miljøbelastningen havde store konsekvenser for erhvervet, der blev ramt af konkurser, som også var personlige tragedier for de familieejede brug. Familielandbruget kom under pres. Der måtte effektiviseres yderligere, og landmanden er i dag i højere grad blevet driftsleder med ansvar for hyret arbejdskraft, økonomi, strategi og produktionens udvikling.

Børnene tager andre uddannelser og job og landbokvinderne har hel- eller deltidsjobs uden for landbruget. Nye ejerformer er opstået. Mejerier/slagterier og andre følgeerhverv er slået sammen i større og mere spredte enheder.

Livet på landet er i dag præget af mange måder at leve og ernære sig på, og landbruget er ikke længere den bærende kraft.

Landbrugets historie fra 1945 til 2020 fortælles i tekst, tabeller, grafer og billeder. Teksten er faktuel og usentimental uden at være kedelig. Der er krydret godt med citater og fortællinger om de mennesker, der levede/lever af og med erhvervet, og der sluttes af med tre personlige beretninger.

Bogen blev læst med stor interesse - ikke i kapitlernes rækkefølge - de 13 kapitler kan læses uafhængigt af hinanden. Og jeg valgte, efter at have fået mange svar på landbrugets udvikling og struktur med de første to kapitler, at læse videre efter interesse.

Bogen er forfattet af tre af Det Grønne Museums egne eksperter samt 8 forskere og specialister i landbruget. Kapitlerne har således forskellige forfattere og selvom bogen er virkelig godt redigeret, er der en smule forskel i læsevenligheden af de forskellige forfatters bidrag.

Redaktionelt har der været fokus på at sikre en ensartet struktur på tværs af kapitlerne,

som således omfatter en lille indledning, en beskrivelse af udgangspunktet i tiden efter anden verdenskrig og en afsluttende sammenfatning med forsøg på at skue fremad. Det fungerer rigtig godt.

Undtaget er dog det 13. kapitel, der på flere punkter adskiller sig fra de øvrige ved at være mere subjektivt og præget af personlige erfaringer. Om man kan lide det eller ej, er nok en smagsag. Jeg synes kapitlet falder lidt uden for rammen, men jeg godt kan lide indholdet.

Der er et par faktuelle fejl i bogen, jeg lige vil nævne. Det er ikke korrekt, når det i "Bogens baggrund" nævnes, at det kun er på det økologiske malkebrug, man ser køer på græs. En produktionsnorm, som Arla 24 stiller også krav om, at køerne kommer på græs.

Figur 4, der viser udviklingen i den animalske produktion, kunne mere præcist have været baseret på produktionen af mælk frem for udviklingen i kvægholdet. Den enkelte ko producerer i dag omkring 4 gange så meget mælk som en ko i 1945, så selvom der er færre malkekøer i dag, er produktionen af mælk ikke faldet. Figur 4 præsenterer i øvrigt y-aksen i mio. Det er vist en trykfejl.

Fordi kapitlerne kan læses uafhængigt, er der gentagelser af de grundlæggende fakta, som måske kan irritere enkelte læsere, men som er gavnlige når bogen bruges som opslagsværk eller kilde til viden om de mange forskellige emner. Gentagelserne knytter bogens forskellige kapitler godt sammen, da emnerne supplerer hinanden i nuanceringen af erhvervets udvikling.

For de særligt naturinteresserede er afsnittene om naturen og biodiversiteten måske lidt tynde, men søger man som jeg viden om landbruget og dets udvikling, er det en rigtig god bog.

Læsevenlig, fængende og oplysende. De bedste anbefalinger herfra.



Rederod (*Neottia nidus-avis*) i Staksrode Skov. Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard.

Foreningens ekskursioner

er en god anledning til at opleve den biodiversitet, vi stadig har i landet.

Årets ekskursioner er kort omtalt på side 70. Fyldigere omtale fås på hjemmesiden. Abonner på foreningens Nyhedsbrev. Her er der omtale af kommende ekskursioner og andre relevante begivenheder. Send en mail til Peter Wind: pw@roendesnet.dk så får du Nyhedsbrevet kvit og frit.



Electrogena affinis (Eaton, 1886) – en “ny” dansk døgnflue (Ephemeroptera, Insekter)

Kim Pless-Schmidt¹, Johan Kjær Prehn² & Peter Wiberg-Larsen³

Døgnfluer er en gruppe af primitive insekter med ufuldstændig forvandling. De ikke-voksne stadier, nymferne, ligner i høj grad de voksne, men mangler vinger. Og der mangler et mellemliggende puppestadium, som findes hos insekter med fuldstændig forvandling. På verdensplan kendes mere end 3440 arter (Barber-James m.fl. 2007). Gruppens danske (og tyske: Eintagsfliegen) navn refererer til de voksnes meget korte liv. De voksne har intet fordøjelsessystem og lever fra få timer til tre dage. Men navnet er egentlig misvisende, fordi dyrenes samlede levetid varierer fra måneder til tre år, afhængigt af arten. Navnet døgnfluer er ofte brugt i overført betydning som beskrivelse på personer, modefænomener, sange eller lignende med kortvarig popularitet eller levetid. Ikke ligefrem flatterende for en gruppe spændende insekter.

Den danske døgnfluefauna er godt kendt og omfatter 43 arter (Mortensen 2018, Wiberg-Larsen 2019a). Kendskabet skyldes først og fremmest Carlo F. Jensen (1915-

1995). Han startede sin interesse, da han i 1939 blev ansat som landpost i Tarm og gennem sit arbejde kom vidt omkring, og her især kunne undersøge den nærliggende Skjern Å med dens mange tilløb (Jensen & Jespersen 1995). Senere blev han med sin formidable viden om smådyrene i vores vandløb, og døgnfluerne i særdeleshed, ansat som museumsassistent ved Naturhistorisk Museum, Aarhus (NHMA). Carlo nåede at skrive mange artikler (i Flora og Fauna) og var medforfatter på mange rapporter. Han formåede også at “oplære” mange unge biologer.

En af de arter, som Carlo beskrev som ny for Danmark, er *Electrogena lateralis* (Curtis, 1834) (tidligere *Heptagenia lateralis*) (Jensen 1951). Den fandt han første gang i Tarm Bæk. Tilsyneladende var han ikke i tvivl om artens identitet, om end han bemærkede, at dens flyvetid var senere hos os end i Tyskland og England. Bestemmelsen byggede formodentlig på de voksne dyr, som er medtaget i Schoenemund (1930), og som han refererer til.

Ingen har så vidt vides stillet spørgsmålstegn ved identiteten af *E. lateralis*. Heller ikke Jørgen Dahl, som et par år senere også beskrev arten som ny for Danmark (Dahl 1954a). Ganske vist havde han overset Carlo's artikel (Dahl 1954b), men kom også frem til *E. lateralis*. Tilsyneladende har ingen siden da forestillet sig, at Carlo (eller Jørgen Dahl) kunne have taget fejl.

Men det kunne selv han. Denne artikels første-forfatter (KPS) var ikke i stand til at få bestemmelsen af nogle veludviklede, store *Electrogena*-nymfer fra Gudenå ved ”Den genfundne bro” (Gammelstrup Bro) til at passe med nøglekaraktererne for *E. lateralis* i Eiseler (2005). Den omtalte publikation er i øvrigt absolut anbefalelsesværdig til bestemmelse af døgnfluer, også i Danmark. Bestemmelsen via Eiseler (2005) pegede entydigt på *E. affinis* (Eaton 1886). Det er efterfølgende bekræftet af nærværende sidste-forfatter (PWL).

Nedenfor beskriver vi de to *Electrogena*-arters status i Danmark, samlede geografiske

Summary

Electrogena affinis (Eaton, 1886) – a “new” Danish mayfly (Ephemeroptera, Insecta)

The mayfly *Electrogena affinis* (Eaton 1886) is recognized as belonging to the Danish fauna, after being misidentified as *E. lateralis* for more than 100 years. This is evident from study of collections at the Natural History Museum, Aarhus, and the Zoological Museum, Copenhagen, relevant databases, literature, and not at least recent collections by the team of authors. The recent distribution of the species seems restricted to upper Gudenåa (eastern Jutland), whereas it historically had a much wider distribution, occurring in at least six other stream systems in Jutland and Fyn. The typical habitat of *E. affinis* is middle-sized and large streams, the nymphs occurring alongside the banks, generally in submerged parts of emergent vegetation where the current is

very slow. The main growth period of nymphs seems to be early summer to late autumn, the adults flying from late July to late October. *E. affinis* only competes in both time and space with one other heptageniid, *Heptagenia flava*. Supplementary, we carried out statistical analyses of nymph morphological characters of six species of heptageniids, relating these characters to their habitats, and showing that species with dense fringe of setae on tibiae (*E. affinis*, *H. flava*, *Kageronia fuscogrisea*) are associated with near-bank vegetation and slow current, enabling a swimming behavior in the habitat. Conversely, species from solid substrates and fast currents (*E. lateralis*, *Heptagenia sulphurea*, and *Rhithrogena germanica*) lack these setal fringes, clinging to the substrates to avoid being swept away by the current.

Keywords: *Electrogena affinis*, misidentified species, distribution, habitat, ecology, Denmark

¹ Akvakim I/S, Hermann Stillings Vej 43, 2. tv., 8930 Randers NØ, E-mail: akvakim@outlook.com

² Brombærhaven 68, 8520 Lystrup, E-mail: johanpanda@hotmail.dk

³ Ecoscience, Aarhus Universitet, C.F. Møllers Allé 4-8, DK-8000 Aarhus C, E-mail: pwl@ecos.au.dk

udbredelse, levevis og andre biologiske forhold. Desuden har vi foretaget en analyse af sammenhængen mellem morfologiske karakteristika og levesteder hos disse arter og andre danske arter inden for familien Heptageniidae, hvortil slægten *Electrogena* hører.

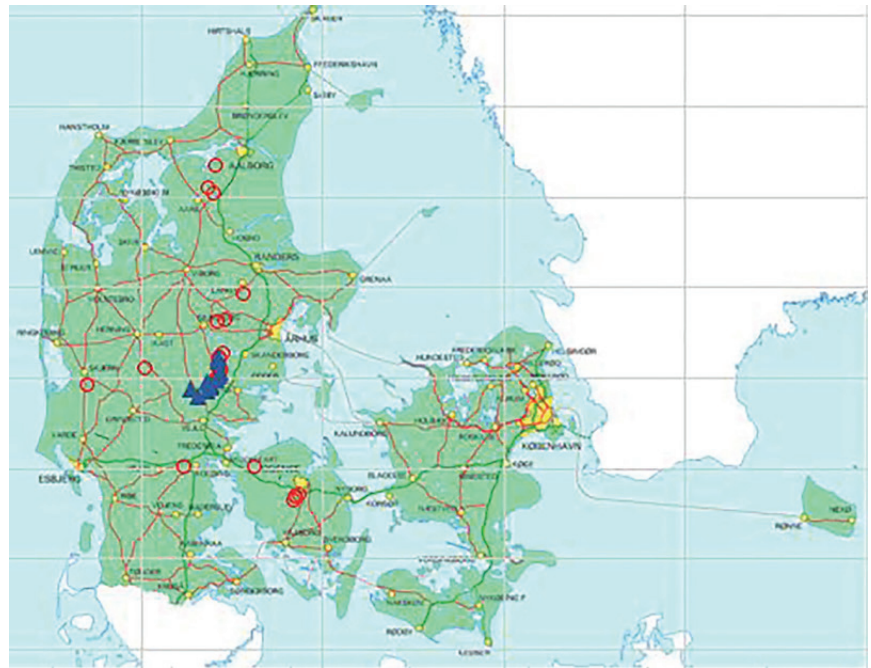
METODE OG MATERIALER

Vi har sammenstillet fund af *Electrogena* fra forskellige kilder. Først og fremmest undersøgte vi alt tilgængeligt materiale ved hhv. Naturhistorisk Museum Aarhus (NHMA) og Zoologisk Museum København (ZMUC), nu Statens Naturhistoriske Museum. Desuden inddrog vi upublicerede data fra E.W. Kaiser. Disse data (bl.a. i form af vandløbsundersøgelser bestilt af Stadsingeniøren i Odense) har været i PWLs besiddelse, men er nu overdraget til NHMA. Derudover medtog vi fund angivet i de elektroniske medier Naturbasen, ODA.dk/VanD (Miljøportalen) og arter.dk. Endelig anvendte vi fund fra publicerede kilder samt personligt meddelte oplysninger (til PWL) fra forskellige personer (C.F. Jensen, Frank Jensen, Jens Skriver).

Supplerende foretog vi indsamlinger af nymfer i 2022 (KPS, JKP, PWL), dels i Gudenå-systemet, dels i Kolding Å-systemet, hvorfra *Electrogena* tidligere er kendt.

Fra indsamlingerne i 2022 (Gudenå, Aastedbro, 28.8) er klækket voksne individer (2♂) fra et "beluftet" akvarium (PWL).

Vi identificerede de fundne nymfer ved brug af Blackburn m.fl. (1998), Haybach & Belfiore (2003) og Eiseler (2005), ligesom vi revurderede tidligere bestemmelser foretaget af Carlo F. Jensen m.fl., bl.a. ud fra dennes originale blyanttegninger af hovedet af "*E. lateralis*" og tre andre repræsentanter for Heptageniidae. Carlo's tegninger viser entydigt, at der er tale om *E. affinis*, og definitivt ikke *E. lateralis*. Således har *E. affinis* fire tydelige lyse pletter langs hovedets forrand, pletter som er helt fraværende hos *E. lateralis* (Figur 3). Bestemmelse af



Figur 1. Historisk og recent udbredelse af *Electrogena affinis* i Danmark. Historiske fund (<2000) - røde cirkler; recente fund (≥2000) - fyldte, blå trekanter.

Historical and recent records of Electrogena affinis in Denmark. Historical records (< 2000) - red circles; recent records (≥ 2000) - filled blue triangles.

voksne individer er foretaget med udgangspunkt i Drukker m.fl. (2020).

Endelig registrerede vi hos nymfer af *E. affinis* og 5 andre Heptageniidae forskellige morfologiske karakteristika (længde/bredde af hoved, pronotum, og mesonotum, kropslængde, form og størrelse af gælleplader, antal og længde af gælletråde, forekomst af børster på bagkanten af hhv. femur (lår) og tibia (skinneben), samt besætning med tænder på klørerne. Målingerne blev foretaget ved brug af stereolup (Leica) eller, for klørernes vedkommende, i almindeligt mikroskop (Olympus), begge forsynet med måleokular. Disse i alt 11 karakteristika, her kaldet parametre/variable (se tabel 2), blev analyseret enkeltvis i forhold til arternes levesteder ved simple t-tests i programmet SigmaPlot (version 11.0). Statistisk signifikans blev accepteret for $P < 0,10$ pga. det begrænsede antal arter ($N=6$). De anvendte morfologiske para-

metre blev derudover anvendt i en såkaldt Principal Components Analysis (PCA) i programmet PCord (version 6). Ved denne konstrueres en række teoretiske akser i et flerdimensionalt koordinatsystem, hvor hver akse repræsenterer andele af de anvendte parametre. På den måde bliver eventuelt samvirkende morfologiske karakterer identificeret. Artsscorerne langs de to bedst forklarende akser, PCA1 og PCA2, blev også analyseret ved t-tests i forhold til arternes levesteder (se ovenfor). I samtlige analyser anvendte vi kun parametre, som på forhånd viste sig at variere signifikant mellem arterne (Kruskal-Wallis test). Formålet med analyserne var at teste for sammenhæng mellem arternes udseende og deres levesteder, som foreslået af Madsen (1968). Denne undersøgte imidlertid kun to arter, *Heptagenia sulphurea* (Müller 1776) og *Kageronia fuscogrisea* (Retzius 1783), mens vi derudover foruden *E. affinis* også inddrog *E. lateralis*, *Heptagenia flava*

Rostock 1878 og *Rhithrogena germanica* Eaton 1885. De undersøgte individer stammede alle fra forfatterens egne indsamlinger, bortset fra *E. lateralis*, hvor individer blev rekvireret fra U.K., mens Keld Rasmussen leverede individer af *R. germanica* (se Grøn m.fl. 2019).

RESULTATER

Vores undersøgelser påviste alene forekomst af én *Electrogena*-art, nemlig *E. affinis*. Det gjaldt identifikationen af dels relativt mange nymfer, dels voksne individer (subimago, imago), fra såvel egne indsamlinger som eksemplarer ved NHMA og ZMUC (Tabel 1). Der er ingen indikationer på, at Danmark også skulle være hjemsted for *E. lateralis*.

E. affinis er med sikkerhed påvist fra i alt syv vandsystemer, heraf fem i Jylland (Skjernå, Sønderup Å, Binderup Å, Gudenå og Kolding Å) og to på Fyn (Odense Å, Storå) (Tabel 1, figur 1). Blandt disse forekommer arten kun recent (her defineret som efter år 2000) i ét eneste vandsystem, nemlig Gudenå. Her er artens udbredelse tilsyneladende begrænset til hovedløbet af Gudenå opstrøms for Guden Sø, samt i nedre del af tilløbet Mattrup Å. Den ser således ud til at være forsvundet fra den nedre del af systemet (nedstrøms for Silkeborg).

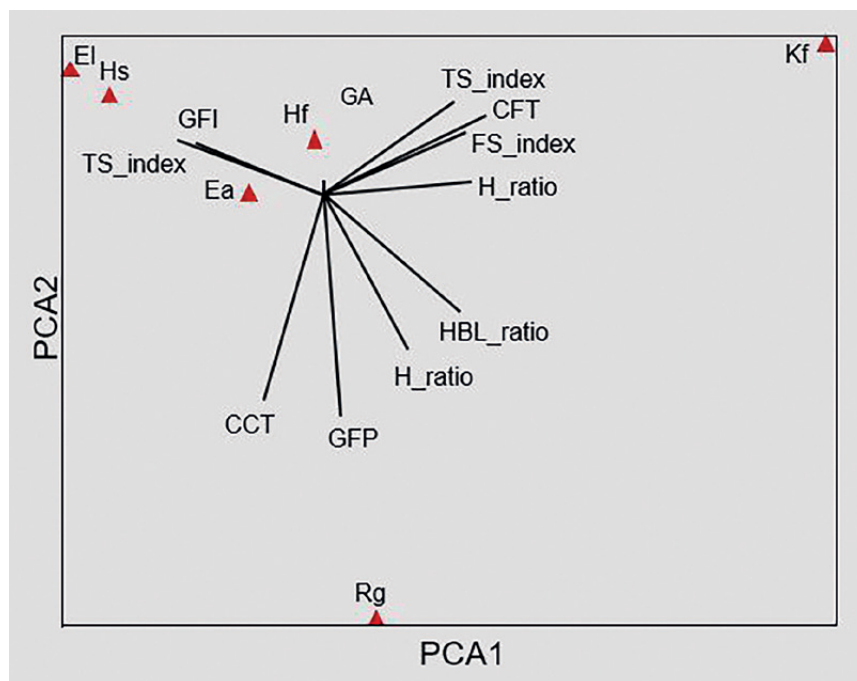
Samtlige lokaliteter findes i mellemstore og store vandløb. De nyeste undersøgelser viser desuden, at arten er knyttet til brednære dele af vandløbene, hvor

strømhastigheden er lille, eller vandet helt stillestående. Her lever *E. affinis* typisk på de neddykkede dele af den emergente vegetation eller på egentlige undervandsplanter, samt dødt ved.

Fundene af store nymfer og voksne viser, at *E. affinis* er en udpræget "sommerart". Det betyder, at dens nymfevækst foregår fra tidlig sommer til helt hen i oktober: der foreligger således fund fra ultimo juni til primo oktober (Tabel 1). Flyvetiden er tilsvarende sen, ultimo juli – ultimo oktober (Tabel 1).

E. affinis og de øvrige Heptageniidae er som nymfer relativt flade med generelt relativt brede hoveder. Vi undersøgte sammenhænge mellem 11 forskellige morfologiske parametre hos i alt seks arter, tre knyttet til sten og hurtig strøm (*E. lateralis*, *H. sulphurea*, *R. germanica*) og tre knyttet til vegetation og langsom strøm (*E. affinis*, *K. fuscogrisea*, *H. flava*). Der var generelt ingen signifikant forskel i de anvendte morfologiske parametre enkeltvis (tabel 2) i forhold til habitatet (t-test, $P > 0,10$), undtagen for tibia setae indeks ($P = 0,002$), hvor arterne fra vegetation og svag strøm havde mange markant længere setae.

Ved hjælp af en PCA analyserede vi desuden 11 udvalgte morfologiske karakterer (tabel 2, figur 2). Analysens to første akser (PCA1 og PCA2) forklarede hhv. 43 og 27 % af variationen i data. Ingen af akserne var imidlertid statistisk signifikante ($P > 0,10$), idet PCA1 dog viste tendens til signifikans ($P = 0,15$). PCA1 repræsenterede primært hoved- (H-ratio) og kropsform (HBL ratio), setae på femur (FS_indeks) og tibia (TS_indeks) – alle med positive værdier, samt tilstedeværelse af fine tænder på klørerne (CFT) – med negativ værdi. PCA2 repræsenterede tilstedeværelse/fravær af gælle friktionspuder (GFP) og omfang af grove tænder på klørerne (CCT). Der var ingen signifikant forskel i PCA1- og PCA2-scorer mellem de to grupper med forskellige levesteder (t-test, $P > 0,25$).



Figur 2. Resultatet af en Principal Component Analysis (PCA) på 11 morfologiske karakterer (angivet ved vektorpile) hos 6 arter af Heptageniidae (røde trekanter) – se tabel 2 for forklaring på de anvendte forkortelser.

Result of a Principal Components Analysis (PCA) on 11 morphological parameters (presented as vectors) in 6 species of Heptageniidae (red triangles) – see table 2 for explanation of the used abbreviations.

DISKUSSION

Det er nu veldokumenteret, at *E. affinis* forekommer i Danmark og tidligere er forvekslet med *E. lateralis*. Tilstedeværelsen hos os passer udbredelsesmæssigt fint med nærmeste forekomster i sydlige Norge (Akershus, se Olsen 2008) og Sverige (Skåne og Vester Götland, se Engblom 2001), Schleswig-Holstein kun ca. 25 km syd for den dansk-tyske grænse (Speth m.fl. 2006) og østlige Mecklenburg-Vorpommern (Berlin & Thiele 2012). *E. affinis* er videre udbredt længere mod syd i øvrige Tyskland, Holland, Belgien, Polen, Frankrig, Schweiz, Østrig, Tjekkiet, Ungarn, Bulgarien og nordlige Grækenland (<https://www.gbif.org/species/4481501>, Belfiore m.fl. 1999, Drukker m.fl. 2020). Til gengæld kendes den kun fra et vandløb på de Britiske Øer (Macadam 2016). Dens forekomst i Danmark er derfor helt naturlig og forventelig.

Vi kan desuden med stor sikkerhed fastslå, at *E. lateralis* ikke hører til den danske fauna. Den er heller ikke kendt fra vores nære nabolande. Den mangler i Norge, Sverige og nordlige Tyskland. Man skal helt til Midt-, Syd- og Øst-Europa, samt De Britiske Øer for at finde den (GBIF, <https://www.gbif.org/species/4481521>), hvor den i øvrigt er vidt udbredt.

Så hvordan var det muligt at forveksle de to arter? Vores forklaring er, at da Carlo F. Jensen og Jørgen Dahl publicerede *E. lateralis* som ny for Danmark (Jensen 1951, Dahl 1954a,b), har de formodentlig begge anvendt Schoenemund (1930) til bestemmelsen. Heri var beskrivelserne af de voksne individer relativt upræcise, især hvad angår forskelle i hannernes genitalier. I øvrigt angives arterne som meget nærtstående, og muligvis identiske. Desuden var kun nymfen af *E. lateralis* beskrevet. Og endelig var der stort set ingen oplysninger om udbredelsen af *E. affinis*. I bagklogskabens lys kan det overraske, at hverken Carlo F. Jensen eller Jørgen Dahl tilsyneladende har undret sig over de i Schoenemund (1930) angivne levesteder for *E. lateralis*, som



Figur 3. *Electrogena affinis*, habitus (A) og hoved (B). Kroppen er relativt langstrakt og ikke specielt fladtrykt. Bemærk især de 4 lyse pletter langs forkanten af hovedet (B). Disse pletter mangler helt hos *E. lateralis* (C), der desuden er ret fladtrykt, samt mangler ringe på haletrådene. (Fotos: Johan Kjær Prehn, Brigitta Eiseler).

Electrogena affinis, habitus (A) and head (B). Body is relatively elongated and not especially flattened. Note the four light spots alongside the front border of the head (B). These spots are totally absent in *E. lateralis* (C) that appears more flattened and has no rings on cerci. (Photos: Johan Kjær Prehn, Brigitta Eiseler).

Tabel 1. Kilder til accepterede fund (imago, subimago (s), nymfer) af *Electrogena affinis* i Danmark baseret på (i) verificerede individer i samlingerne ved hhv. Naturhistorisk Museum Aarhus (NHMA) og Zoologisk Museum København (ZMUC), (ii) litteratur, (iii) personlige meddelelser til artiklens forfattere, samt (iv) forfatterens egne samlinger (inkl. fund i Naturbasen). Desuden er angivet oprindelige bestemmelser, hvem der har foretaget disse (Det.), samt hvem der har indsamlet (Legit).

Sources to accepted Danish records (imago, subimago, nymphs) of Electrogena affinis based on (i) verified specimens in collections in Natural History Museum Aarhus (NHMA) and Zoological Museum Copenhagen (ZMUC), respectively, (ii) literature, (iii) personal communication with the authors, and (iv) the authors personal collections (incl. data in "Naturbasen"). Further indicated original identifications, names of those responsible for these (Det.), and who collected the specimens (Legit).

Vandløb	Lokalitet	Dato	Identificeret som:	Antal	Legit	Det.	Kilde
Hadsten Lilleå	Laurbjerg	ca. 1900?	<i>Ecdyonurus volitans/Heptagenia lateralis</i>	3 nym		Meinert/CFJ 1982	ZMUC
Gudenå	Haarup	07.08.1906	<i>Epeorus</i> sp.	1s♀		Eaton	ZMUC
Gjern Aa		10.08.1912	<i>Ecdyonurus lateralis</i>	1♂1♀		Esben-Petersen	ZMUC
Odense Å	Bellinge	12.07.1915	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	L.P.	C.F.Jensen	C.F.Jensen (in litt.)*
Gjern Aa	Sminge	09.08.1915	<i>Ecdyonurus lateralis</i>	1♂		Esben-Petersen	ZMUC
Kolding Å	Ejstrup	29.07.1918	<i>Heptagenia lateralis</i>	1♂		C.F.Jensen	NHMA
Skjern Å	Sandfeld	27.07.1930	<i>Heptagenia lateralis</i>	1♀	J.Kr.Findal	C.F.Jensen	NHMA
Skjern Å	Sandfeld	27.07.1930	<i>Ecdyonurus lateralis</i>	1♀	coll. Esben-Petersen		ZMUC
Gjern Aa		06.08.1933	<i>Ecdyonurus lateralis</i>	3♀1s♀		Esben-Petersen	ZMUC
Gjern Aa		14.08.1934	<i>Ecdyonurus lateralis</i>	2♂1s♂1♀1s♀		Esben-Petersen	ZMUC
Gjern Aa		17.08.1934	<i>Ecdyonurus lateralis</i>	1♂1♀		Esben-Petersen	ZMUC
Gjern Aa		02.08.1935	<i>Heptagenia affinis/lateralis</i>	1♂1s♀		Esben-Petersen	ZMUC
Sønderup Å	Højris	27.06.1940	<i>Heptagenia lateralis</i>	3 nym	A.Nielsen	C.F.Jensen	ZMUC
Sønderup Å	Højris	05.07.1940	<i>Heptagenia lateralis</i>	7 nym	A.Nielsen	C.F.Jensen	ZMUC
Sønderup Å	Højris	08.08.1941	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	A.Nielsen	C.F.Jensen	ZMUC
Sønderup Å	Højris	09.07.1942	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	A.Nielsen	C.F.Jensen	ZMUC
Stor Å	Møllebro	19.07.1942	<i>Electrogena lateralis</i>	3 nym	E.W.Kaiser	C.F.Jensen/F.Jensen	C.F.Jensen/F.Jensen* (in litt.)
Sønderup Å	Hyldal	31.07.1942	<i>Heptagenia lateralis</i>	3 nym	A.Nielsen	C.F.Jensen	ZMUC
Odense Å	OS Bellinge	13.08.1942	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	E.W. Kaiser	C.F.Jensen	C.F.Jensen (in litt.)*
Odense Å	OS Bellinge	23.08.1950	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	E.W. Kaiser	C.F.Jensen	C.F.Jensen (in litt.)*
Tarm	Forevisningshaven, OS Tarm	04.09.1950	<i>Heptagenia lateralis</i>	2♂	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Tarm	Forevisningshaven, OS Tarm	06.09.1950	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 ♂1♀, 1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Tarm	Forevisningshaven, OS Tarm	27.08.1951	<i>Heptagenia lateralis</i>	2♂	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Tarm	Forevisningshaven, OS Tarm	31.08.1951	<i>Heptagenia lateralis</i>	2♂2♀, 6 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Tarm	Forevisningshaven, OS Tarm	1951?	<i>Heptagenia lateralis</i>	1♂	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Odense Å	Stenløse (Ellemølle)	juli 1953	<i>Heptagenia lateralis</i>	1♂1♀	Sv. Saabye	J.Dahl	ZMUC
Odense Å	Stenløse Mølle	01.08.1954	<i>Heptagenia lateralis</i>	1♂	Sv. Saabye	C.F.Jensen	NHMA
Odense Å	OS Bellinge	03.08.1955	<i>Heptagenia lateralis</i>	5 nym	E.W. Kaiser	C.F.Jensen	C.F.Jensen (in litt.)*
Odense Å	Dalumvej	03.08.1955	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	E.W. Kaiser	C.F.Jensen	C.F.Jensen (in litt.)*
Gudenå	Klostermølle	25.08.1963	<i>Heptagenia lateralis</i>	3 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Binderup Å	Binderup	22.08.1964	<i>Heptagenia lateralis</i>	1♂	P.Torp Jacobsen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	26.09.1964	<i>Heptagenia lateralis</i>	2 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Vestbirk-søerne		08.08.1966	<i>Heptagenia lateralis</i>	5 nym			NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	03.09.1969	<i>Heptagenia lateralis</i>	2 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	16.07.1970	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	K.Bjørnkjær m.fl.	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Emborg Bro	16.07.1970	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	K.Bjørnkjær m.fl.		NHMA

Vandløb	Lokalitet	Dato	Identificeret som:	Antal	Legit	Det.	Kilde
Gudenå	Emborg Bro	01.08.1970	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	K.Bjørnkjær m.fl.	F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	01.07.1974	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	F. Jensen		NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	10.09.1974	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	VKI		NHMA
Gudenå	Klostermølle	13.07.1975	<i>Heptagenia lateralis</i>	37 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle	18.07.1975	<i>Heptagenia lateralis</i>	15 nym		C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	09.08.1975	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Birkenæsgård	10.07.1976	<i>Heptagenia lateralis</i>	3 nym	P. Ågaard		NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	17.07.1976	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Bredvad Mølle	17.07.1976	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle	17.07.1976	<i>Heptagenia lateralis</i>	23 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Emborg Bro	25.06.1977	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle	25.06.1977	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle	30.07.1977	<i>Heptagenia lateralis</i>	11 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	27.08.1977	<i>Heptagenia lateralis</i>	3 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle	10.09.1977	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	10.09.1977	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Bredsten Bro	08.07.1978	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	08.07.1978	<i>Heptagenia lateralis</i>	8 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	19.08.1978	<i>Heptagenia lateralis</i>	3 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	11.08.1979	<i>Heptagenia lateralis</i>	5 nym	C.F.Jensen	C.F.Jensen	NHMA
Gudenå	Klostermølle Bro	07.08.1980	<i>Heptagenia lateralis</i>	1 nym	F. Jensen		NHMA
Gudenå	ST. 245	1988	<i>Electrogena lateralis</i>	nym	Bio/consult	Bio/consult	Bio/consult (1989)
Gudenå	ST. 425	1988	<i>Electrogena lateralis</i>	nym	Bio/consult	Bio/consult	Bio/consult (1989)
Gudenå	ST. 375	1988	<i>Electrogena lateralis</i>	nym	Bio/consult	Bio/consult	Bio/consult (1989)
Gudenå	ST. 379	1988	<i>Electrogena lateralis</i>	nym	Bio/consult	Bio/consult	Bio/consult (1989)
Åkær Å	Gejsing til Tanggård	03.07.1992	<i>Electrogena lateralis</i>	4 nym	Ribe Amt		ODA.dk
Mattrup Å	NS Bregnholm Mølle Dambrug	06.08.1999	<i>Electrogena lateralis</i>	2 nym	Vejle Amt		ODA.dk
Mattrup Å	Stidsmølle	ca. 2004	<i>Electrogena lateralis</i>	nym	J.Skriver	J.Skriver	J.Skriver, pers.medd.
Gudenå	OS Tørring Renseanlæg	08.10.2009	<i>Electrogena lateralis</i>	2 nym	Orbicon	Orbicon	ODA.dk
Mattrup Å	Lillebro	20.10.2015	<i>Electrogena lateralis</i>	1sø	H.Stenholt	P.Wiberg-Larsen	P.Wiberg-Larsen
Mattrup Å	Lillebro	01.08.2018	<i>Electrogena lateralis</i>	2 nym	P.Wiberg-Larsen	P.Wiberg-Larsen	ZMUC (Globe)
Gudenå	Åstedbro	19.08.2020	<i>Electrogena affinis</i>	4 nym	Kim Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	Naturbasen
Gudenå	"Den Genfundne Bro"	24.08.2022	<i>Electrogena affinis</i>	10 nym	Kim Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	Naturbasen
Gudenå	"Den Genfundne Bro"	28.08.2022	<i>Electrogena affinis</i>	10 nym	Kim Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	Naturbasen
Gudenå	Åstedbro	28.08.2022	<i>Electrogena affinis</i>	40 nym	Kim Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	Naturbasen
Gudenå	Åstedbro	04.09.2022	<i>Electrogena affinis</i>	Ca. 20 nym	Kim Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	P.Wiberg-Larsen
Mattrup Å	Lillebro	04.09.2022	<i>Electrogena affinis</i>	10 nym	Johan Kjær Prehn	K. Pless-Schmidt	Naturbasen
Gudenå	Tørring by	17.09.2022	<i>Electrogena affinis</i>	3 nym	K. Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	Naturbasen
Gudenå	Aale Bro	17.09.2022	<i>Electrogena affinis</i>	10 nym	K. Pless-Schmidt	K. Pless-Schmidt	Naturbasen

*Brev fra Carlo F. Jensen til P. Wiberg-Larsen om fund af døgnfluer (*H. fuscogrisea* & *H. lateralis*) fra fynske vandløb (dateret 1993).

passer dårligt med de danske findesteder. Førstnævnte har dog undret sig over, at de voksne i Tarm Bæk forekom senere på året end forventet (Jensen 1951).

Carlo F. Jensen og Jørgen Dahl var imidlertid ikke de første til at fejlbestemme *E. affinis* (se tabel 1). Således er flere upublicerede fund af arten (ved NHMA, ZMUC), indsamlet i perioden frem til og med 1935, angivet som *Ecdyonurus lateralis*/*Heptagenia lateralis* af periodens førende ekspert i døgnfluer, P. Esben-Pedersen. Der findes endog et eksemplar (subimago ♀), som er bestemt til *Epeorus* sp. af A.E. Eaton, som beskrev og navngav *E. affinis*.

Mens det er relativt veldokumenteret, at *E. lateralis* er knyttet til hurtig strøm og

stenbund i floder og stenede bredder i større søer (f.eks. Blackburn m.fl. 1998), er der kun sporadisk viden om levestedet for *E. affinis*. Haybach (2006), Speth m.fl. (2006), Berlin & Thiele (2012) og Drukker m.fl. (2020) angiver præference for dødt ved (træ) i middelstore til store lavlandsvandløb. Macadam (uden år) og Olsen (2021) peger dog på en noget bredere "niche" med – ud over dødt ved – tilknytning til emergent vegetation (primært høj sødgræs) i områder med dybt, "dovent" vand. Der er også angivet forekomst i hurtigere flydende vand, men i givet fald i puder af vandaks (Macadam m.fl. 2021). I disse vil strømhastigheden være lille. Den primære tilknytning til vegetation og langsom strøm i bredzonen passer perfekt med vores observationer, ligesom vi også

fandt arten i puder af vandplanter midt i vandløbet, hvor strømmen var stærkere. Vores observationer bekræfter desuden, at arten er en god "svømmer og klatrer", som også angivet af Berlin & Thiele (2012).

Madsen (1968) undersøgte sammenhængen mellem forskellige morfologiske karakterer og levevis hos *H. sulphurea* og *K. fuscogrisea*. Han fandt, at *H. sulphurea*, knyttet til stor strømhastighed, var stærkt affladet, havde en tæt hårbræmme på bagkanten af lårene, få korte hår på bagkanten af skinnebenene, samt en kraftig bitand på basis af kløerne. Modsat var *K. fuscogrisea*, knyttet til langsom strøm, mindre affladet, havde korte hår på bagkanten af lårene, tæt hårbræmme på bagkanten af skinnebenene, samt talrige fine tænder på kløernes underside. Den tætte hårbræmme på bagkanten af skinnebenene hos *K. fuscogrisea* blev specifikt tolket som en tilpasning til svømning. Studiet er interessant og værdifuldt. Imidlertid kunne man have ønsket sig undersøgelser af flere arter af Heptageniider. Sådanne har vi lavet og kan alene påvise en stærk signifikant sammenhæng mellem hårbræmmen på tibia og habitatet. Således har *E. affinis*, *H. flava* og *K. fuscogrisea*, som alle er tilknyttet et miljø med stillestående vand, en meget tæt hårbræmme af lange hår. Egne observationer viser, at formålet er svømning. Hos de strømkrævende arter, som ikke har fordel af svømning, mangler hårbræmmen. Vores resultater kan derimod ikke bekræfte betydningen af bl.a. affladethed og klostruktur i Madsen (1968).

De tre svømmende heptageniider synes overordnet at være knyttet til samme levested. De er alle fundet i større vandløb, hvor de optræder i bredzonen. Der er også et vist overlap geografisk. *K. fuscogrisea* er kendt fra det meste af Jylland og fandtes indtil omkring 1960 også i Odense Å, mens *H. flava* er fundet i store dele af Jylland med tyngden i den vestlige del. Imidlertid konkurrerer *K. fuscogrisea* ikke med hverken *E. affinis* eller *H. flava* i tid, fordi dens nymfævækst foregår fra efterår til

Parameter	Kode	PCA1	PCA2
Hoved (længde/bredde) <i>Head (length/width)</i>	H_ratio	0,820	0,057
Mesonotum (længde/bredde) <i>Mesonotum (length/width)</i>	M_ratio	0,466	-0,678
Hoved/kropslængde <i>Head/body length</i>	HBL_ratio	0,757	-0,513
Gælle areal <i>Gill area</i>	GA	-0,001	0,064
Gælle filament indeks <i>Gill filament index</i>	GFI	-0,741	0,237
Femur indeks (længde/bredde) <i>Femur index (length/width)</i>	F_index	0,787	0,268
Femur setae indeks (længde setae/femur bredde) <i>Femur setae index (setae length/femur width)</i>	FS_index	-0,807	0,236
Tibia setae indeks (længde setae/tibia bredde) <i>Tibia setae index (setae length/tibia width)</i>	TS_index	0,725	0,402
Gælle friktion puder <i>Gill friction pads</i>	GFP	0,094	-0,969
Kløer, grove tænder <i>Claw, coarse teeth</i>	CCT	-0,336	-0,901
Kløer, fine tænder <i>Claw, fine teeth</i>	CFT	0,902	0,343

Tabel 2. Principal component analyse, med angivelse af Pearson korrelationer mellem 10 forskellige morfologiske parametre og analysens to bedst forklarende akser (PCA 1 og PCA 2). Værdier markeret med "fed skrift" er vurderet som betydnende.

Principal component analysis, indicating Pearson correlations between 10 different morphological parameters and the two best explaining axes (PCA 1 and PCA 2). Values marked in bold are assessed as significant.



Figur 4. Matstrup Å ved Lillebro. Her forekommer *Electrogena affinis* i den submerse vegetation, dels i strømlæ nær bredden, dels i tætte plantepuder midt i vandløbet. (Foto: Peter Wiberg-Larsen)

Matstrup Å at Lillebro. *Electrogena affinis* occurs in the submerse vegetation, both in stagnant water near the banks and in dense islands of macrophytes mid-stream. (Photo: Peter Wiberg-Larsen)

tidligt forår, mens de to andre arters vækst er fra sent forår til hen på efteråret. Til gengæld må *E. affinis* konkurrere med *H. flava* i både tid og rum. Konkurrencen betyder sandsynligvis, at arterne ikke begge optræder med samme hyppighed samme steder. Nu til dags ser *E. affinis* ud til at være næsten enerådende på dens nuværende forekomster i øvre del af Gudenå-systemet, mens *H. flava* har sin udbredelse i nedre Gudenå, og ikke mindst formodentlig er enerådende i vandløb vest for israndslinjen.

E. lateralis er rødlistet som VU (sårbar) i Wiberg-Larsen (2019a). Med erkendelsen af, at arten er fejlbestemt, er der foretaget en fornyet rødlistevurdering (Wiberg-Larsen, in prep.). *E. lateralis* vil blive kategoriseret som NE (vurderes ikke), fordi arten ikke er dansk. *E. affinis* er til gengæld revurderet som VU ud fra de nyeste og mere omfattende data. Arten har et meget lille udbredelsesareal, få forekomster, og disse vurderes recent som stabile, hvilket kvalificerer til VU. Den er imidlertid gået tilbage i udbredelse inden for de seneste ca. 100 år. Årsagen er formodentlig primært udledninger af let nedbrydeligt organisk stof fra byer, landbrug, og dambrug. Disse forureninger var især udbredte i 1960'erne og 1970'erne (se fx Wiberg-Larsen m.fl. 2012). Desuden har der utvivlsomt forekommet fysiske forringelser af flere af artens levesteder.

I vores nabolande er arten stærkt truet ("EN") i Tyskland (Haybach 2021), sårbar (VU) i Sverige (<https://www.artsdatabanken.se/>), nært truet (NT) i Norge (<https://artsdatabanken.no>), og angivet som nationalt sjælden i U.K. (Macadam 2016). Der er altså ligesom hos os tale om en sjælden og truet art. Og en art der bør være stort fokus på, ikke mindst forvaltningsmæssigt.

Der er en tendens til, at arter knyttet til brednære levesteder med langsom strøm ikke har samme bevågenhed som arter fra stenet/gruset bund og hurtig strøm.

Det er tilfældet til trods for, at disse mere "ydmyge" levesteder er hjemsted for en stor del af biodiversiteten i vandløb, især i de store (Wiberg-Larsen m.fl. 2019). Sådanne brednære levesteder er derfor vigtige at genskabe i forbindelse med vandløbsrestaureringer, ligesom de bør skånes ved vandløbsvedligeholdelse (Haybach m.fl. 2003, Macadam m.fl. 2021), hvor det er nemt at fjerne vegetation og bundmateriale med en rendegraver.

Ovenfor har vi konkluderet, at Danmark kun huser én *Electrogena*-art. Det kan være en forhastet konklusion. For faktisk er *Electrogena ujhelyii* (Sowa 1981) ret hyppig i Schleswig-Holstein med nærmeste findesteder kun 70 km syd for den dansk-tyske grænse (Speth m.fl. 2006). Ganske vist er der tale om den nordligst kendte forekomst i artens udbredelse, der primært omfatter Mellem- og Sydeuropa (Bauernfeind & Soldan 2012). Men det kan slet ikke afvises, at der kan være danske forekomster i det sydlige Jylland. I givet fald vil der være tale om små kildefødte bække, typisk i skov (Speth m.fl. 2006, Dean Drukker, personlig meddelelse), hvor arten optræder på sten, groft grus og dødt ved (Speth m.fl. 2006). Berlin & Thiele (2013) angiver tilknytning til små bække med ringe hældning, hvor nymferne kan tolerere lavt iltindhold. Lignende levesteder er angivet fra andre dele af artens udbredelsesområde (Bauernfeind & Soldan 2012, Bottová & Derka 2013). Nymferne overvintrer, og de voksne flyver juni-august (Speth m.fl. 2006, Bottová & Derka 2013). Arten kan overfladisk forveksles med *H. sulphurea*, men foretrækker mindre vandløb end denne. Det handler derfor om at være opmærksom på forekomst af heptageniider i helt små bække. Arten kan relativt let bestemmes ved brug af Eiseler (2005).

E. affinis og tilsvarende sommerarter er i stor risiko for ikke at blive registreret ved standard vandløbsundersøgelser. Det skyldes, at den tekniske anvisning til udtagning af prøver til bestemmelse af Dansk Vandløbsfauna Indeks angiver

en prøvetagningsperiode i februar-april (Wiberg-Larsen 2019b). Samtlige prøver i NOVANA skal tages i denne periode. Det er forventeligt, at kommunerne ligeledes udtager prøver inden for selv samme prøvetagningsperiode. Som konsekvens vil *E. affinis* ikke blive fundet. Det er den ikke ene om. Det gælder også andre døgnfluer med sen flyvetid som *Siphonurus alternatus* (Say, 1824), *Paraleptophlebia cincta* (Retzius, 1786), *Caenis pseudorivulorum* Keffermüller 1960 (Mortensen 2018), og til dels *Heptagenia flava*, for hvilken 2/3 af nymfefund registreret i Miljøportalen er gjort fra og med maj. Dertil kommer, at omfang og frekvens af prøver i NOVANA er relativt beskedent. Det kan derfor ikke undgå at blive et problem ved kommende revisioner af rødlisten, når der ingen data er til rådighed.

Mortensen (2018) tildelte samtlige af vores døgnfluer danske navne. På grund af fejlbestemmelsen af *E. lateralis* har vi bevidst valgt ikke at angive dens danske navn (stor vandløbsdøgnflue) undervejs i teksten, fordi det sprogligt ikke ville være muligt at vide, om der var tale om *E. lateralis* eller *E. affinis*. Det kan diskuteres, om navnet, stor vandløbsdøgnflue, er velvalgt. Den "rigtige" *E. lateralis* er faktisk ikke ret stor, hvorimod *E. affinis* er blandt de største danske heptageniider, men mindre end f.eks. *H. flava*. Vi foreslår imidlertid, i mangel på bedre alternativ, at det danske navn bibeholdes for *E. affinis*.

TAK

Vi skylder en række personer stor tak for hjælp ved udarbejdelsen af artiklen: (i) Thomas Simonsen (NHMA) samt Thomas Pape og Lars Vilhelmsen (ZMUC/SNM) for adgang til alt tilgængeligt materiale fra de to museer, (ii) John Davy-Bowker (Freshwater Biological Association), for at donere eksemplarer af *E. lateralis* fra U.K., (iii) Keld Rasmussen for lån af eksemplarer af *R. germanica*, (iv) Jens Skrifer for nyttige faunistiske oplysninger, (v) Daan Drukker (Naturalis Biodiversity Center, NL), for

oplysninger om levesteder for *E. ujhelyii* i Holland og Belgien, og (vi) Brigitta Eiseler (Büro für Limnologie, DE) for lån af foto af *E. lateralis*.

CITERET LITTERATUR

- Barber-James H, Gattolliat J-L, Sartori M & Hubbard MD (2007) Global diversity of mayflies Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:339–350.
- Bauernfeind E & Soldan T (2012) The Mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo Books, 820 s.
- Belfiore C, Haybach A & Klonowska-Olejnik M (1999) Taxonomy and phonetic relationships of *Electrogena affinis* (Eaton, 1883) (Ephemeroptera: Heptageniidae). *Annls Limnologie* 35: 245–256.
- Berlin A & Thiele V (2012): Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) Mecklenburg-Vorpommerns. Verbreitung, Gefährdung, Bioindikation. In: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.): Beiträge zur floristischen und faunistischen Erforschung des Landes Mecklenburg-Vorpommern: 303 S., Friedland.
- Bio/consult (1989) Smådyrsfaunaen og forureningstilstanden i Gudenåsystemet – 1988. Rapport & bilagsdel, Vejle Amt, Udvalget for Teknik og Miljø.
- Blackburn JH, Gunn RJM & Hammet MJ (1998) *Electrogena affinis* (Eaton, 1885) (Ephemeroptera, Heptageniidae), a mayfly new to Brittain. *Entomologist's Monthly Magazine* 134: 257–263.
- Bottová K & Derka T (2013) Life history and secondary production of *Electrogena ujhelyii* (Ephemeroptera: Heptageniidae) in a small forest stream in West Carpathians. *Biologia* 68: 319–323.
- Dahl J (1954a) To for Danmark nye døgnfluer. *Flora og Fauna* 60: 61–62.
- Dahl J (1954b) Rettelse. *Flora og Fauna* 60: 121.
- Drukker D, Stokvis F & van der Hoorn B (2020) *Ecdyonurus submontanus* Landa, 1969 and *Electrogena affinis* (Eaton, 1887) new for Belgium (Ephemeroptera: Heptageniidae). *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie / Bulletin van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Entomologie* 156: 35–48.
- Eiseler B (2005) Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. *Lauterbornia* 53: 1–112.
- Engblom E (2001) An annotated checklist of Swedish mayflies [Ephemeroptera]. *Ephemera* 3: 109–116.
- Haybach A (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Deutschlands. – In: Ries M, Balzer S, Gruttke H, Haupt H, Hofbauer N, Ludwig G & Matzke-Hajek G (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (5): 683–695.
- Haybach A & Belfiore C (2003) Bestimmungsschlüssel für die Larven der Gattung *Electrogena* Zurwerra & Tomka 1985 in Deutschland (Insecta: Ephemeroptera: Heptageniidae). *Lauterbornia* 46: 83–87.
- Haybach A, Schleuter M & Tittizer T (2003) Current distribution of mayflies (Insecta: Ephemeroptera) in German Federal Waterway. In Gaino, E. (red.) Research update on Ephemeroptera and Plecoptera: 313–315. Università di Perugia. Perugia, Italy.
- Jensen, CF (1951) To nye danske døgnfluer (Ephemeroptera). *Flora og Fauna* 57: 111–114.
- Jensen F & Jespersen JW (1995) Carlo F. Jensen 18. oktober 1915–23. januar 1995. *Flora og Fauna* 101. 3–5.
- Macadam CR (uden år) *Electrogena affinis*. Riverfly Recording Schemes, c/o Buglife Scotland, U.K.
- Macadam CR (2016). A review of the mayflies (Ephemeroptera) of Great Britain. Species Status No. 28. Natural England Commissioned Report NECR193. 49 s.
- Macadam CR, Farr A & Croft D (2021) The current distribution of *Electrogena affinis* (Eaton, 1885). *The Naturalist* 146: 24–28.
- Madsen BL (1968) A comparative ecological investigation of two related mayfly nymphs. *Hydrobiologia* 31:337–349.
- Mortensen K (2018) Døgnfluer. *Natur og Museum* 57, 40 s.
- Olsen KM (2008) Noteworthy records of freshwater insects in Norway. *Norw. J. Entomol.* 55: 53–71.
- Olsen K M & Reiso S (2005) Viktige naturtyper og arts mangfold i ferskvann i Akershus. Siste Sjanse Rapport 5: 30+24.
- Schoenemund E (1930) Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. Die Tierwelt Deutschlands. Teil 19.
- Speth S, Brinkmann R, Otto C-J & Lietz J (2006): Atlas der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Schleswig-Holsteins.- Schriftenreihe des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Natur VA 6: 1–251, Flintbek.
- Wiberg-Larsen P, Friberg N, Baattrup-Pedersen A & Kristensen EA (2012) Er miljøkvaliteten i vore vandløb forbedret? *Vand & Jord* 19: 62–65.
- Wiberg-Larsen P (2019a) Døgnfluer. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk
- Wiberg-Larsen P (2019b) Makroinvertebrater (smådyr) i vandløb. Teknisk anvisning V07, version 2.4. Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, 26 s.
- Wiberg-Larsen P, Rasmussen JJ, Riis T & Baattrup-Pedersen A (2019) Sjældne smådyr i Danske vandløb. *Vand & Jord* 26: 78–80.



Vejleområdet – et biodiversitet “hot spot” for vandløbsinsekter

Peter Wiberg-Larsen¹ & Keld Rasmussen²

Biodiversitet står højt på den internationale agenda. Danmark har som mange andre lande tilsluttet sig den internationale konvention om biologisk mangfoldighed (United Nations 1992), hvis formål er at opnå en signifikant reduktion af det menneskeskabte tab af biodiversitet. Situationen er nemlig alvorlig for mange forskellige grupper af planter og dyr. For dyrenes vedkommende gælder det ikke blot de store, iøjnefaldende og ikoniske arter blandt pattedyr, fugle, krybdyr, padder og fisk, men også den store mangfoldighed af små hvirvelløse dyr. Situationen med tilbagegang i biodiversitet er ikke mindst alvorlig for ferske levesteder som vandløb, søer og vådområder (Dudgeon m.fl. 2006, Clausen & York 2008, Grzybowski & Glińska-Lewczuk 2019, Tickner m.fl. 2020, Williams-Subiza & Epele 2021). Og selvom ferske vandområder kun udgør 0,8 % af jordens overflade, understøtter de næsten 6 % af alle kendte arter, og tilbagegangen i biodiversitet er her større end i de mest påvirkede terrestriske økosystemer (Dudgeon m.fl. 2006, Tickner m.fl. 2020).

For ferske vandområder har Williams-Subiza & Epele (2021) globalt identificeret klimaforandringer, forurening, modifika-

tion af vandføring, øget udnyttelse af vandkraft, invasive arter og habitatødelæggelser som hovedansvarlige for tilbagegang i biodiversitet. I et tilsvarende studie har van Klink m.fl. (2020) imidlertid påvist global fremgang i insekt hyppighed i ferske vande, primært drevet af udviklingen i Nordamerika, Europa og til dels Asien. Udviklingen er dog mere nuanceret, idet Haase m.fl. (2023) på baggrund af lange tidsserier fra et stort antal europæiske lande har fundet netto forøgelse i hyppighed, artsrigdom, funktionel rigdom for vandløbsinvertebrater i perioden 1990-2010, hvorefter denne positive udvikling stopper. I Europas ferske vandområder er de potentielle trusler angiveligt urbanisering, kommerciel udvikling, transport, reducerede og ustabile vandresurser, fiskeri og udnyttelse af andre akvatiske resurser, forurening fra landbruget, uhensigtsmæssig anvendelse af landbrugs- og skovområder, invasive arter og øget turisme (Grzybowski & Glińska-Lewczuk 2019). Og selvom det kunne være besnærende, viser analyser desværre, at økonomisk vækst ikke bidrager til løse problemerne (se fx Clausen & York 2008).

Set fra et dansk perspektiv er situationen i

vandløb på baggrund af rødlistevurderinger beskrevet som kritisk for organisme-grupper som laver, vandplanter, biller og ynglefugle (Ejrnæs m.fl. 2021, Biodiversitetsrådet 2022).

Mere end 90% af danske vandløb er gennem tiden modificeret fysisk via rørlægning, udretning og uddybning, samt opstemning, mens vandføringen stedvis er påvirket af vandindvinding. Ligeledes er og har vandløbene været udsat for fysiske forstyrrelser via grødeskæring og oprensning af bunden. Endelig er de tilført forurenede stoffer (fx spildevand, ensilagesaft, ajle, pesticider) fra husholdninger, industri, landbrug og skovbrug. Imidlertid er belastningen fra byer og landbrug reduceret markant inden for de seneste 30 år med det resultat, at miljøltilstanden (målt som dansk vandløbsfauna indeks, DVFI) er afgørende forbedret (se fx Wiberg-Larsen m.fl. 2012). Det betyder potentielt fremgang for arter, som kræver rent vand og ”gode” fysiske forhold, se også Wiberg-Larsen m.fl. (2022). Denne vurdering har været udgangspunktet ved seneste rødlistevurdering af døgnfluer, slørvinger, vårflyer og flere andre grupper af ferskvandsinvertebrater (se fx Wiberg-Larsen 2019d).

Summary

The Vejle area – a biodiversity “hot spot” for stream insects

In a Danish context, the area at Vejle (East-Jutland) hosts a remarkably high biodiversity including both terrestrial and aquatic habitats and species. We document that the specific area is a true biodiversity hot spot for aquatic insects like Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera. Thus, the area hosts – or has historically hosted - 74% of Danish running water species of ETP taxa, 39% of these being redlisted (RE, EN, CR, VU, NT or DD), rare or semi-rare. The running water habitats include springs, spring brooks, first order streams, and larger streams. The number of EPT taxa are, even if we exclude the smallest running water hab-

itats, comparable to those of our nationally species-richest rivers (i.e., lower reaches of River Skjern and River Guden). The remarkably high biodiversity at Vejle is likely due to the high density of running waters, representing rivulets, brooks, and springs, all primarily fed by a large contribution of groundwater, draining the hilly landscape. As several historically occurring species seem to be extinct in the Vejle area, and unlikely being able to recolonize from nowadays very distant sites, we e.g. suggest re-introducing the iconic, huge stonefly *Dinocras cephalotes* (extinct in Denmark with latest record in 1949) from sites in South Sweden.

Keywords: Aquatic insects, EPT, running waters, biodiversity hotspots, Denmark

¹ Ecoscience, Aarhus Universitet, C.F. Møllers Allé 4-8, DK-8000 Aarhus, E-mail: pwl@ecos.au.dk

² Snerlevej 8, 7100 Vejle, E-mail: keldrasmu@gmail.com

Biodiversitet måles enkelt ved antallet af arter. I danske vandløb er de hvirvelløse dyr den største gruppe med skønsmæssigt omkring 1000 arter (Wiberg-Larsen m.fl. 2019). Af disse udgør insekterne mht. såvel antal arter som individer over 80 % (Wiberg-Larsen, upubliceret). Den artsrigeste gruppe (orden) er tovingerne domineret af dansemyg, der skønsmæssigt omfatter mindst 150 ud af i alt 293 danske arter (Lindegaard 1997). Til sammenligning er ordenerne døgnfluer (Ephemeroptera), slørvinger (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) tilsammen repræsenteret med i alt 152 arter, som er mere eller mindre knyttet til vandløb (Wiberg-Larsen, upubliceret).

Døgnfluer, slørvinger og vårfluer, ofte samlet benævnt EPT-grupperne, påkalder sig særlig interesse. Dels omfatter de som nævnt oven for mange arter, dels regnes de over hele verden som gode indikatorer for god miljøkvalitet i vandløb (fx Poulton & Tao 2019). Det er derfor ikke tilfældigt, at de indtager en central rolle i Dansk Vand-

løbsfauna Indeks (Miljøstyrelsen 1998), ligesom de er vigtige i Dansk Littoralzone Makroinvertebrat Indeks, som er udviklet til søer (Wiberg-Larsen & Rasmussen 2020).

Biodiversiteten af planter og dyr kan også opgøres i truede (dvs. medtaget på den danske rødliste) og/eller sjældne arter. Ejrnæs m.fl. (2014) har bl.a. anvendt forekomsten af truede arter til at fremstille et "biodiversitetskort for Danmark". Dette kort viser, ikke overraskende, at disse arter er ujævnt fordelt over det danske land. Et af områderne med særlig høj biodiversitet – såvel for de terrestriske som akvatiske habitater – er beliggende ved Vejle. I denne artikel dokumenterer vi med udgangspunkt i ETP grupperne, at vandløbene omkring Vejle reelt repræsenterer et biodiversitetsmæssigt "hot spot". Vi sammenligner i den forbindelse med de nedre løb af vores to største vandløb, der pga. deres flodkarakter er landets artsrigeste. Desuden forsøger vi at give sandsynlige forklaringer på områdets høje biodiversitet af EPT-arter.

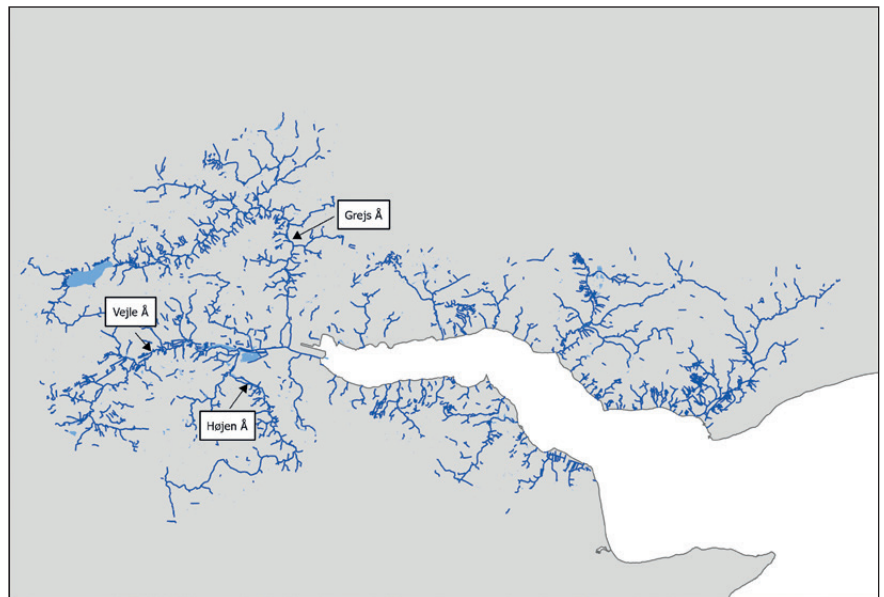
Disse tre grupper er specielt udvalgt, fordi der netop for disse, ud over deres samlede artsrigdom og store indikatorværdi, er særdeles gode historiske såvel som recente data til rådighed.

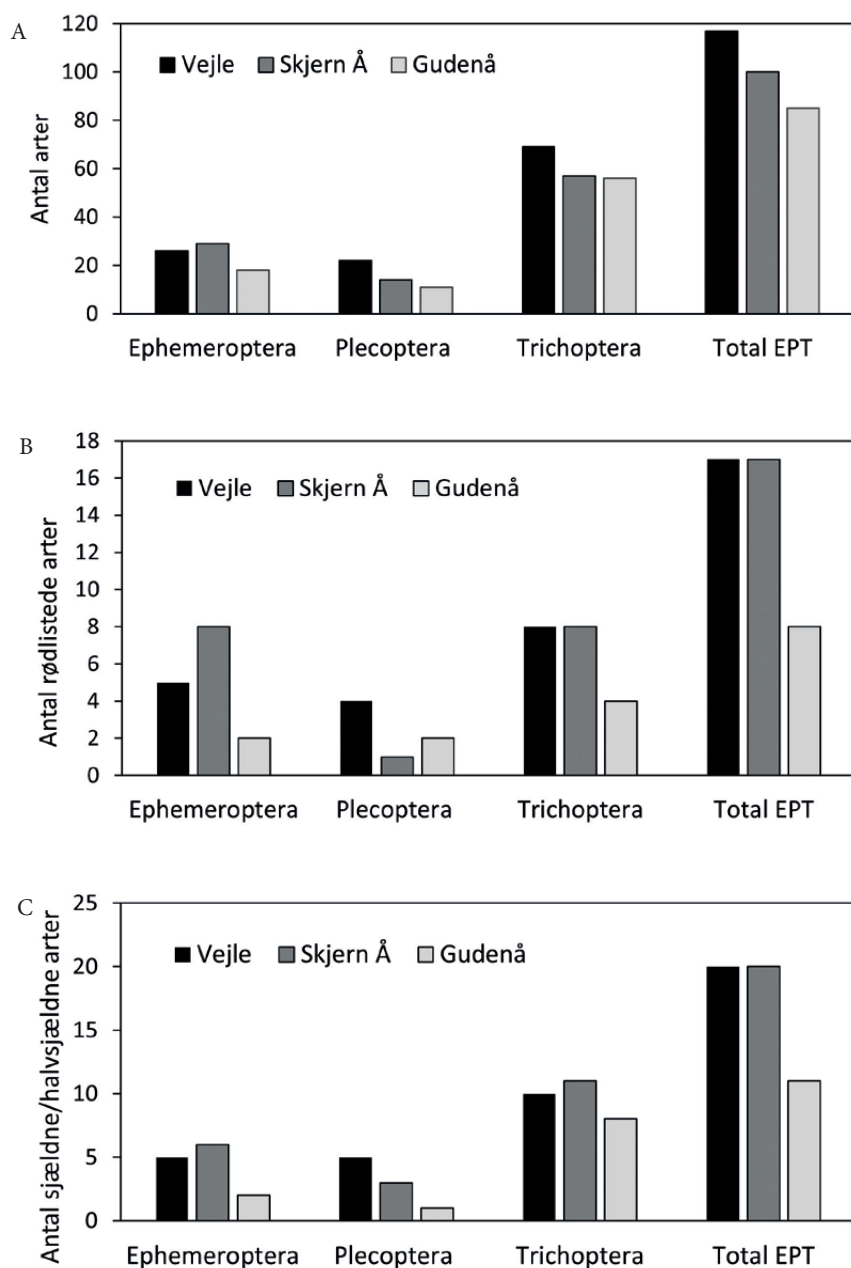
METODE OG MATERIALER

Vi har sammenstillet en artsliste for EPT-grupperne i: (i) vandløbene omkring Vejle og Vejle Fjord, (ii) nedre Skjern Å, samt (iii) nedre Gudenå. Afgrænsningen af Vejle området og de to andre vandløb fremgår af figur 1 (tv), mens vandløbene inden for Vejle området er vist på figur 1 (th). Sammenligningen med nedre dele af hhv. Skjern Å og Gudenå er valgt, fordi disse to vandløbsstrækninger på grund af deres størrelse er Danmarks rigeste på arter af døgnfluer, slørvinger (Wiberg-Larsen upubliceret) og vårfluer (Wiberg-Larsen m.fl. 2000). Der er således påvist en generel positiv sammenhæng mellem artsantal af smådyr (og i øvrigt også arter af planter og fisk) og et vandløbs størrelse (Wiberg-Larsen m.fl. 2000, 2010).

Figur 1. Kort over nedre Skjern Å, nedre Gudenå, og Vejle området (tv), og vandløbene i Vejleområdet (th).

Map showing lower reach of River Skjern, lower reach of River Guden, and the Vejle area (left), and streams within the Vejle area (right).





Figur 2. Samlet antal arter (A), rødlistede arter (RE, CR, EN, NT, DD) (B), samt sjældne/halvsjældne arter (C) af Ephemeroptera (E), Plecoptera (P) og Trichoptera (T) i hhv. Vejle området, nedre Skjern Å, og nedre Gudenå.

Total number of species (A), red listed species (RE, CR, EN, NT, DD) (B), and rare/semi-rare species (C) of Ephemeroptera (E), Plecoptera (P) and Trichoptera (T) in the Vejle area, lower River Skjern, and lower River Gudenå, respectively.

Artslisterne omfatter både historiske og recente fund. Data er hentet fra Bioconsult (1988), Findal (1923, 1928), Grøn (1991, 2000), Holm & Jørgensen (1999), Jensen (1951, 1956, 1984), Jensen & Jensen (1984), Kaarup & Holm (2002), Leonhard & Dall (1985), Leonhard & Dall (1986), Wiberg-Larsen (1978, 1985, 1996), databasen ODA (ODA.dk), samt Peter Wiberg-Larsen's (PWL's) private "databank". Arterne er desuden kategoriseret efter rødlistestatus (Wiberg-Larsen 2019 a,b,c) samt som hhv. sjældne (hvis de recent kendes fra <50 lokaliteter eller <10 vandsystemer) og halvsjældne (hvis de recent kendes fra <100 lokaliteter eller <15 vandsystemer).

Derudover er arterne klassificeret efter deres tilknytning til hhv.: (i) kilder/kildebække/1.ordens vandløb, (ii) mellemstore vandløb og (iii) store vandløb. Ved 1. ordens vandløb forstås de mindste vandløb, før disse løber sammen med andre lignende vandløb og bliver til 2. ordens vandløb. Klassificeringen følger den, som er anvendt ved implementeringen af Vandrammedirektivet og er primært baseret på bredden af vandløbene (hhv. kategorierne 0-2 m, 2-10 m og > 10 m). Ved klassificeringen kan en del arter optræde i mere end én af kategorierne. Klassificeringen af arterne inden for de 3 kategorier er foretaget af PWL (baseret på analyser af NOVANA data og egne data indsamlet gennem mere end 50 år).

RESULTATER

I vandløbene i lokalområdet omkring Vejle er enten historisk eller recent registreret i alt 117 EPT-arter, hhv. 26, 22 og 69 for døgnfluer (E), slørvinger (P) og vårfluer (T) (Figur 2A). Af disse er 17 arter rødlistede (14,5%) (Figur 2B), heraf 2 som regionalt uddøde (RE), 1 som truet (EN), 11 som sårbare (VU), 1 som nært truet (NT) og 2 med ukendt status (DD) (Tabel 1). Derudover er 20 arter (17,1%) blandt rødliste-gruppen "ikke truede" (LC) vurderet som sjældne/halvsjældne (Figur 2C, tabel

1). Samlet set er 31,6% af arterne kendt fra området omkring Vejle enten rødlistede eller sjældne/halvsjældne.

Af de fundne arter er 22 alene knyttet til kilder/kildebække og 1.ordens vandløb og omfatter hhv. 7 arter af slørvinger og 15 arter af vårfluer (og altså ingen døgnfluer). Resten, i alt 95 arter, er primært knyttet til øvrige, større vandløbstopper.

Til sammenligning er der kendt 100 og 85 EPT-arter fra hhv. nedre Skjern Å og nedre Gudenå (Figur 2A). Antallet af rødlistede EPT-arter fundet på de to vandløbsstrækninger er hhv. 17 og 8 (Figur 2B), mens antallet af sjældne/halvsjældne EPT-arter er hhv. 20 og 11 (Figur 2C).

DISKUSSION

Danmark er med et areal på ca. 43.000 km² et relativt lille land. Alligevel er der på regionalt plan betydelige klimatiske og geologiske forskelle, ligesom biodiversiteten varierer. Det gælder ikke mindst for vores vandløb og deres beboere. Artsantallet af EPT-arter er således langt størst i Jylland, mindre på Fyn og Sjælland, lidt mindre på Bornholm og mindst på Lolland/Falster/Møn (Wiberg-Larsen m.fl. 2019, Wiberg-Larsen upubliceret). Der er flere sandsynlige forklaringer. Den mest åbenlyse er forskellen i arealstørrelse, idet artsantal er positivt korreleret med arealet (Rosenzweig 1995, men se også Wiberg-Larsen & Mogensen 2009). Dette skyldes dels, at jo større et areal er, des flere individer kan det rumme, dels at med stigende individantal øges chancen for flere arter (Rosenzweig 1995). Dertil kommer, at også antallet af forskellige levesteder øges med stigende arealstørrelse. Det er dog næppe hele forklaringen. Danmark er som bekendt et ørige, hvilket har været tilfældet de seneste ca. 8000 år (Aaris Sørensen 2009). Før da blev landet ganske vist koloniseret af arter fra syd efter afslutningen af seneste isdækning omkring 22.000-20.000 år siden, hvor kun det vestlige Jylland var isfrit (Houmark-Nielsen

Tabel 1. Oversigt over rødlistede (RE, CR, EN, VU, NT, DD) samt ikke-rødlistede (LC), men sjældne (R)/halvsjældne (SR) EPT-arter (Ephemeroptera = døgnfluer, Plecoptera = slørvinger og Trichoptera = vårfluer) fra vandløb og kilder i nærområdet omkring Vejle og Vejle Fjord. Data omfatter både historiske^H og recente^R fund, angivet for hver art.

Table 1. Occurrence of red listed (RE, CR, EN, VY, NT, DD), not-redlisted (LC), but rare (R)/semi-rare (SR) EPT-species (Ephemeroptera = mayflies, Plecoptera = stoneflies and Trichoptera = caddisflies) in streams and springs in the neighbourhood of Vejle and Vejle Fjord. Data include historical^H as well as recent^R records indicated for each species

Orden (Order)	Familie (Family)	Art (Species)	Rødliste status (Redlist status)
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis fuscatus</i> ^H	LC/R
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis muticus</i> ^H	RE
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeon simile</i> ^{HR}	DD
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Brachycercus harrisellus</i> ^H	LC/SR
Ephemeroptera	Ephemeridae	<i>Ephemera vulgata</i> ^H	LC/SR
Ephemeroptera	Ephemerellidae	<i>Ephemerella notata</i> ^H	VU
Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Rhithrogena germanica</i> ^{HR}	EN
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia cincta</i> ^{HR}	LC/R
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Siphonurus aestivalis</i> ^{HR}	LC/SR
Ephemeroptera	Siphonuridae	<i>Siphonurus alternatus</i> ^H	VU
Plecoptera	Chloroperlidae	<i>Siphonoperla burmeisteri</i> ^H	VU
Plecoptera	Chloroperlidae	<i>Isoptena serricornis</i> ^R	LC/SR
Plecoptera	Leuctridae	<i>Leuctra digitata</i> ^{HR}	LC/R
Plecoptera	Nemouridae	<i>Nemoura dubitans</i> ^R	LC/SR
Plecoptera	Nemouridae	<i>Protonemura hrabei</i> ^R	VU
Plecoptera	Nemouridae	<i>Protonemura meyeri</i> ^{HR}	LC/SR
Plecoptera	Perlidae	<i>Dinocras cephalotes</i> ^H	RE
Plecoptera	Perlodidae	<i>Perlodes microcephala</i> ^{HR}	LC/SR
Plecoptera	Taeniopterygidae	<i>Brachyptera braueri</i> ^H	VU
Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Glossosoma boltoni</i> ^H	VU
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Ceratopsyche silfvenii</i> ^H	VU
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche fulvipes</i> ^{HR}	NT
Trichoptera	Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma basale</i> ^H	VU
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Ceraclea nigronervosa</i> ^H	LC/R
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Annitella obscurata</i> ^{HR}	LC/R
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i> ^{HR}	LC/SR
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Halesus tessellatus</i> ^{HR}	LC/SR
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Hydatophylax infumatus</i> ^{HR}	LC/R
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Limnephilus germanus</i> ^H	VU
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Parachiona picicornis</i> ^R	LC/SR
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Potamophylax luctuosus</i> ^{HR}	VU
Trichoptera	Molannidae	<i>Molannodes tinctus</i> ^R	LC/SR
Trichoptera	Odontoceridae	<i>Odontocerum albicorne</i> ^{HR}	LC/R
Trichoptera	Philopotamidae	<i>Philopotamus montanus</i> ^{HR}	LC/R
Trichoptera	Phryganeidae	<i>Agrypnia picta</i> ^H	DD
Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Plectrocnemia brevis</i> ^R	VU
Trichoptera	Psychomyiidae	<i>Psychomyia pusilla</i> ^{HR}	LC/R

2011). Afsmeltningen af isen var afsluttet for ca. 17.000 år siden, og indvandringen kunne begynde. For omkring 10.800 år siden forekom der fx en rig fauna af vårfluer i den daværende ”Store Bælt flod”, arter hvoraf de fleste nu til dags forekommer i danske vandløb (Wiberg-Larsen m.fl. 2001). Men næppe alle vore dages arter var indvandret til ferskvand på øerne, da havstigninger førte til dannelsen af øriget. Det kan muligvis delvist forklare, hvorfor flere EPT-arter ikke forekommer på eller er historisk kendt fra fx Sjælland, fordi indvandringen hertil har været hæmmet af hav-barrierer.

Med denne forhistorie in mente kan EPT biodiversiteten i Vejle-området sammenlignes med den i hhv. nedre Skjern Å (100 arter) og nedre Gudenå (85 arter). Begge sidstnævnte er nationalt de artsrigeste vandløbstrækninger i Danmark, når både historiske og recente data inddrages. Det skyldes primært deres størrelse og flodkarakter (med mange forskellige habitater). Begge er indiskutabelt ”hot spots” for EPT-arter i dansk kontekst. Men gælder det også for Vejle-området? Før en sådan sammenligning med rimelighed foretages, er det nødvendigt at udelade arter (i alt 22), som specifikt er knyttet til kilder/kildebække/1.ordens vandløb. Sådanne arter vil nemlig naturligt ikke forekomme i de to ”floder”. Det betyder, at hele 95 EPT-arter i Vejle-området primært, eller i det mindste i betydeligt omfang, er knyttet til vandløb, der er større end kilderne og de helt små vandløb.

Sammenlignes på lignende vis ud fra rødlistede og sjældne/halvsjældne arter, er antallene i Vejle-området (13 og 21) af stort set samme størrelsesorden som i Skjern Å (17 og 20) og Gudenå (8 og 11).

På den baggrund kan området omkring Vejle samlet set karakteriseres som et ”hot spot” for biodiversitet i vandløb, både med og uden kilderne og de helt små vandløb. Samlet set udgør antallet af EPT-arter, som historisk eller recent er kendt fra områ-

dets forskellige typer af vandløb (kilder, kildebække, bække og større vandløb) 74% af de arter, som primært er knyttet til danske vandløb. Derudover udgør andelen af rødlistede arter eller arter karakteriseret som sjældne/halvsjældne næsten 1/3 (29%) af artspuljen fra området. Blandt disse arter er døgnfluen *Rhithrogena germanica*, slørvingen *Protonemura hrabei*, samt vårfluerne *Plectrocnemia brevis*, *Tinodes unicolor* og *Potamophylax luctuosus* (alle rødlistede) unikke ved at forekomme på eller nær nordgrænsen for deres udbredelse på det europæiske fastland. Udpegningen af området som et hot spot passer altså fint med den generelle registrering af biodiversitet for Danmark (Ejrnæs m.fl. 2014). Det naturlige spørgsmål er selvfølgelig, hvad der forklarer den høje biodiversitet af EPT-arter og karakteren af denne.

For den samlede EPT biodiversitet er forklaringen muligvis, at området med det relativt store vandløbssystem Vejle Å, og dets vigtige tilløb Grejs Å, Højen Bæk m.fl., og ikke mindst den store tæthed af kildetilløb arealmæssigt fylder relativt meget (Figur 3). Ligeledes er der en meget stor tæthed af kildebække langs både nord- og sydsiden af den lange Vejle Fjord. Det er som allerede omtalt veldokumenteret, at jo større arealmæssigt et område er – her repræsenteret ved vandløbs/kildearealer – des flere arter kan det rumme (se fx Rosenzweig 1995). Dertil kommer som også nævnt, at med et øget areal øges også muligheden for en større variation i levesteder. Den store tæthed af vandløb, og store vandløbsareal, skyldes en meget stor grundvandstilstrømning pga. store terrænforskel og højtliggende grundvandsmagasiner. Således er der inden for blot en afstand på ½-1 km fra vandløbene en højdeforskel på 50-75 m (dvs. terrænhældning på op til 15%) ned mod hhv. Vejle Fjord og bunden af Vejle Å, Grejs Å, og Højen Bæk-dalene.

Vandløbstæthed og grundvandstilstrømning kan muligvis også delvist forklare den høje biodiversitet i områdets ”store” vandløb. Men det er næppe den fulde for-

klaring, uden at vi dog er i stand til at pege på andre muligheder.

Desværre er biodiversiteten i de rindende vande omkring Vejle i dag væsentlig mindre end historisk (dvs. for 70 - 100 år siden, se fx Findal 1923, 1928). Arter som slørvingerne *Dinocras cephalotes*, *Brachyptera braueri* og *Siphonoperla burmeisteri*, døgnfluerne *Baetis fuscatus*, *B. muticus* og *Ephemera vulgata*, samt vårfluerne *Glossosoma boltoni*, *Ceratopsyche silfvenii* og *Lepidostoma basale* er således ikke fundet i nyere tid. Blandt dem er den ”ikoniske” og med sikkerhed uddøde *D. cephalotes* (senest fundet 1949). Hunnen hos denne vores tidligere største slørvinge har en længde fra spidsen af hovedet til spidsen af bagkroppen på op til 29 mm og et vingefang på over 60 mm. Ligeledes er *B. braueri* og *B. muticus* med ret stor sikkerhed forsvundet fra Danmark, mens et par af de øvrige arter (*S. burmeisteri* og *G. boltoni*) nu kun findes i et enkelt vandsystem. Samtlige af de nævnte arter er især knyttet til større vandløb, og årsagen til deres nuværende status er uden tvivl omfattende forurening, primært fra midten af 1900-tallet, fra fabrikker, landbrug og dambrug langs hhv. Vejle Å og Grejs Å.

Eftersom miljøkvaliteten i Grejs Å nu igen vurderes som god som følge af forureningsbegrænsende foranstaltninger, er det relevant at overveje en genindførsel af bl.a. *D. cephalotes*, som ikke har mulighed for ved egen hjælp at indvandre fra dens nærmeste levesteder i Blekinge og Skåne, en afstand på 220 km bl.a. indeholdende havområder. Der er allerede fortilfælde for genudsætning af insekter. Således blev den uddøde eghjort, Europas største bille, officielt genindført ved udsætning af larver og voksne i Jægersborg Dyrehave (Damm m.fl. 2013). Denne bille er 3-6 år om at nå voksenstadiet. Larverne stiller strenge krav til levestedet (dødt, soleksponeret træ nær jordoverfladen), hvilket kun er opfyldt få steder i Danmark (Iversen m.fl. 2012), hvor arten samtidig befinder sig på sin udbredelsesmæssige nordgrænse. Også *D. cepha-*



Figur 3. Grejs Å (øverst tv) – det tidligere levested for *Dinocras cephalotes* (Danmarks største men nu uddøde slørvinge), Hørup Å (øverst th), samt to små tilløb til Grejs Å (nederst).
Foto: Keld Rasmussen

*Grejs stream (upper, left) – former site for *Dinocras cephalotes* (the largest but now extinct Danish stonefly), Hørup stream (upper, right), and two 1. order tributaries to Grejs stream (lower).*
Photo: Keld Rasmussen.

lotes er lang tid om at nå voksenstadiet, 2-5 år, afhængigt af temperaturforholdene i udbredelsesområdet (Iannilli m.fl. 2002, samt referencer heri); længst tid tager det i det nordlige Skandinavien. I Danmark og Grejs Å vil udviklingen formodentlig tage 3 år. Fordi artens krav til levestedet er opfyldt i store dele af Grejs Å (Figur 3), vurderer vi, at chancen for en succesfuld re-introduktion af *D. cephalotes* umiddelbart burde være større end for eghjortens vedkommende. Spørgsmålet er selvfølgelig,

hvordan genudsætning rent praktisk skal foretages, og hvor mange individer der skal til.

Der er meget få praktiske erfaringer med re-introduktion af ferskvandsinsekter til restaurerede vandløb, idet der dog er foretaget enkelte forsøg (Pedersen 2019, Pless-Schmidt 2021). Der blev ved disse opnået positive resultater for to arter, først og fremmest vårfluen *Agapetus ochripes*. Det skyldes uden tvivl den valgte metode,

som består i udlægning af et stort antal sten tæt besat med artens puppehuse. Også udsætning af kønsmodne individer af dybvandstægen *Aphelocheirus aestivalis* var delvist en succes. Forsøgene viser imidlertid også, at succesfuld re-introduktion ikke er simpel opgave. Ikke overraskende er det en forudsætning, at levevilkårene er optimale i de vandløb, hvor udsætningerne foretages. Men selvom dette er tilfældet, er der langt fra sikkerhed for, at re-introduktionen lykkes.

Det kunne også være relevant at introducere andre arter til Vejleområdets større vandløb. Sådanne omfatter *S. burmeisteri*, *G. boltoni* og *L. basale*, alle arter som næppe ved egen hjælp vil kunne nå frem til de egnede levesteder. Arterne er alle rødlistede (VU) og har deres nærmeste populationer hhv. 90, 40 og 20 km fra Vejle.

TAK

Peter Holm takkes for at fremskaffe rapporter, udgivet af det 'hedengangne' Aarhus Amt. Tenna Riis takkes desuden for adgang til specialerapporter udarbejdet i forbindelse med projektet "Genopretning af biodiversitet i vandløb: strategi og metodevalg", finansieret af Aage V. Jensens fonde. Endelig takkes Henrik Tornbjerg for at designe figur 1.

CITERET LITTERATUR

- Aaris-Sørensen K (2009) Diversity and dynamics of the mammalian fauna in Denmark throughout the last glacial interglacial cycle, 11500 ka BP. *Fossils and Strata* 57: 1-59.
- Bio/consult (1988) Smådyrsfaunaen og forureningstilstanden i Grejs Å med tilløb – 1987. Vejle Amtskommune, Udvalget for Teknik og Miljø.
- Biodiversitetsrådet (2022) Fra tab til fremgang - beskyttet natur i Danmark i et internationalt perspektiv. Biodiversitetsrådet, 168 s.
- Clausen, R & York, R (2008) Global biodiversity decline of marine and freshwater fish: A cross-national analysis of economic, demographic, and ecological influences. *Social Sci. Res.* 37:1310-1320.
- Damm N, Iversen L & Rasmussen M (2013) Genudsætning af Eghjort i Danmark. *Amphi Consult v. Lars Briggs*, *Amphi Consult v. Lars Briggs* (<https://mst.dk/media/119144/eghjort-udsætning-status-rapport.pdf>)
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ & Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Ejrnæs R, Petersen AH, Bladt J, Bruun HH, Moeslund JE m.fl. (2014) Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112 (<http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>)
- Ejrnæs R, Nygaard B, Kjær C, Baattrup-Pedersen A, Brunbjerg AK, Clausen K, Fløjgaard C, Hansen JLS, Hansen MDD, Holm TE, Johnsen TJ, Johansson LS, Moeslund JE, Sterup J, Hansen RR, Strandberg B, Søndergaard M & Wiberg-Larsen P (2021) Danmarks biodiversitet 2020 – tilstand og udvikling. 270 s. Videnskabelig rapport nr. 465. NOVANA, Aarhus Universitet Institut for Ecoscience, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Findal JKr (1923) Østjydske vandløb. Flora og Fauna, Særtryk 1923. 56 pp.
- Findal JKr (1928) Vårfluer og slørvinger ved de sydøstjyske vandløb. *Jysk Forening for Naturvidenskab gennem 25 år*, 1903-1928: 54-72.
- Grzybowski M & Glińska-Lewczuk K (2019) Principal threats to the conservation of freshwater habitats in the continental biogeographical region of Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 28: 4065–4097.
- Grøn PN (1991) Smådyr og vandkvalitet i Vejle Å og dens tilløb 1990. Vejle Amt, Udvalget for Teknik og Miljø.
- Grøn PN (2000) Udbredelsen af døgnfluer og slørvinger i Ringkjøbing Amt 1988-1997. Status og udvikling. Ringkjøbing Amt, vandmiljøafdelingen.
- Haase P, m.fl. (2023) The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature*, 9. august 2023 (<https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>).
- Holm P & Jørgensen P (1999) Miljøtilstanden i Gudenå Nord med tilløb, 1996. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret, 90 s.
- Houmark-Nielsen M (2011) Pleistocene glaciations in Denmark: a closer look at chronology, ice dynamics and landforms. I: Ehlers J, Gibbard PL & Hughes PD (red.). *Developments in Quaternary Science* 15: 47-58.
- Iannilli V, Tierno de Figueroa JM & Fochetti R (2002) Life cycle of *Dinocras cephalotes* (Curtis, 1827) in Central Italy (Plecoptera, Perlidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 31: 177-179.
- Iversen LL, Thomsen PF & Damm N (2012) Genudsætning af Eghjort (*Lucanus cervus*) i Danmark. Beskrivelse af muligheder for udsætning af eghjort i Gribskov, Bidstrup Skov, Jægersborg Dyrehave, Livø, Skindbjerglund og Æbelø. *Amphiconsult*. (<https://mst.dk/media/119143/eghjort-genudsætning-lav.pdf>)
- Jensen CF (1951) Plecoptera (Slørvinger). En faunistisk biologisk undersøgelse af Skern Å. I. Flora & Fauna 57: 17-40.
- Jensen CF (1956) Ephemeroptera (Døgnfluer) (med undtagelse af Baetidae). En faunistisk biologisk undersøgelse af Skern Å. II. Flora & Fauna 62: 53-74.
- Jensen CF (1984) De danske Baetis-arter (Ephemeroptera: Baetidae). Flora & Fauna 90: 97-102.
- Jensen CF & Jensen F (1984) Faunainteresser i danske vandløb – almindelige del. Naturhistorisk Museum & Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet, København.
- Kaarup P & Holm P (2002) Miljøtilstanden i vandløb i den nordlige del af Gudenåen, 2001 - forureningsforhold, fysiske forhold, smådyrsfauna, fiskefauna. Århus Amt, Natur & Miljø.
- Leonhard SB & Dall E (1985) Smådyrsfaunaen og forureningsstilstanden i Højen Bæk med tilløb - 1984. Vejle

- Amtskommune, Udvalget for Teknik og Miljø.
- Leonhard SB & Dall E (1986) Smådyrsfaunaen og forureningstilstanden i nogle tilløb til Grejs å 1984. Vejle Amtskommune, Udvalget for Teknik og Miljø.
- Lindegaard C (1997) *Diptera Chironomidae*, Non-biting Midges. I: Nilsson A (red.) *Aquatic Insects of North Europe*, vol. 2: 265-294.
- Miljøstyrelsen (1998) Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5, 42 s.
- Pedersen L (2019) Kan sjældne smådyr overleve på restaurerede strækninger? – Et indblik i arternes manglende tilbagevenden. MS thesis, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, 58 s.
- Pless-Schmidt K (2021) Har oplandet en betydning for genoprettede vandløbsstrækningers makroinvertebratsamfund? MS thesis, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, 48 s.
- Poulton BC & Tao J (2019) Evaluation of EPT macroinvertebrate metrics in small streams located within the non-connected stormwater management region of Kansas City, Missouri, USA. *Transactions of the Missouri Academy of Science* 47: 21–34.
- Rosenzweig ML (1995) *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Tickner D, Opperman JJ, Abell R, Acreman M, Arthington AH, Bunn SE, Cooke SJ, Dalton J, Darwall W, Edwards G, Harrison I, Hughes K, Jones T, Leclère D, Lynch AJ, Leonard P, McClain ME, Muruven D, Olden JD, Ormerod SJ, Robinson J, Tharme RE, Thieme M, Tockner K, Wright M & Young L (2020) Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience* 70: 330–342.
- United Nations (1992) *Convention on biological diversity*, 28 pp. (<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>)
- van Klink R, Bowler DE, Gongalsky KB, Swengel AB, Gentile A & Chase JM (2020) Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368: 417–420.
- Wiberg-Larsen P (1978) Flora og fauna i Skjernå-systemet og Sdr. Parallelkanal. Ringkjøbing Fjord - Skjernåundersøgelsen, delprojekt 6 og 9. Ringkjøbing Amtsråd og Vandkvalitetsinstitutet.
- Wiberg-Larsen P (1985) Revision of the Danish Hydroptilidae (Trichoptera). *Entomologiske Meddelelser* 53: 39-45.
- Wiberg-Larsen P (1996) Vårfluefaunaen i Skjern Ås nedre løb. Vurdering af betydningen af reguleringen af åen i 1960'erne og grundlag for vurdering af virkningen af en kommende naturgenopretning. Rapport udarbejdet til Danmarks Miljøundersøgelser, Afdelingen for vandløbsøkologi.
- Wiberg-Larsen P (2010) Checklist to Danish caddisflies (Trichoptera) – and their regional distribution. *Entomologiske Meddelelser* 78: 3-20.
- Wiberg-Larsen P (2019a) Døgnfluer. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): *Den danske Rødliste 2019*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.
- Wiberg-Larsen P (2019b) Slørvinger. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): *Den danske Rødliste 2019*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.
- Wiberg-Larsen P (2019c) Vårfluer. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): *Den danske Rødliste 2019*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.
- Wiberg-Larsen, P. (2019d) Rødlisning af danske døgnfluer, slørvinger og vårfluer 2015-2017. Dokumentation for valg og anvendelse af data. Notat, 12 s.
- Wiberg-Larsen P, Bennike O, Jensen JB & Lemke W (2001) Trichoptera remains from early Holocene river deposits in the Great Belt, Denmark. *Boreas* 30: 299–306.
- Wiberg-Larsen P, Brodersen K, Birkholm S, Grøn PN, Skriver J (2000) Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43: 633-647.
- Wiberg-Larsen P, Friberg N, Baattrup-Pedersen A & Kristensen EA (2012) Er miljøkvaliteten i vore vandløb forbedret? *Vand & Jord* 19: 62-65.
- Wiberg-Larsen, P. & Mogensen, B. (2009). Vårfluefaunaen (Trichoptera) på Anholt. *Flora og Fauna* 115: 61-68.
- Wiberg-Larsen P & Rasmussen JJ (2020) Revised Danish macroinvertebrate index for lakes - a method to assess ecological quality. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 42 pp. Scientific Report No. 373. <http://dce2.au.dk/pub/SR373.pdf>
- Wiberg-Larsen P, Rasmussen JJ, Riis T & Baattrup-Pedersen A (2019) Sjældne smådyr i danske vandløb. *Vand & Jord* 26: 78-80.
- Wiberg-Larsen P, Skriver J & Hansen SB (2022) Er vores største vandløbsslørvinge i fremgang? *Vand & Jord* 29: 203-205.
- Wiberg-Larsen P, Windolf J, Baattrup-Pedersen A, Bøgestrand J, Ovesen NB, Larsen SE, Thodsen H, Sode A, Kristensen E & Kjeldgaard A (2010) *Vandløb 2009*. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 98 s. Faglig rapport fra DMU nr. 804 <http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>
- Williams-Subiza EA & Epele LP (2021) Drivers of biodiversity loss in freshwater environments: A bibliometric analysis of the recent literature. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 31: 2469–2480.

Boganmeldelse: Orkidéernes verden

Henrik Æ. Pedersen: Orkidéernes verden

276 sider. Gyldendals forlag. Forlagets pris: 349,95 kr. ISBN 978-87-02-28268-9

Af Peter Wind

Orkidéfamilien er uden sidestykke den karplantefamilie, der er udgivet flest danske fagbøger om. Udgivelserne spænder fra bøger om deres biologi, morfologi, opbygning, bestøvning, økologi til dyrkning af dem. Umiddelbart synes markedet at være mættet med orkidébøger.

Alligevel har Danmarks førende orkidéekspert, Henrik Ærenlund Pedersen, kastet sig ud i at realisere et gammelt ønske om – med hans egne ord – 'at forene alle mulige aspekter omkring familien *Orchidaceae* i en enkelt bog' med begrundelsen 'fordi jeg ikke kunne lade være'.

Hvori består så det, der gør bogen anderledes end de hidtil udgivne danske bøger om familien? Et svar på spørgsmålet fås ved at gengive overskrifterne på bogens seks kapitler, der afspejler spændvidden i mangfoldigheden i familien: 'Et besøg i orkidéernes verden', 'Jordens største plantefamilie', 'Til lands, til vands og i luften', 'Blomster, bier og bedrag', 'Fra inspiration til besættelse' og 'Planterigets pandabjørne'.

På den måde kommer forfatteren elegant rundt om en palet af emner som orkidéernes enestående blomsterpragt, deres specialiserede bestøvningsforhold samt deres nationale og globale status. Bogen inddrager desuden levende emner som orkidéernes rolle i religion og overtro, deres anvendelse som fødevarer og i medicinal sammenhæng, som udsmykning og andre praktiske formål samt deres mangfoldige inspiration til kunst og fiktion.

Hvert kapitel indledes med et dobbeltsidigt billede med relation til kapitlets indhold. Hertil kommer, at bogens forside er prydet af et vidunderligt billede af to orange orkidéblomster, der mere ligner et par dansende ænder. Det siger igen noget helt centralt om orkidéblomsternes fantastiske evne til mimicry, dvs. at efterligne andre organismers udseende og derved lokke insekter og andre dyr til bestøvning med eller uden belønning i form af nektar. Dette emne bliver grundigt behandlet i et af bogens kapitler.

Et bærende element i bogen er således

udvælgelsen af de rette billeder til understøttning af brødteksten. Der ligger mange timers research og gennemgang af forfatterens egne billeder, hvor han selv har været leveringsdygtig i orkidébilleder af virkelig høj kvalitet og elektronmikroskopfoto, så deres globale forekomst og variation er blevet belyst. Hertil kommer en række, smukke stregtegninger udført af kunstneren Elisa Escabia Herrando.

På bogens sidste sider er der en oversigt over de anvendte botaniske fagtermer, en kapitelinddelt kildefortegnelse, en oversigt over den anvendte litteratur og til sidst et register over plante- og dyrenavne.

Nærværende anmelder ved af egen erfaring, at en bog med denne tilblivelseshistorie, dette omfang, kompleksitet og indhold ikke lader sig skrive på hverken én dag eller på et par få dage. Ifølge forfatterens LinkedIn-profil har skrivearbejdet, den bagvedliggende research, udvælgelsen af billeder, den redaktionelle proces sammen med forlaget, opsætning af manuskriptet og trykning taget 4½ år, inden tryksvarten var tør.

Nesværre betyder den langvarige fremstillingsproces, at der uundgåeligt sniger sig fejl, unøjagtigheder og gentagelser ind i teksten. Et eksempel på sidstnævnte er fremstillingen i Tyrkiet af salep og af Chikanda i Østafrika. En anden unøjagtighed er anvendelsen af det danske navn 'Plettet Gøgeurt'. På side 198 i figurteksten anvendes navnet for *Dactylorhiza maculata* subsp. *maculata* på underartsniveau, mens det på side 199 refererer til *D. maculata* på artniveau.

I enkelte tilfælde forekommer der udtryk og beskrivelser, som kræver et



detaljeret kendskab til orkideterminologi, ligesom der er medtaget billeder, hvor den ikke orkidékundige læser må gætte sig til, hvor den omtalte orkidé befinder sig på illustrationen. For eksempel: Hvor på billedet befinder *Dendrolirium lasiopetalum* sig på side 111? Hvad er den lange sugesabel på figur 243 på side 133? På de smukke stregtegninger i figur 226 på side 122 savnes en målestok. En pil pegende på pollinierne på figur 246 og figur 250, på vedhæng i figur 260 og på den forstørrede søjlefod på figur 269 savnes.

Med hensyn til udtryk, der er uforståelige for anmelderen og nok for de fleste læsere, er her nogle eksempler: 'mentum' på side 138, 'dekort' og 'trøske' på side 175 og 'Melanesien' på side 176.

Når dette er sagt, er der tale om en bragende flot og velskrevet bog om orkidéernes forunderlige verden, som enhver med kærlighed for denne spændende plante-gruppe trygt kan anskaffe sig. Men mon det er den sidste danske bog, der bliver skrevet om denne fascinerende plante-gruppe? Næppe.



Arters forsvinden fra Danmark i nyere tid

Peter Wiberg-Larsen¹ & Kaj Sand-Jensen²

I geologisk tid fra Ordovicium til Kridt-tiden over ca. 380 mio. år har Jordens plante- og dyreverden været udsat for i alt fem dramatiske hændelser. Disse perioder med masseuddøen udryddede mange af de tilstedeværende arter. Efterfølgende opstod der gradvist mange arter, som udnyttede de nye levemuligheder. Den seneste masseuddøen, der primært skyldtes et stort meteornedslag i Mexico, fandt sted for 65,5 mio. år siden og bl.a. udryddede dinosaurerne (Senel m.fl. 2023). Skønsmæssigt uddøde halvdelen af samtlige Jordens arter. Det gav plads til bl.a. fugle og pattedyr, længe før det moderne menneske og dets

nære forfædre indtog "scenen". Det moderne menneske har i løbet af de seneste ca. 200.000 år etableret sig i konkurrence med andre nærtstående arter. Succesen målt som befolkningsantallet er så omfattende, at vores fælles aktiviteter nu påvirker ikke bare landskaberne, og det liv som hører til her, men også det globale klima. Af den grund kan den seneste tidsalder beskrives som menneskets tidsalder, Antropocæn.

Den amerikanske journalist, Elizabeth Kolbert, gjorde med sin bog, *The Sixth Extinction: an Unnatural History*, i 2014 begrebet masseuddøen nærværende. Men

den sjette masseuddøen blev allerede erkendt i 1980'erne. Og der er fremlagt dokumentation for en forsvinden af arter i et tempo, som berettiger til den karakteristisk. Truslerne mod biodiversiteten er mange og omfattende og når jævnlige medierne. Alligevel har der været skeptikere i debatten. Alt dette er grundigt beskrevet af Cowie m.fl. (2022).

Menneskets utallige påvirkninger af arterne, og ikke mindst deres levesteder, har markant øget tempoet for arters uddøen fra kontinenter og Kloden som helhed. Inden for de seneste ca. 100 år er 0,12% af

Summary

Species extinction in Denmark during recent time

Over centuries, mankind has made global environmental impacts affecting biodiversity and climate. One effect of the present Anthropocene era is referred to as the sixth mass extinction. We examined the extinction of species in Denmark and compared with the situation in Europe and globally. From the most recent red lists, we extracted regional extinct species (RE) from 20 terrestrial and 17 freshwater groups of organisms. For each group we calculated the speed of extinction, D , as % RE species/total number of species per 100 years. Further, we extracted their occupancy before going extinct, preferred habitats, and for animals their food.

D was significantly higher for groups living on land (3.6%) than in freshwater (2.7%). This was due to 90% of land groups having extinct species compared with only 30% in freshwater. Overall, three-fourths of the extinct species were very rare (< 5 occupied sites) before the disappearance. On land, D was high for insects (6.8%), particularly butterflies (23%), grasshoppers, shield bugs, scarabs, longhorn beetles and bumblebees (7.4-8.9%). Many of these insects require vascular plants as food sources in open habitats that have experienced reduced areas, high eutrophication and pesticide impact. D was low for ground beetles, weevils and moths (1.5-2.8%), almost of the same magnitude as fungi, mosses, vascular plants, spiders, birds and mammals (0.3-2.2%). Lichens had high D (7.6%), probably due to air pollution with sulphur dioxide and nitrogen. No RE species was found among the few species of amphibians and reptiles.

In freshwater, D was high for dragonflies and EPT-groups, i.e.

Ephemeroptera. Plecoptera and Trichoptera (6.2-6.9%), vascular plants and fish (4.9-5.4%). More than half of RE species inhabited middle-sized to large rivers, the rest large lakes and ponds. They disappeared for various reasons (e.g., drainage of lakes and ponds, stream regulation and pollution). No RE species were found among environmentally relatively tolerant groups (e.g., flatworms, leeches, snails, water bugs, and mosquitoes).

The rarity of RE species combined with specific requirements of habitats, food and nutrients as well as competition from other more tolerant species was probably responsible for their disappearance as the landscape changed. Farms went from being many and small, with large grazing animals and limited fertilization to fewer large, specialized farms with increased use of fertilizers and pesticides, cattle kept in stables and removal of hedges and semi-natural spots. Although cover of forests has increased, they are managed intensively using uniform cultures of trees, removal of dead wood, and ditching. Finally, cover of urban areas and infrastructure has increased extensively. Therefore, there is an urgent need for more protected nature and reduced agricultural impact from nutrients and pesticides in Denmark.

The extinction rate of vascular plants, butterflies, birds and mammals is 2-33 times higher in Denmark than in the rest Europe. This is expected as species that have disappeared from Denmark may still live and thrive beyond the Danish border. Freshwater snails are an exception (i.e., D = 1.4% in Europe, 0% in Denmark) mainly due to a high degree of endemism in southern Europe.

Keywords: Extinction rates, fungi, plants, animals, regional – global scale, freshwater – terrestrial habitats

¹ Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, C.F. Møllers Allé 4-8, DK-8000 Aarhus, E-mail: pwl@ecos.au.dk

² Biologisk Institut, København Universitet, Universitetsparken 4, 2100 København Ø, E-mail: ksandjensen@bio.ku.dk

kendte frøplanter uddøde (Thorne 2002, Humphreys et al. 2019), mens 0,3-1,5% af padder, krybdyr, fugle og pattedyr regnes for uddøde (Bishop et al. 2012, Szabo et al. 2012, Burgin et al. 2018, Cox et al. 2022). Det er beregnet, at frøplanter og hvirveldyr typisk uddøde globalt i et 100-200 gange højere tempo i 1900-tallet i forhold til baggrunden under rolige perioder i fortiden (fx Humphreys m.fl. 2019). Nordamerikanske og europæiske ferskvandsfisk uddøde endnu hurtigere (Freyhof & Brooks 2011, Burkhead 2012).

Med sådanne tempi vil 50% af arterne inden for de nævnte grupper, svarende til deres gennemsnitlige levetid, forsvinde på nogle hundrede eller tusinde år. Til sammenligning er pattedyrarters og invertebrat-arters gennemsnitlige eksistensperiode hhv. 1 og 11 mio. år i rolige perioder i fortiden (May m.fl. 1995), mens plantearternes gennemsnitlige eksistensperiode er omkring 5-10 mio. år (Humphreys m.fl. 2019).

Men hvor højt er tempoet i grunden for arters forsvinden fra Danmark gennem de seneste 60-300 år for de forskellige typer af organismer, og hvilke er de mest eller mindst udsatte? For at kunne besvare det spørgsmål, har vi set nærmere på tempoet for arters forsvinden fra Danmark centreret om de seneste 100 år, og sammenlignet med værdier for Europa og hele verden.

Tempoet for arters forsvinden (syn. regional uddøen) i Danmark er naturligvis ikke et mål for arters globale uddøen, da forsvundne arter fra Danmark forsats (og i langt de fleste tilfælde) vil eksistere uden for Danmarks grænser. En arts forsvinden fra Danmark vil kun indebære global uddøen, hvis arten kun findes hos os. Sådanne arter, der globalt kun findes i et meget begrænset geografisk område, kaldes endemer. Der findes kun få sådanne i Danmark, eksempelvis frøplanterne dansk rundbælg, nordisk øjentrøst og klit-øjentrøst (Landt m.fl. 2010). Men tempoet for arters forsvinden fra Danmark giver

imidlertid et klart billede af, hvilke grupper af arter, som enten er mest eller mindst truede herhjemme.

METODE OG MATERIALER

Vi benyttede data fra Den danske Rødliste, dels for grupper i 2019-udgaven (Moeslund m.fl. 2019), dels for nye grupper vurderet af førsteforfatteren (PWL) i 2023-udgaven (Moeslund m.fl. 2023). For enkelte arter konsulterede vi supplerende vurderinger fra 2010. Vi inddrog ikke data for andre nye grupper i Moeslund m.fl. (2023), fordi data for disse først var tilgængelige umiddelbart før publiceringen af denne artikel.

Vi udtrak data for arter med status RE (regionalt forsvundet). For hver af de pågældende arter er angivet året for seneste dokumenterede fund. Ligeledes er det angivet, hvilke fund der repræsenterer levedygtige populationer, og hvilke som blot er udtryk for indvandring, der ikke resulterer i sådanne. Derfra vurderede vi for hver art, hvornår arten sandsynligvis var forsvundet. I nogle tilfælde kunne det vurderes præcist med viden om den faktor, som var ansvarlig for artens uddøen. I resten af tilfældene fastsatte vi generelt tidspunktet for forsvinden til 20-30 år efter seneste fund, hvis dette repræsenterede en reproducerende bestand (sædvanligvis angivet under rødlistevurderingerne).

Der findes andre og tidligere udgaver af Den danske Rødliste, men vi valgte alene at fokusere på de nyeste (efter 2004), som bygger på et ensartet grundlag efter IUCN's retningslinjer, og senest ved brug af et "objektivt" elektronisk system, som sikrer mod menneskelige fejl i kategoriseringen i de forskellige statusgrupper. Ligeledes bygger vurderingerne på "hårde" data, og i mindre grad på "skøn". Og vigtigst, de nye vurderinger er foretaget på et langt mere omfattende og fyldestgørende datagrundlag end tidligere. Derved undgår vi alvorlige fejlslutninger om uddøen og genkomst (indvandring), som i Buchwald (2022), der anvendte samtlige danske

rødlistes siden 1980 til at fastlægge de to parametre.

For RE-arterne udtrak vi også data om (i) antallet af kendte forekomster (bestande) før deres forsvinden, (ii) habitatvalg og (iii) føde for dyrenes vedkommende. I mange tilfælde var der relativt præcise oplysninger, men for antallet af forekomster var der i flere tilfælde ingen tal, men tekstlige beskrivelser (fx "sjældne", "flere", "almindelig" og lign.). De sidste omsatte vi til talmæssige intervaller, hvorefter vi kategoriserede arternes forekomst på en simpel hyppighedsskala: 1 = 1 forekomst, 2 = 2-4 forekomster, 3 = 5-9 forekomster, 4 = 10-25 forekomster, og 5 = > 25 forekomster. For enkelte grupper var der ingen oplysninger om hverken forekomster eller føde (fx fugle). For karplanter var der næsten ingen oplysninger om habitat. Vi vurderede derfor karplanternes habitat fra andre troværdige kilder. Oplysningerne omsatte vi til i alt 21 habitatyper i ferskvand og på land (fx vandløb, skov, skovlysninger, græsland, hede, agerland, byer mv.). For hver art med habitatdata beregnede vi andelen af de angivne habitater, så summen af habitatandelen blev lig 1 (fx hvis en art både forekom i skov og græsland, var andelen i hver 0,5). Derefter beregnede vi for hver af de 21 habitatyper en samlet score for arterne.

Vi forsøgte endelig at udtrække data for arternes udbredelse for at fastslå, om de danske populationer befandt sig i udkanten af deres "globale" udbredelse. Eftersom sådanne data stort set ikke fandtes i rødlisten, anvendte vi i stedet data fra GBIF (Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/search?q=>). Dette var muligt for mere ca. 95% af arterne; for resten lykkedes ved søgning på internettet at finde alternative og troværdige kilder.

I alt anvendte vi data for regional uddøen for 20 artsgrupper, som langt overvejende er terrestriske (fx edderkopper, flere grupper af biller) eller udelukkende/størstedelen af deres liv forekommer på land (fx padder), samt 17 artsgrupper,

som udelukkende/størstedelen af deres liv lever i ferskvand (fx igler, slørvinger, guldsmede, klobiller). Selvom flere arter af stikmyg reelt lever længere på land end i vandhuller, er de som gruppe medtaget for ferskvand. Karplantearterne opdelte vi i de to kategorier, land- og vandlevende.

Ud over antallet af RE-arter (n) inden for hver taksonomisk gruppe, antallet af år siden den første art "forsvandt" (T), beregnede vi desuden det samlede antal observerede arter med reproducerende bestande (N) inden for hver gruppe; vi udelod arter klassificeret som NE (ikke vurderet – fx fordi de ikke er kendt fra Danmark) og NA (ikke relevant, omfatter fx indførte arter, arter under etablering, strejfende arter).

Herudfra beregnede vi tempoet for arternes forsvinden (D) i procent af det observerede antal arter per 100 år: $D \text{ i } \% \text{ per } 100 \text{ år} = n/N \cdot 100 \cdot 100/T = n \cdot 10.000/(N \cdot T)$.

Vi testede forskellen i forsvinden mellem artsgrupperne på land og i ferskvand ved hjælp af Mann-Whitney U-test, fordi data ikke var normalfordelte. Der kunne heller ikke opnås normalitet ved $\log_{10}(D+1)$ transformering af data. Test for forskel i hyppighed mellem artsgrupperne på land og i ferskvand blev ligeledes testet med Mann-Whitney U-test, efter at vi havde beregnet hhv. median og gennemsnit for hver gruppe. Vi anvendte signifikansniveau $P < 0,05$.

Videre testede vi for sammenhæng mellem hyppighed og forsvinden på gruppeniveau, efter først at have beregnet hyppighed som hhv. median og gennemsnit for hver gruppe. Vi anvendte Spearman Rank korrelation, r_s , og signifikansniveau $P < 0,05$.

Endelig testede vi på gruppeniveau for sammenhæng mellem hyppighed (median) og andel af arter, hvis populationer i Danmark befandt på grænsen for arternes "globale" udbredelse. Vi anvendte Spearman Rank korrelation, r_s , og signifikansniveau $P < 0,05$. Ligeledes på gruppeniveau testede

vi for forskel i andel af arter tilhørende hhv. leddyr og laver/svampe/mosser/karplanter, hvis populationer befandt på grænsen for arternes "globale" udbredelse. Vi anvendte Mann-Whitney U-test og signifikansniveau $P < 0,05$.

RESULTATER

Vi benyttede som nævnt data for i alt 37 rødlistevurderede større og mindre taksonomiske grupper. Der var nogenlunde lige mange grupper inden for det terrestriske (20) og ferske miljø (17). Til gengæld var artsantallet blandt de landlevende grupper samlet set 14 gange højere end for ferskvandsgrupperne (tabel 1).

Det er derfor ikke overraskende, at antallet af forsvundne arter også var markant større (20 gange) hos de landlevende grupper sammenlignet med ferskvandsarterne. Andelen af forsvundne arter i løbet af 100 år var også noget større på land (3,6%) end i ferskvand (2,7%). Forskellen (som median) var statistisk signifikant (Mann-Whitney U-test, $P = 0,009$).

Det skal dog fremhæves, at eftersom grupperne på land omfatter markant flere arter end grupperne i ferskvand, betyder det mere usikre beregninger for sidstnævnte. Således er der kun 5% af de landlevende grupper, hvor artsantallet er ≤ 10 , mens det er 41% for grupperne i ferskvand.

Tempoet for arters forsvinden var højt for de terrestriske insekter (i gennemsnit $D = 6,8\%/100 \text{ år}$). Det var især højt for dagsommerfugle (22,9%/100 år), men også højt blandt græshopper, bred- og randtæger, torbister, træbukke og humlebier (7,4-8,9%/100 år). Til gengæld var værdien lav (1,5-2,8%/100 år) hos løbebiller, snudebiller og natsommerfugle. Hos edderkopper var den endnu lavere (0,3%/100 år).

På land har mosser, karplanter og hvirveldyr oplevet nogenlunde samme tempo for arternes forsvinden (1,3-2,2%/100 år),

hvilket er markant lavere end for insekterne samlet set. Også svampene havde lave værdier (0,5%/100 år). Til gengæld havde laverne et tempo for forsvinden (7,6%/100 år) på linje med insekternes. Og endelig var der blandt padder og krybdyr ingen regionalt uddøde arter blandt Danmarks få arter.

I ferskvand, søer og vandløb, har en række relativt artsrige grupper, guldsmede og de såkaldte EPT-grupper (Ephemeroptera = døgnfluer, Plecoptera = slørvinger og Trichoptera = vårflyer), som er markante indikatorer for høj miljøkvalitet, oplevet et højt tempo af artsforsvinden (6,2-6,9%/100) helt på linje med gennemsnittet for de landlevende insekter. Også ferskvandsplanter og ferskvandsfisk har haft en relativt høj artsforsvinden (4,9-5,4%/100 år). Til gengæld forsvandt der ikke arter blandt en lang række grupper af hvirvelløse dyr (fladorme, igler, stormuslinger, snegle, vandtæger, klobiller, stikmyg, glansmyg og kvægmyg).

I det overordnede billede var "topscorerne" i artsforsvinden altså grupper som dagsommerfugle, græshopper, bred- og randtæger, torbister, humlebier og laver.

Arterne (70-80%) inden for de fleste grupper forekom med lav hyppighed før de forsvandt (kategori 1-2, svarende til under 5 kendte forekomster), hvad enten denne blev beregnet som median eller gennemsnit (tabel 1). Der var ingen statistisk signifikant sammenhæng mellem hyppighed (udtrykt som hhv. median og gennemsnit) og tempoet for arternes forsvinden ($r_s = 0,20$, $P = 0,36$).

Blandt grupperne med uddøde arter befandt 23% af disse populationer sig på grænsen for arternes "globale" udbredelse. I alt befandt 18% af arterne sig på deres nordgrænse. Hos gruppen af leddyr (edderkopper og insekter) var der en signifikant ($P = 0,047$) større andel af arter (median = 33%), som befandt sig på grænsen for deres "globale" udbredelse,

Tabel 1. Oversigt over regionalt forsvundne arter (RE) i Den danske Rødliste (2010/2019/2023), inden for en række grupper af organismer på land (grøn baggrund) og i ferskvand (blå baggrund). Der er angivet antal forsvundne arter i Danmark, perioden inden for hvilken de forsvandt, total antal arter i gruppen, forsvinden (D) i % over 100 år, samt hyppighed før forsvinden. ND – ingen data, # – ingen forsvundne arter.

List of regionally extinct species from the Danish Red List (2010/2019/2023), for a suite of organism groups on land (green background) and in freshwater (blue background). Given the number of extinct species, the period in which they disappeared, total number of species of the group, extinction (D) in % per 100 years, and abundance before extinction. ND – no data available, # – no extinct species.

Taksonomisk gruppe (<i>Taxonomic group</i>)	Antal forsvundne arter (n) <i>No. extinct species (n)</i>	Periode, år (T) <i>Period, years (T)</i>	Total antal arter (N) <i>Total no. species (N)</i>	D i % per 100 år <i>Extinction in % per 100 years</i>	Hyppighed før forsvinden (median/middel) <i>Occurrence before extinction, (median/mean)</i>
Laver (Lichenes)	128	170	992	7,6	1/1,5
Svampe (Fungi)	15	100	3091	0,5	1/1,5
Mosser (Bryophyta)	15	150	447	2,2	2/1,9
Karplanter (Tracheophyta)	27	150	1066	1,7	2/1,8
Edderkopper (Araneae)	2	120	538	0,3	1/1,0
Bred- og randtæger (Pentatomoidea)	4	60	75	8,9	3,5/3,0
Græshopper (Orthoptera)	2	70	32	8,9	4/4,0
Bladbiller (Chrysomelidae)	15	100	266	5,6	ND
Løbebiller (Carabidae)	10	200	315	1,6	1,5/1,9
Torbister (Scarabaeidae)	11	140	92	8,5	2/2,4
Træbukke (Cerambycidae)	6	110	74	7,4	1/1,0
Snudebiller (Curculionidae)	15	170	580	1,5	1/1,3
Natsommerfugle (Heterocera)	37	140	955	2,8	2/1,9
Dagsommerfugle (Rhopalocera)	12	70	75	22,9	3,5/3,3
Svirrefluer (Syrphidae)	10	150	289	2,3	1/1,5
Bier (Apiformes)	19	170	244	4,6	2/2,1
(Humlebier (Apidae)*)	4	170	29	8,1	
Krybdyr (Reptilia)	0	0	8	0	#
Padder (Amphibia)	0	0	15	0	#
Fugle (Aves)	11	200	280	2,0	ND
Pattedyr (Mammalia)	1	110	55	1,7	5/5,0
Karplanter (Tracheophyta)	1	15	123	5,4	1/1,0
Fladorme (Tricladida)	0	0	11	0	#
Igler (Hirudinea)	0	0	13	0	#
Tanglopper (Amphipoda)	1	60	5	33,3	1/1,0
Vandbænkebidere (Isopoda)	0	0	1	0	#
Krebs (Decapoda)	0	0	1	0	#
Stormuslinger ("large" Bivalvia)	0	0	7	0	#
Snegle (Gastropoda)	0	0	39	0	#
Døgnfluer, slørvinger, vårflyer (EPT: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)	10	68	239	6,2	1/1,5
Guldsmede (Odonata)	4	100	58	6,9	1,5/1,5
Vandtæger (Heteroptera)	0	0	60	0	#
Dovenfluer (Sialidae)	0	0	3	0	#
Klobiller (Elmidae)	0	0	6	0	#
Stikmyg (Culicidae)	0	0	35	0	#
Glansmyg (Ptychopteridae)	0	0	7	0	#
Kvægmyg (Simuliidae)	0	0	22	0	#
Fisk (Pisces)	1	60	35	4,8	1/1,0

*Humlebier er indregnet i gruppen af bier. *Apidae* are included among *Apiformes*.

end hos laver/svampe/mosser og karplanter (median =7%). Til gengæld var der på tværs af alle grupper ingen signifikant sammenhæng mellem hyppigheden for forsvinden og andelen af arter på grænsen for deres "globale" udbredelse ($r_s = 0,34$, $P = 0,17$).

Det var via rødlisten kun muligt at finde habitatdata for godt halvdelen af arterne. Artsgrupper uden angivelser var visse biller, natsommerfugle, svirrefluger og svampe. I ferskvand var 55% af forsvundne arter knyttet til strømmende vand (langt overvejende middelstore til store vandløb), resten af arterne var tilknyttet enten store søer eller mindre søer og vandhuller. På land var 60,5% af arterne knyttet til lysåbne habitater som græsland, agerland, enge, moser/kær, klitter m.fl., mens 36,5% hørte til i skov, skovlysninger og egekrat (figur 1). Endelig var 3% knyttet til byer (bl.a. haver, parker).

Det var ligeledes via rødlisten kun muligt at finde data om føde for 43% af dyrene. Føden var i alle tilfælde planter, enten som kilde til nektar og pollen for de voksne og deres opfodring af larverne, eller som direkte foder for larverne. Dagsommerfuglenes larver har endda specifikke værtsplanter.

DISKUSSION

Regional uddøen (Danmark)

Data til belysning af arters regionale uddøen i Danmark, synonymt med forsvinden, blev hentet fra Den danske Rødliste. Vurderingerne som grundlag for listen beror med en enkelt undtagelse på frivillig (dvs. uden forbindelse til en ansættelse) indsats af eksperter. Så selvom rødlisten bliver flittigt brugt af diverse myndigheder og er finansieret af Miljøministeriet, er ingen eksperter forpligtet til at revurdere allerede rødlistevurderede grupper eller vurdere ny grupper.

Rødlistevurderingerne er for de sjældne og truede arter helt afhængige af "hårde"

data; rene skøn kan kun anvendes for arter, som indiskutabelt er vidt udbredte og almindelige (kategorien LC). Via NOVA-NA, det nationale overvågningsprogram, indsamles der i vandløb relativt mange data for invertebrater, fisk og vandplanter. Noget lignende er tilfældet for større søer, mens der for visse terrestriske naturtyper i begrænset omfang indsamles plantedata, men ikke data for andre grupper. Så for flertallet af allerede rødlistevurderede artsgrupper beror tilgang af nye data alene på frivilliges indsats. Det betyder også, at det er usikkert, om det vil være muligt at udføre sammenlignelige vurderinger om fx 10 år, 20 år eller længere ud i fremtiden.

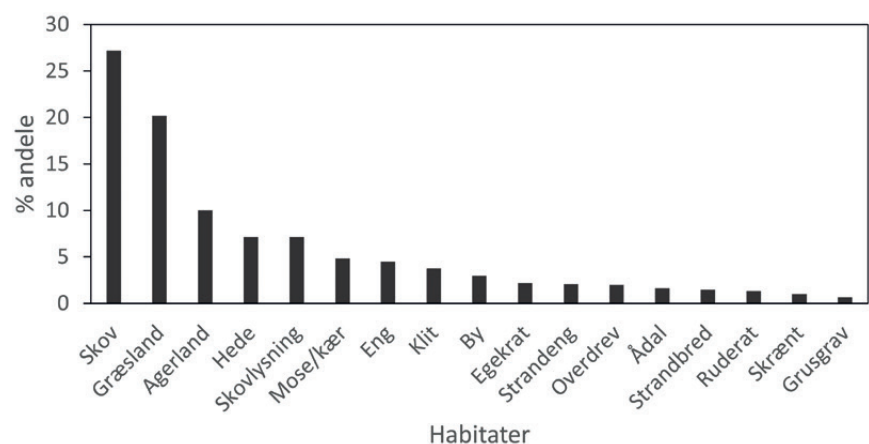
Trods de nævnte forudsætninger for rødlisten var det muligt at analysere udviklingen for et bredt udvalg af artsgrupper. Blandt dyrene var der dog kvantitativt kun tale om en lille del af den samlede danske artsrigdom. Der manglede således data for meget artsrige grupper som mider, små krebsdyr, mejere, biller, hvepse, og ikke mindst tovinger ("myg og fluer"). Vi vurderer imidlertid, at udvalget af tilgængelige

data trods alt er rimelig repræsentativt for Danmarks artsrigdom.

Helt overordnet udviste de landlevende artsgrupper et højere tempo af arters forsvinden og dermed nationale uddøen end artsgrupperne knyttet til ferskvand. Det skyldes bl.a., at 90% af de landlevende grupper indeholdt forsvundne arter, mens det kun var tilfældet for 30% af grupperne i ferskvand. Ser man alene på insektgrupper med forsvundne arter, var tempoet i de to miljøer i gennemsnit af samme størrelse (6-7%/100 år). Tempoet for arters forsvinden var væsentlig mindre for svampe, mosser og karplanter henregnet til landmiljøet, mens det for laver var marginalt højere end gennemsnitligt hos insekterne. Det er dog vigtigt at påpege, at værdierne for relativt artsfattige grupper kan være tilfældigt høje eller lave. Det mest oplagte eksempel er ferskvandstanglopper med kun fem arter, hvoraf *Monoporeia affinis* er forsvundet fra dens eneste kendte lokalitet i Furesøen.

Figur 1. Regionalt forsvundne (RE) terrestriske arters levesteder (angivet i %).

Figure 1. Habitats (in %) of regionally extinct (RE) terrestrial species. Explanation of Danish habitat terms: Skov – forest, græsland – grass land, Agerland – farmed land, Hede – heath, Skovlysning – clearing, Mose/kær – wetland, Eng – meadow, Klit – dune, By – city/built up area, Egekrat – oak-bark forest, Strandeng – salt-meadow, Overdrev – pasture, Ådal – river valley, Strandbred – beach, Ruderat – ruderal, Skrænt – slope, Grusgrav – gravel pit.



Såvel i ferskvand som på land var artsgruppernes regionalt uddøde arter som udgangspunkt meget sjældne, før de efterfølgende forsvandt; kun ganske få var relativt almindelige inden. Det er derfor forventeligt, at de havde stor risiko for at forsvinde pga. de store ændringer, der er sket mht. intensiv arealudnyttelse, landbrugsdrift, skovdyrkning og byudvikling (Levin & Normander 2008, Sand-Jensen & Schou 2019).

I ferskvand var tempoet for forsvinden især højt for artsgrupper (EPT-taxa og fisk) knyttet til vandløb, især de større (med en bredde over 10 m), og for guldsmede primært knyttet til næringsfattige, uforurenede småsøer og vandhuller. Store vandløb er få i Danmark, og seks EPT-arter er hver især alene kendt fra ét sådant vandløb. Deres forsvinden ved reguleringen af Gudenå (fx vårfluen *Micrasema setiferum*, figur 2) og nedre Skjern Å (figur 3) har derfor været uundgåelig. Forurening med spildevand eller dambrugsdrift har ligeledes elimineret

tre andre af arterne fra deres eneste kendte levested.

Blandt en lang række grupper af hvirvelløse dyr forekom ingen forsvundne arter i Danmark. Det kan have flere forklaringer. Fladorme, igler, snegle, vandtæger, stikmyg og glansmyg er generelt mere modstandsdygtige over for dårlige ilthold (en del tager fx luft fra vandoverfladen) end mange EPT-arter. Flere af dem er også gode til at spredes (via vandfugle; fx Figuerola & Green 2002, Green & Figuerola 2005), og kan let indvandre til nye egnede lokaliteter. Stikmyg og mange vandtæger spredes desuden ved egen drift (flyvning), ofte meget effektivt.

Populationerne af en relativt stor andel ($\frac{1}{4}$) af de forsvundne arter forekom på grænsen for deres globale udbredelse. Sådanne arter må formodes at være særligt følsomme over for ændringer i deres omgivelser (især klimatiske forhold, se fx Kosanic m.fl. 2018), og dermed være i særlig risiko for

at forsvinde. Dette kombineret med få populationer, dvs. hyppighed, før forsvinden vil forventeligt øge risikoen. Vores analyser kunne imidlertid ikke påvise en sådan sammenhæng.

Vi fandt en signifikant større andel af arter på grænsen af deres udbredelse hos leddyr end hos laver/svampe/mosser og karplanter. Dette skyldes muligvis forskelle i spredningsevne, som indebærer relativt større udbredelser hos sidstnævnte. Laver, svampe og mosser producerer små sporer, som let spredes med vinden, ligesom mange karplanter også benytter sig af vindspredning af deres frø. Modsat er spredning hos mange insekter mere begrænset trods deres evne til at flyve.

På land var tempoet for forsvinden især højt for arter (og grupper) tilknyttet lysåbne naturtyper, hvortil også en del lysåbne skove kan henregnes (figur 1). Det kan ikke overraske. Gennem 1900-tallet er der således sket omfattende ændringer i land-

Figur 2. Vårfluen *Micrasema setiferum* (tv.: larve – hoved, forkrop og forende af hus; th.: voksen) er kun kendt fra to danske vandløb, Gudenå og Funder Å. Her forsvandt arten for 80-100 år siden pga. anlæg af Vestbirk Kraftværk og etablering af stærkt forurenende dambrug. Larverne lever på mosdækkede sten i hurtig strøm. Fotos: Aki Rinne.

*The caddisfly *Micrasema setiferum* (Left: larva – head, thorax, and front of case; right: adult) was known only from two Danish streams, where it disappeared 80-100 years ago due to establishment of a small power plant and organic pollution from fishponds, respectively. Larvae inhabit moss-covered stones in fast current. Photos: Aki Rinne.*





Figur 3. Nedre del af Skjern Å var det eneste danske levested for to mikrovårfluer, *Oxyethira frici* og *O. tristella*. Ingen af dem er trods grundige eftersøgninger fundet siden reguleringen 1963-1969. Strækningen er sidenhen restaureret, men det har ikke bragt arterne tilbage. Foto: Annette Sode.

*The downstream part of the River Skjern was the only Danish habitat for two micro-caddisflies *Oxyethira frici* and *O. tristella* that disappeared due to regulation and channelization during 1963-1969. The reaches were later restored, but the species have not returned.*
Photo: Annette Sode.

bruget, fra en meget varieret ekstensiv drift fordelt på mange relativt små brug, og hvor enge, græsland og moser typisk blev afgræsset, frem mod store, effektivt og intensivt drevne, specialiserede brug i de seneste årtier (Miljøministeriet 2005, Vestergaard & Sand-Jensen 2007, Sand-Jensen & Schou 2019). Desuden er landbrugsarealerne nu overvejende drænede, stærkt gødskede, og der anvendes rutinemæssigt et meget stort antal og et bredt spektrum af pesticider (Hansen 2023). Brugen af husdyrgødning og pesticider påvirker ikke kun de egentlig dyrkede arealer, men også omgivende enge, moser/kær, heder, overdrev og skovnatur via atmosfærisk nedfald (Brühl m.fl. 2021, Ellermann m.fl. 2023). Samtidig udgør landbrugsdrift ca. 60% af arealudnyttelsen i Danmark. Dertil kommer, at husdyrene nu langt sjældnere kommer "på græs". Endelig er der fra midten af 1800-tallet foretaget en omfattende opdyrkning eller tilplantning af de førhen så udbredte jyske heder (Schmidt m.fl. 2007, Sand-Jensen & Schou 2019).

Tempoet for forsvinden af arter er også højt i dansk skovnatur (figur 1). Skovarealet er siden begyndelsen af 1800-tallet

(hvor det omfattede 4% af Danmarks areal) øget ved tilplantning, ofte med ikke-hjemmehørende arter (Miljøministeriet 2005, Møller m.fl. 2010). Desuden er de "nye" skove udgrøftet, er typisk blevet renafdrejet, ligesom dødt ved som levested for insekter og svampe kun i begrænset omfang har fået lov at ligge urørte tilbage (Møller m.fl. 2010).

På den baggrund er det forventeligt, at landlevende insekter med tilknytning til såvel lysåben natur og skovnatur, og samtidig afhængige af planter – i flere tilfælde ganske bestemte arter – er trængte og udviser et højt tempo af forsvinden i Danmark. Dagsommerfuglene er i den forbindelse særligt hårdt ramte. De forsvundne arter er (eller rettere var) således især knyttet til lysninger i gamle skove, egekrat, moser og kær. Lignende resultat ses i Storbritannien (Thomas m.fl. 2002). Vores analyse flugter i øvrigt med en meget grundig beskrivelse af danske insekters tilbagegang (Kjær m.fl. 2020).

Laverne udviser som nævnt et relativt højt tempo af forsvinden. De er typisk knyttet

til faste overflader som træers stammer og grene, men også sten/klipper og jord. De udnytter desuden vand og næringsstoffer fra luften. Det er velkendt, at nedfald af svovldioxid har truet mange arter for årtier siden (Søchting & Ramkær 1982). Men det høje nedfald af kvælstof er også en trussel for flere arter tilknyttet jordoverfladen, fordi der opstår øget konkurrence fra større og hurtigere voksende planter i sandklitter og på heder (Schmidt m.fl. 2007, Søchting 2017, Sand-Jensen & Schou 2022).

Vi har her præsenteret resultater for national uddøen af arter. Danmark er imidlertid ikke en "isoleret ø" hverken på europæisk plan eller globalt. Det betyder, at når arter forsvinder fra landet, forsvinder de ikke nødvendigvis uden for landets grænser, som jo ikke er økologisk definerede. Arterne uddør kun globalt for endemiske arter, dvs. arter, der "in casu" kun findes her i landet. Og det gælder kun en lille håndfuld arter (fx Landt et al 2010). Derfor har nationalt uddøde arter ofte mulighed for at indvandre igen, hvis levedemulighederne for dem forbedres, og hvis de selv genindvandrer eller genudsættes. Genindvandring

er imidlertid ikke nødvendigvis nogen enkel sag. Uddøde arter fra ferskvand (fx vårflyerne *Oxyethira frici*, *O. tristella* og *Micrasema setiferum*) skal kunne overvinde meget store afstande, og typisk over ugæstfri havområder. Og selvom guldsmede generelt er dygtige flyvere, skal andre "flyvedygtige" arter (fx døgnfluer, slørvinger og vårflyer) have gunstige vinde til at hjælpe med spredningen (Corkum 1987, Wiberg-Larsen & Nørum 2009). Dertil skal arterne være heldige, både med at ramme det rigtige levested og kunne præstere en æglægning, som ultimativt fører til udvikling af en bestand. Arter fra flere grupper på land har uden tvivl samme udfordringer. Der er i forbindelse med rødlistevurderingerne angivet adskillige "spontane" genindvandring, som ikke førte til nye bestande. Enkelte grupper, primært fugle, er særligt gode "spredere og indvandrere", rovfuglene især hjulpet af jagtfredninger. Kongeørn, havørn, skestork, skægmejse og sølvhejre er glimrende eksempler (Meltøfte m.fl. 2021).

Artsforsvinden i Europa og globalt

Det er oplagt at sammenligne størrelsesordenen af artsforsvinden i Danmark med tilsvarende i Europa (her defineret biogeografisk, se fx Neu m.fl. 2018) og endda Kloden som helhed. Forsvinden fra Europa er som udgangspunkt regional, ligesom i Danmark, blot på en større skala. For endemiske arter vil der dog også være tale om global uddøen. Desværre er det vanskeligt at finde brugbare – og sammenlignelige – tal for alle de grupper, som vi har behandlet for Danmark. De mest anvendelige data er samlet i Figur 4.

For karplanter, hvirveldyr og dagsommerfugle er tempoet for artsforsvinden i Danmark 2-33 gange højere (1,7-23%/100 år) end i Europa (0,1-2,5%/100 år). Dette er forventet, da arter, som er forsvundet fra Danmark, fortsat lever – og endda måske trives fint – andre steder i Europa.

Der er imidlertid en undtagelse, nemlig for ferskvandssnegle, hvor direkte artsforsvin-

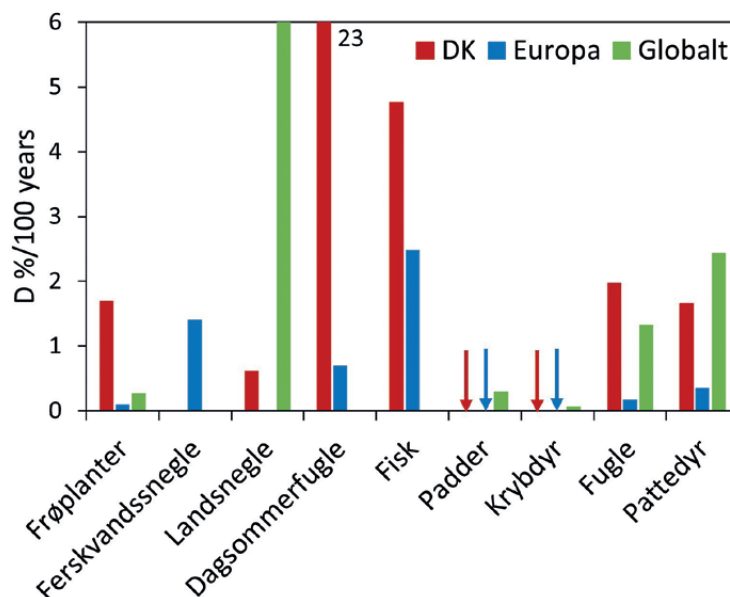
den i Europa, som i dette tilfælde endvidere gælder globalt, var 1,4%/100 år (IUCN 2023). Neubauer m.fl. (2021) har endvidere beregnet, at hastigheden af denne forsvinden overstiger masseuddøen under sen Kridttid. I Danmark er ingen arter inden for denne gruppe (med sikkerhed) forsvundet. En oplagt forklaring er, at gruppen med i alt 808 kendte europæiske arter har en usædvanlig stor andel af endemer (92%), som pga. det ret begrænsede areal, inden for hvilket de lever (Georgopoulou m.fl. 2016, Dmitrovic m.fl. 2023), er særligt sårbare. Imidlertid kan 3-4 arter, som i Den danske Rødliste 2023 vurderedes

som DD (dvs. med utilstrækkelige data), muligvis være forsvundet fra Danmark (Moeslund m.fl. 2023). Er det tilfældet, vil der være tale om artsforsvinden i Danmark på 11-15%/100 år, som er 10 gange højere end den europæiske.

Graden af endemisme (80%) er også stor hos europæiske ferskvandssnegle, ligesom det er tilfældet for gruppen i Nordamerika. I begge tilfælde medvirker det til et relativt højt og sammenligneligt tempo af forsvinden på hhv. 2,7 og 4,3%/100 år i Europa og Nordamerika (Freyhof & Brookes 2011, Burkhead 2012). Samtidig repræsente-

Figur 4. Forsvinden af arter fra forskellige grupper af organismer tilknyttet land eller ferskvand opgjort som procent af alle arter i pågældende gruppe i løbet af de seneste 100 år (D i %/100 år). For hver gruppe er angivet forsvinden fra Danmark (DK), og hvor muligt for Europa og globalt. Pile angiver nulværdier. Bemærk at søjlerne for landsnegle og dagsommerfugle går ud over skalaen, og de faktiske værdier er derfor angivet ved siden af søjlerne. Data fra/fra: Burkhead 2012, Cox m.fl. 2022, Cowie m.fl. 2017, Freyhof & Brookes 2011, Humphreys m.fl. 2019, IUCN, Luedtke m.fl. 2023, Régnier m.fl. 2015, Stuart m.fl. 2008, Temple & Terry 2007, Warren m.fl. 2021, Szabo m.fl. 2012.

Extinction rates (D) of species from different taxonomic groups, for each group calculated as % of all species per 100 years. For each group given values for Denmark (DK) and if possible, Europe and globally. Note that columns for land snails and butterflies exceed scale and actual values are given beside columns. Arrows indicate zero values. Legends: Frøplanter - seed plants, ferskvandssnegle - freshwater snails, landsnegle - terrestrial snails, dagsommerfugle - butterflies, fisk - fish, krybdyr - reptiles, fugle - birds, pattedyr - mammals.



rer værdierne global forsvinden, fordi arterne ikke lever andre steder i verden. De endemiske ferskvandsfisk i Europa er især knyttet til et bælte, som strækker sig fra Spanien over Tyrkiet til Kaukasus. De er især truede af global opvarmning og udtørring af deres vigtigste levesteder, nemlig isolerede vandløb. De nordamerikanske ferskvandsfisk er forsvundet af de samme grunde og især er isolerede, endemiske bestande forsvundet fra højt beliggende søer og de øvre grene af vandløb, som er blevet udtørret i varme, sydlige områder pga. vandindtag til landbrug eller vandløbene er blevet kanaliserede og forurenede pga. intensivt landbrug (Burkhead 2012). Selv om flest nordamerikanske ferskvandsfisk er forsvundet i Mexico, er andre uddøde i USA og Canada. Kommercielt vigtige arter er endog forsvundet pga. intensivt fiskeri i de store søer på grænsen mellem USA og Canada.

Tempoet for den globale forsvinden over de seneste 100 år for karplanter (0,26%/100 år), padder, krybdyr, fugle og pattedyr (0,06-2,43%/100 år) er højere (op til 8 gange) end tempoet for arternes forsvinden fra Europa. De højere globale tal skyldes bl.a., at der i den globale opgørelse indgår en del arter fra oceaniske øer med mange endemiske arter, som først for nylig har oplevet voldsom indflydelse fra mennesker med udstrakt artsforsvinden til følge (Régnier m.fl. 2015, Humphreys m.fl. 2019). Lignende omfattende forsvinden af endemiske landsnegle fra oceaniske øer er ligeledes angivet af Cowie m.fl. (2017).

Europa har i tidligere årtusinder været udsat for stor human påvirkning næsten overalt. Det kan allerede for 12.000 – 15.000 år siden have bidraget til forsvinden af de mest følsomme store jagtbare pattedyrarter som uldhåret næsehorn (*Coelodonta antiquitatis*), mammut (*Mammuthus primigenius*), steppebison (*Bison priscus*) og kæmpebjort (*Megaloceros giganteus*) (Aaris-Sørensen 1998). For 2000 år siden blev den sidste europæiske løve (*Panthera leo europaea*) udryddet på Balkan og i 1627

blev den sidste urokse (*Bos primigenius*) skudt i Polen. Blandt fuglene blev den meget store alkefugl, gejrfuglen (*Pinguinus impennis*), udryddet ved Island i 1844. Denne tidligere og omfattende artsforsvinden betød, at mere robuste, og overvejende mindre arter med mindre risiko for forsvinden blev tilbage.

Den sjette masseuddøen

Det er oplagt at spørge, om vi netop nu oplever den sjette masseuddøen. Undersøgelser af fossiler og avancerede beregninger viser, at karplanter i rolige perioder mellem de tidligere tilfælde af masseuddøen forsvandt med en hastighed på 0,001-0,002%/100 år (May m.fl. 1995, Ceballos m.fl. 2015, Humphreys m.fl. 2019). For fugle og pattedyr er de tilsvarende værdier 10 gange højere. Så samlet set er de tre organismegrupper i nutiden forsvundet med en hastighed, der er omkring 100 gange højere end fortidens ”baggrundsuddøen”. For europæiske ferskvandssnegle er beregnet endnu højere hastighed, 10.000 gange, af forsvinden i løbet af 1900-tallet i forhold til ”baggrundsuddøen” (Ceballos m.fl. 2021).

Plantearter eksisterer gennemgående ti gange længere end dyrearter, og de forsvinder også i mindre grad under katastrofer. Planternes større robusthed skyldes, at de har overlevelseshastigheder i form af frø og sporer, stængler og knolde i jorden, eller forvedede stammer. De kan endvidere formere sig vegetativt eller uden fremmedbestøvning. Og de kan ændre sig og blive mere robuste ved kromosomfordobling. Dobbelt så mange gener øger tilpasnings-ejnen til klimaændringer og mindsker risikoen for, at et vigtigt gen tilfældigvis helt forsvinder med tiden. De fleste hvirveldyr mangler robuste overlevelseshastigheder og må opretholde kønnet formering med samme antal kromosomer. Alligevel er der sket markante skift i vegetationen, fx fra dominans af nåletræer (dækfrøede) til blomsterplanter i troperne efter Kridttiden (Condamine m.fl. 2020).

Træer og vedplanter er forsvundet i højere tempo end urter i de seneste århundreder (McDowell & Allen 2015). Urterne overlever sandsynligvis bedre, fordi de gennemgående har bestande med mange flere individer og en kort livscyklus, som muliggør bedre tilpasning til et miljø under forandring.

Den nuværende forsvinden af arter er alvorlig, men vi er endnu ikke der, hvor man reelt kan tale om masseuddøen. Denne defineres nemlig typisk som et artstab på 75%. Vores egne modelberegninger viser, at med det nuværende tempo af artsartsforsvinden vil masseuddøen først nås om i størrelsesordenen 5.000-15.000 år (Sand-Jensen & Wiberg-Larsen 2023). Det lyder ikke umiddelbart alvorligt. Imidlertid er det i starten af processen, at de sjældne arter forsvinder. I Danmark er det arter, som kan være svære at få tilbage, selvom vi forbedrer deres levevilkår. Og globalt er de sjældne arter naturligvis borte for altid.

Fokus i vores artikel er skæbnen for regionalt og globalt forsvundne arter. Det er imidlertid ikke nødvendigvis repræsentativt for nutidens ændringer i artsrigdom og dermed biodiversitet generelt. Arter kan udmærket have fremgang i udbredelse og hyppighed, mens andre oplever tilbagegang. Der kan også ske betydelig indvandring af ny arter. For eksempel lever der nu fast flere frøplanter og fugle i Danmark end for 100 år siden (Finderup Nielsen m.fl. 2019, Meltofte m.fl. 2019). Nogle af de nye plantearter er endda tilpasningsdygtige og har fremgang på bekostning af hjemmehørende arter, der stiller større krav til deres voksesteder. Det er også karakteristisk, at de nyligt indvandrede arter er mere tålsomme for næringsrige forhold, mens nøjsomme, hjemmehørende danske arter forsvinder (Finderup Nielsen m.fl. 2019, Sand-Jensen & Schou 2022).

Hvad med fremtiden?

Mennesket har udløst begyndelsen til en masseuddøen af arter. De viste beregninger støtter denne vurdering, idet det

dokumenterede antal forsvundne arter i nutiden langt fra har nået et omfang på 75% (der som nævnt er definitionen på masseuddøen). Men læg til, at langt de fleste arter falder i hyppighed og udbredelse, så de på rødlistes fra kategorierne næsten truede og sårbare forskydes mod de mest truede kategorier: truede, kritisk truede og ultimativt globalt uddøde. Endvidere indskrænkes naturarealet mere og mere, og meget få procent af landjorden og havet er upåvirkede af mennesker. Mange studier dokumenterer, at fortsat indskrænkning af naturareal endegyldigt vil reducere artstallet meget voldsomt. Der er ”røde tal på bundlinjen”.

Langt de fleste insektarter lever i tropiske skove, og mange af dem risikerer at forsvinde og ende i de ukendtes grav, når primær tropeskov fældes og omdannes til sekundær ny trævækst og skovrester, eller bliver til plantager og marker (Alroy 2017, Giam 2017). Med stigende global opvarmning risikerer træerne endog at visne, så der opstår savanne. Hvis indskrænkningen af uforstyrret primær skov fortsætter med uændret hastighed, vil den omdannes til sekundær skov eller skovrester i løbet af de kommende 225 år (Giam 2017).

Med industrilandbrugets stadigt mere intensive drift i form af kæmpemarker, fjernelse af levende hegn og smådamme, intensiv brug af gødning og kemiske giftstoffer (pesticider) er der sket en sterilisering af det åbne land for planter, insekter og insektspisende småfugle. I det intensive dyrkede England gik bladlus, sommerfugle og natssværmere markant tilbage, mens ændringerne var ubetydelige i det mindre påvirkede Skotland (Brereton m.fl. 2011, Bell m.fl. 2020). En tysk undersøgelse påviste over 24 år et 75% fald i biomasse af flyvende insekter i fælder anbragt i 63 naturreservater (Hallmann m.fl. 2017). En nærliggende forklaring er, at næringsstoffer spredes til reservaterne sammen med pesticider. Der er således påvist betydelige koncentrationer af pesticider i naturreservater og i flyvende insekter i disse (Brühl

m.fl. 2021). Imidlertid re-analyserede Müller m.fl. (2023) data i Hallmann m.fl. (2017) og påviste, at insektbiomassen overvejende blev drevet af komplekse vejrforhold. Müller m.fl. (2023) påpeger imidlertid også, at negative virkninger af klimaforandringer vil slå kraftigere igennem i troperne end i den tempererede zone, samt at nye kombinationer af ugunstige vejrforhold vil true insektpopulationer i fremtiden. Uanset klimaets betydning tegner der sig det samme billede overalt i lande med intensivt landbrug (fx Nilsson m.fl. 2013, Warren m.fl. 2021): Indskrænkning af levesteder, færre blomster som foder- og nektarkilde samt pesticidpåvirkning, der direkte eller indirekte udrydder insekterne.

Hvad kan vi gøre herhjemme? Jo vi kan tilbyde arterne bedre muligheder ved at give mere plads til natur ved at nedlægge dyrkede arealer og reducere den betydelige tilførsel af næringsstoffer og pesticider fra landbruget, en tilførsel som har indflydelse overalt. Ligeledes kan vi i de mest værdifulde skove tilbyde bedre levesteder ved at stoppe den hidtidige drift med bl.a. udgrøftning og fjernelse af dødt ved. Effektive initiativer forudsætter naturligvis vilje og vedholdenhed fra politisk hold. Virksomheder og private haveejere kan hjælpe lidt til ved at nedlægge artsfattige græs- og flisearealer til fordel for nye og mere artsrige levesteder. Enkelte private fonde hjælper allerede naturen på vej via opkøb af arealer til naturformål.

Med det fremtidige varmere klima i Danmark, bør vi således kunne tilbyde plads og overlevelse til en del af de arter, som er truet af klimaforandringerne i Middelhavslandene (Guiot & Cramer 2016). Det vil gavne nogle arter, men de mange endemiske arter i det sydlige Europa har næppe en chance for selv at etablere sig nordpå (fx Wiberg-Larsen 2008). Alene deres spredningsevne og –muligheder er nemlig begrænsede. Det er netop baggrunden for, at de er endemer; i mange tilfælde knyttet til en bestemt dal i bjergrige områder (Neu

m.fl. 2018). De kan meget vel forsvinde for altid i løbet af få årtier.

TAK

Denne artikel kunne ikke være skrevet uden den uvurderlige indsats fra de mange frivillige, som har bidraget til de nationale rødlistevurderinger. Tak til Aki Rinne, Annette Sode og Jens Christian Schou for lån af fotos. Også tak for forslag til væsentlige forbedringer af manuskriptet fra to fagfællebedømmere og redaktionen.

CITERET LITTERATUR

- Alroy J (2017) Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. PNAS 114:6056-6061. <https://doi.org/10.1073/pnas.1611855114>.
- Bell JR, Blumgart D, Shortall CR (2020) Are insects declining and at what rate? An analysis of standardized, systematic catches of aphid and moth abundances across Great Britain. Insect Conservation and Diversity 13:115-126. <https://doi.org/10.1111/icad.12412>.
- Bishop PJ, Angulo A, Lewis JP, Moore RD, Rabb GB & Garcia Moreno J (2012) The amphibian extinction crisis—what will it take to put the action into the Amphibian Conservation Action Plan? SAPIENS 5.2. <http://sapiens.revues.org/1406>
- Brereton T, Roy DB, Middlebrook I, Botham M & Warren M (2011) The development of butterfly indicators in the United Kingdom and assessments in 2010. Journal of Insect Conservation 15: 139–151. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9333-z>
- Brühl CA, Kahanov N, Köthe S, Eichler L, Sorg M, Hörren T, Mühlethaler R, Meinel G & Lehmann GUC (2021) Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. Scientific Reports 11: 24144.
- Buchwald, E (2022) Genopstandelse fra de døde – hvad skal der til? Flora og Fauna 127: 37-56.
- Burgin CJ, Colella JP, Kahn PL & Upham NS (2018) How many species of mam-

- mals are there? *Journal of Mammalogy* 99: 1–14. DOI:10.1093/jmammal/gyx147
- Burkhead NM (2012) Extinction rates in North American freshwater fishes, 1900–2010. *BioScience* 62: 798–808. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.9.5>.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1(5): e1400253.
- Condamine FL, Silvestro D, Koppelhus EB & Antonelli A (2020) The rise of angiosperms pushed conifers to decline during global cooling. *PNAS* 117:28867–28875. <https://doi.org/10.1073/pnas.2005571117>.
- Corkum LD (1987) Patterns in mayfly (Ephemeroptera) wing length: adaptation to dispersal? *Canadian Entomologist* 119: 783–790.
- Cowie RH, Régnier C, Fontaine B & Bouchet P (2017) Measuring the Sixth Extinction: what do mollusks tell us? *The Nautilus* 131: 3–41.
- Cowie RH, Bouchet P & Fontaine B (2022) The sixth mass extinction: fact, fiction or speculation. *Biological Reviews* 97: 640–663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>.
- Cox N, Young BE, Bowles P, Fernandez M m.fl. (2022) A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature* 605: 285–290.
- Dmitrović D, Savić A, Šukalo G & Pešić V (2023) An Updated Checklist of Freshwater Gastropods (Mollusca: Gastropoda) of Bosnia and Herzegovina, with Emphasis on Crenobiotic Species. *Diversity* 15, 357. <https://doi.org/10.3390/d15030357>
- Ellermann T, Bossi R, Sørensen MOB, Christensen J, Lansø AS, Geels C & Poulsen MB (2023) Atmosfærisk deposition 2021, NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 525. <http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>
- Figuerola J & Green AJ (2002) Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483–494.
- Finderup Nielsen T, Sand-Jensen K, Dornelas M, & Bruun HH (2019). More is less: Net gain in species richness, but biotic homogenization over 140 years. *Ecology Letters* 22: 1650– 1657.
- Freyhof J and Brooks E (2011) *European Red List of Freshwater Fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Georgopoulou E, Neubauer TA, Strona G, Kroh A, Mandic O & Harzhauser M (2016) Beginning of a new age: How did freshwater gastropods respond to the Quaternary climate change in Europe? *Quaternary Science Reviews* 149: 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.07.034>.
- Giam X (2017) Global biodiversity loss from tropical deforestation. *PNAS* 114: 5775–5777. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706264114>.
- Green AJ & Figuerola J (2005) Recent advances in the study of longdistance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions* 11: 149–156.
- Guiot J & Cramer W (2016) Climate change: The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science* 354: 465–468.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hörren T, Goulson D & de Kroon H (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Hansen K (2023) Se her, hvad landbrugets virksomheder sprøjter med. <https://gylle.dk/se-her-hvad-landbrugets-virksomheder-sproejter-med/>
- Humphreys AM, Govaerts R, Ficinski SZ, Lughadna EN & Vorontsova MS (2019) Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nature Ecology and Evolution* 3: 1043–1047. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0906-2>.
- IUCN (2023) The IUCN Red List Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org>.
- Kjær C, Ehlers B, Bruus M, Hansen MDD, Hansen RR, Holmstrup M, Høye TT, Jensen J, Offenberger J, Strandberg B, Strandberg M & Wiberg-Larsen P (2020) Insekters tilbagegang. Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres? Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi Videnskabelig rapport nr. 388. <http://dce2.au.dk/pub/SR388.pdf>
- Kosanic A, Anderson K, Harrison S, Turkington T & Bennie J (2018) Changes in the geographical distribution of plant species and climatic variables on the West Cornwall peninsula (Southwest UK). *PLoS One* 13(2): e0191021. doi: 10.1371/journal.pone.0191021.
- Landt, M, Larsen SN & Goldberg I (2010) Hvordan går det med Danmarks vilde planter? – I: Meltofte (red.) Danmarks natur 2010 - om tabet af biologisk mangfoldighed, Danmarks Naturfredningsforening: 62–68.
- Levin G & Normander B (2008) Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Faglig rapport fra DMU nr. 682. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 46 s.
- Luedtke JA, Chanson J, Neam K, Hobin L, Maciel AO (2023) Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature* 622: 308–314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>.
- May RM, Lawton JH & Stork NE (1995) Assessing extinction rates. - I: Lawton JH & May RM (red.). *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford: 13–14.
- McDowell NG & Allen CD (2015) Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature Climate Change* 5: 669–672.
- Meltofte H, Dinesen L, Boertmann D & Hald-Mortensen P (2021) Danmarks fugle gennem to århundreder. *Biofolia*, 184 s.

- Miljøministeriet (2005) Natur og Miljø 2004 - Danmarks Natur. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-725-8/pdf/87-7614-726-6.pdf>
- Moeslund JE, Nygaard B, Ejrnæs R, Bell N, Bruun LD, Bygebjerg R, Carl H, Damgaard J, Dylmer E, Elmeros M, Flensted K, Fog K, Goldberg I, Gøngø H, Helsing F, Holmen M, Jørum P, Lissner J, Læssøe T, Madsen HB, Misser J, Møller PR, Nielsen OF, Olsen K, Sterup J, Søchting U, Wiberg-Larsen P & Wind P (2019) Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk.
- Moeslund JE, Nygaard B, Ejrnæs R, Alstrup V, Baagøe HJ, Bell N, Bruun LD, Bygebjerg R, Carl H, Christensen M, Damgaard J, Dylmer E, Elmeros M, Flensted K, Fog K, Goldberg I, Gøngø H, Heilmann-Clausen J, Helsing F, Holm MF, Holmen M, Jørgensen GP, Jørum P, Karsholt O, Larsen MN, Lissner J, Læssøe T, Madsen HB, Martin O, Misser J, Møller PR, Nielsen OF, Olsen K, Sterup J, Schmidt HT, Søchting U, Teilmann J, Thomsen PF, Tolsgaard S, Vedel-Smith C, Vesterholt J, Wiberg-Larsen P og Wind P (2023) Den Danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk.
- Müller J, Hothorn T, Tuan Y, Siebold S, Mitesser O, Rothacher J, Freund J, Wild C, Wolz M & Menzel A (2023) Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*, sept. 2023. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06402-z>
- Møller PF, Emborg J, Kristensen KH, Larsen JB, Buttenschøn RM & Staun H (2010) Driftsbetingede skovtyper. I: Møller PF & Sand-Jensen (red.) *Naturen i Danmark*. Gyldendal: 311-334.
- Neu PJ, Malicky H, Graf W & Schmidt-Kloiber A (2018) *Distribution Atlas of European Trichoptera*. Die Tierwelt Deutschlands, Teil 84, Harkenheim, ConchBooks, 891 pp.
- Neubauer TA, Hauffe T, Silvestro D, Schauer J, Kadolsky D, Wesselingh FP, Harzhauser M & Wilke T (2021) Current extinction rate in European freshwater gastropods greatly exceeds that of the late Cretaceous mass extinction. *Communications Earth & Environment* 2, 97. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00167-x>.
- Nilsson SG, Franzen M & Pettersson LB (2013) Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden. *Nature Conservation* 6:31–48. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.6.5205>.
- Régner C, Achaz G, Lambert A, Cowie RH, Bouchet P & Fontaine B (2015) Mass extinction in poorly known taxa. *PNAS* 112: 7761-7166. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502350112>.
- Sand-Jensen K & Schou JC (2019) Så forandret. Danmarks natur gennem 200 år. BFN's Forlag, 273 s.
- Sand-Jensen K & Schou JC (2022) *Danmarks Biodiversitet – før, nu og i morgen*. Gads Forlag, 239 s.
- Sand-Jensen K & Wiberg-Larsen P (2023) Oplever vi en menneskeskabt sjette masseuddød? *Aktuel Naturvidenskab* 6: 669-672.
- Schmidt IK, Nielsen BO & Tiis-Nielsen T (2007) *Lynghederne*. I: Vestergaard P & Sand-Jensen K (red.) *Naturen i Danmark*. Det åbne land. Gyldendal: 213-246.
- Senel CB, Kaskes P, Temel O, Vellekoop J, Goderis S, DePalma R, Prins MA, Claeys P & Karatekin Ö (2023) Chicxulub impact winter sustained by fine silicate dust. *Nature Geoscience* 16: 1033–1040. <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01290-4>
- Stuart SN, Hoffmann M, Chanson JS, Cox NA, Berridge RJ, Ramani P & Young BE (2008) *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Editions, Barcelona, Spain; IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.
- Szabo JK, Khwaja N, Garnett ST, Butchart SHM (2012) *Global Patterns and Drivers of Avian Extinctions at the Species and Subspecies Level*. PLoS ONE 7(10): e47080. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047080>.
- Søchting U (2017). *Lav i Klit og Hede*, BFNs forlag.
- Søchting U & Ramkær K (1982) The epiphytic lichen zones in rural Denmark and Schleswig-Holstein. *Nordic Journal of Botany* 2: 171-181. <https://doi.org/10.1111/1756-1081.1982.tb01178.x>
- Temple HJ & Terry A (2007) *The Status and Distribution of European Mammals*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. viii + 48pp.
- Thomas JA, Telfer MG, Roy DB, Preston CD, Greenwood JJ, Asher J, Fox R, Clarke RT & Lawton JH (2002) Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303 (5665):1879-81. <https://doi.org/10.1126/science.1095046>. PMID: 15031508.
- Thorne RF (2002) How many species of seed plants are there? *Taxon* 51: 511-512.
- Vestergaard P & Sand-Jensen K (red.) (2007) *Det åbne land*, bind 2. *Naturen i Danmark*. Gyldendal.
- Warren MS, Maes D, van Swaay CAM, Goffart P, Van Dyck H, Bourn NAD, Wynhoff I, Hoare D & Ellis S (2021) The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *PNAS* 2021 Vol. 118 No. 2 e2002551117.
- Wiberg-Larsen P (2008) Overall distributional patterns of European Trichoptera. I: Meyer M & Neu P (red.) *Proceedings of the first conference on faunistics and zoogeography of European Trichoptera*. Ferrantia 55, Luxembourg: 143-154.
- Wiberg-Larsen P & Nørum U (2009) Effekter af pyrethroidet lambda-cyhalothrin på biologisk struktur, funktion og rekolonisering i vandløb. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 126, 165 s.
- Aaris-Sørensen K (1998) *Danmarks forhistoriske dyreverden*. Gyldendal, 232 s.

Boganmeldelser: Årstiderne · Havørn

Jens Gregersen: Årstiderne
220 sider. Gads forlag. Forlagets pris: 299,95 kr. ISBN: 978-87-07057-3

Jens Gregersen: Havørn
192 sider. Gads forlag. Forlagets pris: 249,95 kr. ISBN 978-87-07476-2

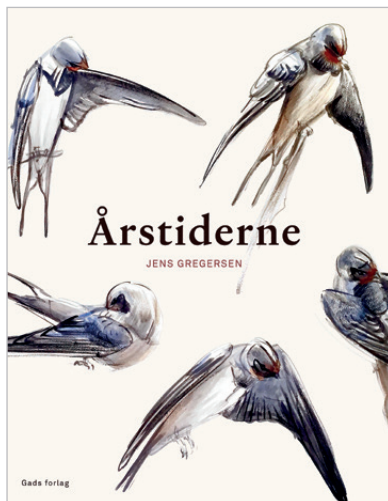
Af Thomas Secher Jensen

Den kendte og højt skattede fugleillustrator Jens Gregersen har indtaget en mindre benyttet niche som både illustratør og forfatter. I de senere år er der kommet en række bøger fra ham, fx "Den jyske hede – I urfuglenes tid" og "Det store Vadehav", og de to bøger "Årstiderne" og "Havørn" er de seneste i rækken. Begge bøger rummer mindre essays i kombination med et væld af illustrationer – Gregersen fans kan svælge i gode sager.

Bogen Årstiderne er opbygget kronologisk med et kapitel for hver af årets måneder. Under hver måned er der en række mindre, tematiske afsnit. I januar fx "Efter stormen", "Fuldmåneskyggerne", "Vinterglemsel", "Aros", "Under bondehavens æbletræer" og "De mest nuttede". Hvert afsnit er illustreret, som regel både af små tegninger i margenen og store, halveller helsiders opslag. Afsnittene er stramt koreograferet og fylder præcis to sider på et opslag.

Som ovennævnte titler antyder, spænder de korte essays vidt. Nogle er rent naturhistoriske beskrivelser af enkeltarter, som sjægere og silkehaler, der mæsker sig i nedfaldne æbler. Den mest nuttede viser sig at være den lille skallesluger, som Gregersen har set ved Norsminde Fjord i det Østjylland, han kender bedst. Beskrivelserne vidner om indgående kendskab til arter, både teoretisk men især selvelevet. Da bogen handler om årstiderne, er der i mange afsnit små tilføjelser af vejrets indflydelse, hvad enten det er frosten og de tilisede fjorde eller en varm marts, som fik hvidtjørnen til at springe ud.

Udover de rent naturhistoriske afsnit er der mange kulturhistoriske afsnit, herunder landskabsbeskrivelser af forskelligheder som rapsmarker og fjordkyster, sidstnævnte med jagtthytter, kassevogne og kalkunflokkene på Hirsholmene. Ligeledes associationer til andre forfattere og guldalderens malere. Gregersen har blik for det hele, fra det mindste til det største.



Bogen ville ikke være en Gregersen, hvis der ikke var indspark til dagens debatter om biodiversitet, naturfredning og naturforvaltning. Det fylder ikke meget i denne bog, men det ligger tydeligt underneden alle oplevelserne.

Personligt havde jeg stor fornøjelse af at læse et afsnit ad gangen som godnatlæsning. Ikke fordi jeg faldt i søvn ved læsningen, men omfang og indhold passede smukt til en afslutning på dagen.

Bogen "Havørn" er et personligt respons på noget, som vi i Gregersens generation fandt umuligt at forestille os: de store rovfugles genkomst som ynglefugle i Danmark. Efter at have været jaget og forfulgt til udryddelse i århundreder kom kongeørn, rød glente og havørn tilbage. Man kunne tilføje det samme for et par pattedyrarter, odder og ulv.

Indholdet i bogen har hovedoverskrifterne: "Ørne-parret", "De andre rovfugle" og "Årene med ørnene", og herunder er der en sværm af mindre fortællinger. Det personlige fremkommer ved Gregersens naboskab til et ørnepar på øen Vørsø i Horsens fjord, et naboskab så tæt, at han fra en bygning har kunnet se ned i reden. Han har fulgt dem fra reden blev etableret i 2011, og han har kunnet følge deres liv i nu mere end ti år. Iagttagelserne herfra dan-



ner grundstammen i bogen. Det fremgår tydeligt, at forfatteren har en dyb respekt for disse fugle, deres elegance og blødheden i deres bevægelser.

I forhold til bogen Årstiderne er der meget mindre tekst og mange flere illustrationer. Disse er ofte helsides eller to-siders akvareller, som man kunne være fristet til at rive ud af bogen og sætte op på væggen. Men udover disse er der et væld af tegninger, både sort/hvid og farve. Specielt fascinerende er tegninger fra en serie direkte observationer af en gråkrages drab på den første ørneunge. Det må ikke have været nemt at have været tilskuer til dette drama, men rækken af tegninger er en forbløffende dokumentation.

Bogen har et midterafsnit med en lang række tegninger af de andre rovfugle, som har besøgt Vørsø: fiskeørn, lille skrigeørn, musvåge, kongeørn, hvepsevåge, rød glente, rørhøg, spurvehøg. Sort stork er også omtalt. Tegningerne er bærende for teksten er minimal, men generelt skriver Gregersen flydende uden at forfalde til leksikale nemheder.

Begge bøger kan varmt anbefales, ikke blot som godnatlæsning, men også i andre stunder, hvor der er tid til en coffee-table bog.

Bog anmeldelse: Odderen – en succeshistorie i dansk naturforvaltning

Aksel Bo Madsen: *Odderen – en succeshistorie i dansk naturforvaltning*. 80 sider. Naturforlaget, Egå med støtte fra Aage V. Jensens Fond. Vejledende udsalgspris: 199 kr. ISBN 978-87-996013-3-2

Af *Thomas Bjørneboe Berg*

Ph.d. Seniorforsker ved Naturama, ekstern lektor ved Syddansk Universitet og formand for Dansk Pattedyrforening

I disse tider med klima- og biodiversitetskriser er det opløftende at læse om en succeshistorie fra den hjemlige natur. Odderen er en af vores hjemlige arter, der har været i landet i mere end 9.000 år, og som for 60 år siden var blevet meget fåtallig, listet som truet og med meget pessimistiske fremtidsudsigter i Danmark. Hvad det politiske apparat ikke magtede, tog Dyrenes Beskyttelse og WWF Verdensnaturfonden hånd om, og iværksatte en redningsplan i 1984, der nu små 40 år senere har bragt den danske odderbestand tilbage på ret kurs. Biologen Aksel Bo Madsens bog er hjerteblod og bygger på en af grundpillerne i forfatterens faglige karriere. Bogen rummer derfor også en grundig beskrivelse og gennemgang af alt lige fra odderens fascinerende biologi til den grundlæggende forskning og forståelse for odderens liv, der er afgørende for de efterfølgende mange tiltag, der skulle til, for at redde et af vores største rovdyr.

Bogen starter med en spændende og velskrevet tekst om odderens liv, tilpasninger og krav til levested. Som mange andre pattedyr kan den være svær at få at se, ikke mindst fordi den er skumringsaktiv og sky og kræver vandløb af passende størrelse med adgang til føde. Grundet sidstnævnte er der også grænser for, hvor mange oddere et område kan oppebære. Denne udfordring hjælper biologen også med at overkomme, idet der er et væld af gode hints til, hvor man kan finde spor fra odderen, hvis nu man ikke ligefrem får den i kikkerten.

Forskningsbaseret forvaltning er altafgørende for, at en redningsplan kan lykkes, og man kan derfor med fordel skabe internationale netværk til andre forskere, der arbejder med sammen problemstillinger. Det danske Projekt Odder er ingen undtagelse, og vi får i bogen også indblik i, hvad vores naboer har gjort for at understøtte deres odderbestande. Kapitlet om forskning tager et spadestik dybere i odderens biologi

og historik i Danmark, og bør absolut også indgå i læserens forståelse af odderen som dansk art.

Med kapitlet om forvaltning bliver vi som læser taget med bag embedsmandens skrivebord og det netværk af tråde, der blev trukket i for at sikre odderens eksistens i Danmark. Et netværk der strækker sig fra forskerverdenen til kommunale enheder og ind i ministerier med fokus på bl.a. trafik og fiskeri.

Odderen tilhører verdens største familie (Mustelidae, mårfamilien) i rovdyrordenen (Carnivora). Bogen slutter af med fremtidsudsigten for vores hjemlige odder, samt en gennemgang af verdens i alt 13 odderarter, som alle på nær én (den nordamerikanske), er opført som sårbar, næsten truet eller truet.

Odderen

– en succeshistorie i dansk naturforvaltning

Aksel Bo Madsen

Summa summarum, bogen er en spændende og informativ gennemgang af alle aspekter omkring vores kære odder. Vi får, som læser, indblik i det kæmpe arbejde, der sikrede odderens fremgang i Danmark. Det er nok ikke alle læsere, der vil blive lige fanget af alle kapitler ved første gennemlæsning, men så kan man altid vende tilbage senere, når odderen kommer i medierne i den ene eller anden sammenhæng, for her i bogen er alle baggrundshistorier samlet ét sted. Er der da slet ikke noget der mangler i bogen? Jo det skulle lige være et udbredelseskort over alverdens 13 odderarter, men det overlever man snildt, for et udbredelseskort har det med at blive forældet med tiden. Det gør bogen ikke. Rigtig god læselyst.



Et forsøg med maskinel flytning af Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*) i Esbjerg Kommune – status efter tre års monitoring

Henrik Æ. Pedersen¹

I 1991 gennemførtes den hidtil mest omfattende fredning af planter i Danmark; bl.a. blev alle landets orkidéarter fredet (Bek. nr. 67 af 4. februar 1991). Fredningen betyder, at de pågældende arter ikke må graves op, plukkes eller på anden måde beskadiges i naturen. Da flere danske orkidéarter er ret almindelige (Pedersen & Faurholdt 2010; Hartvig 2015), fik fredningen snart den konsekvens, at mange anlægsprojekter i planlægningsfasen kom i konflikt med lokale bestande af fredede orkidéer. Ikke sjældent er sådanne problemer søgt løst gennem en foreslået flytning af den pågældende bestand til et andet, egnet voksested (Næsborg & Hald 2013). Dette kræver dispensation fra fredningen; men da afgørelser om flytning af fredede planter ikke bliver offentliggjort, er aktiviteternes omfang uklart (Næsborg & Hald 2013). Det er særligt uheldigt, at næsten ingen af projekterne er blevet fulgt op med publikationer, der kunne afrapportere succesrater samt bidrage til udvikling og optimering af teknikker. På internationalt plan har man

blandede erfaringer med re-introduktion/flytning af planter (Godefroid et al. 2011; Guerrant 2013; Reiter et al. 2016), hvilket understreger behovet for vidensdeling på området.

Omend de nye artsfredninger fra 1991 medførte en øget interesse for at flytte ”uheldigt placerede” populationer, har vi hidtil i Danmark været tilbageholdende med anvendelse af bevidst individ-manipulation (dvs. re-introduktion samt forstærkning og flytning af populationer) i forvaltningen af sjældne og fredede plantearter. Når muligheden er blevet foreslået som et aktivt forvaltningsredskab, har det ofte resulteret i en livlig debat (se f.eks. Malmgren 1993; Hamann 1993; Hartvig 1993; Jørgensen 1993). Danmarks tilbageholdenhed står i kontrast både til IUCN’s (1987) officielle standpunktserklæring, til samme organisations konkrete retningslinjer (IUCN 1998) og til praksis i flere af vore nabolande.

Kort efter, at Esbjerg Kommune den 18. september 2017 havde vedtaget en lokalplan om etablering af et boligområde på et ubebygget areal i Sønderriis, blev der fundet en bestand af orkidéen Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*) samme sted. Frem for at overlade populationen til destruktion besluttede kommunen at undersøge, om den kunne flyttes. En plan blev udviklet i samarbejde med konsulentvirksomheden Select Nature, som desuden skulle rådgive under selve flytningen og varetage en opfølgende monitoring. Esbjerg Kommune var således fast besluttet på ikke blot at forsøge at redde populationen på den eneste realistiske måde, men også at få undersøgt, om operationen lykkedes og at stille erfaringerne til rådighed for andre.

Planen kom til at omfatte flytning af 50 planter af Skov-Hullæbe fra to matrikler i lokalplanområdet. Orkidéerne skulle flyttes ca. 100 m mod vest og plantes i en smal strimmel kommunal fredskov, som allerede rummede en naturlig bestand af

Summary

An experiment with mechanical translocation of Broad-leaved Helleborine (*Epipactis helleborine*) in Esbjerg Municipality – status after three years of monitoring

To save a population of *Epipactis helleborine* (Orchidaceae) from extirpation due to building on its habitat at Sønderriis in the municipality of Esbjerg, SW Denmark, the local authority decided (and obtained permission) to have 50 individual plants translocated to a nearby wood that already accommodated a population of the same taxon. The species composition of vascular plants was surveyed at both sites, and following the translocation in June 2019, the translocated orchids were marked and numbered individually together with a control population comprising 50 individuals occurring naturally in the wood. Both populations were monitored on a yearly basis until 2022, and in every

round, it was noted for each plant how many vegetative shoots and fertile shoots it produced, how many inflorescences had disappeared (presumably eaten by roe deer), and in how many intact inflorescences the flower buds had been aborted. Based on 34 statistical tests, it is concluded that the translocated population has performed at the same level as the control population for the full period covered. The success of the translocation is mainly ascribed to similarity between the two habitats and to the translocation of each individual plant being conducted with a tree spade that could dig out a cone of soil measuring 110 cm in depth and 120 cm in diameter at the soil surface. Against this background, it is recommended that translocation of adult terrestrial orchids should focus on including complete root systems and keeping disturbance of the root zone to a minimum.

Keywords: Conservation, Denmark, fredede planter, Orchidaceae, orkidéovervågning, Skov-Hullæbe

¹ Henrik Æ. Pedersen: Select Nature, Løvkærparken 43, DK-4030 Tune. h.pedersen@selectnature.dk

Skov-Hullæbe. Efter flytningen skulle de flyttede planters trivsel monitoreres på årlig basis frem til 2022. Efter forundersøgelser i sommeren 2018 indsendte kommunen om efteråret en ansøgning om dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen, og Miljøstyrelsen bevilgede dispensationen den 6. februar 2019. Dermed var projektet en realitet.

Denne artikel har til formål: (1) at beskrive, hvordan flytningen og den opfølgende monitoring blev gennemført, (2) at vurdere status for de flyttede planter efter tre års monitoring, (3) at vurdere planternes fremtidsudsigter, (4) at forklare, hvorfor flytningen gik, som den gjorde og (5) at bidrage med praktiske anbefalinger til lignende projekter i fremtiden. Debatten om, hvorvidt bevidst individ-manipulation er et hensigtsmæssigt redskab til forvaltning af sjældne og fredede plantearter i Danmark, ligger uden for artiklens fokus. Ikke desto mindre må en forøget indsigt i de praktiske muligheder på dette felt være relevant for samme debat.

MATERIALE OG METODER

Skov-Hullæbe

Den ved Sønderris forekommende underart af Skov-Hullæbe (Bredbladet Hullæbe, *E. helleborine* subsp. *helleborine*) er vidt udbredt i Europa og den mediterrane del af NV-Afrika samt i store dele af tempereret Asien (Kühn et al. 2019); desuden er den naturaliseret i USA og Canada (Brown & Argus 2002). I Atlas Flora Danica-projektet blev Bredbladet Hullæbe fundet i flere ruder end nogen anden dansk orkidé (Hartvig 2015), men forekomsterne er meget ujævnt fordelt; underarten er således almindelig i Østjylland og det østlige Sønderjylland samt på Øerne, men sjældent til meget sjældent i landets øvrige dele. Udbredelsen afspejler underartens tilknytning til skove og krat på ler- eller muldrig bund. Inden for dette spektrum har den dog en bred, økologisk amplitude, og den forekommer bl.a. også i haver og parker med lignende forhold (Hammer

1988; Pedersen & Faurholdt 2010; Hartvig 2015).

Skov-Hullæbe er en geofyt med en vandret jordstængel, hvorfra der udgår rødder til siderne og nedad. Jordstænglen, som normalt ligger 7-15 cm under jordoverfladen, bliver kun op til få cm lang, men i nogle tilfælde er flere individers jordstængler tilsyneladende indbyrdes forbundet af lange, knopskydende rødder (Pedersen 2013). Sådanne kloner angives at kunne blive op til 6 m i diameter (Jakubska-Busse et al. 2009).

Rodsystemet danner orkidémykorrhiza med et bredt udvalg af sæksvampe og basidiesvampe, som selv ernærer sig via ektomykorrhiza med træer (Těšitelová et al. 2012; Jacquemyn et al. 2016; Schiebold et al. 2017). Svampene forsyner Skov-Hullæbe med kvælstof og kulstof (Gebauer & Meyer 2003; Schiebold et al. 2017) og gør det muligt for planten at overleve rent underjordisk i adskillige år (Light & MacConaill 2006; Jakubska-Busse et al. 2009; Pedersen 2013).

Jordstænglen kan producere ét eller flere overjordiske, bladbærende skud, som hver især er vegetative eller fertile. De er i givet fald fremme fra sent på foråret til midt på efteråret. På de fertile skud er der typisk 4-7 elliptiske til ægformede, 5-16 cm lange, grønne blade, hvis fotosyntese primært bidrager til at dække omkostningerne ved frugtmodning (Gonneau et al. 2014).

De fertile skud bliver op til 120 cm høje og ender i en op til 46 cm lang klase med 3 til mange blomster. Klaserne ædes selektivt af Rådyr (*Capreolus capreolus*), hvilket lokalt kan reducere frugtproduktionen markant (Schiefenhövel 2011). Desuden sker det ikke sjældent, at alle blomsterknopper i en klase aborteres; årsagen kendes ikke, men skal formentlig søges blandt faktorer som tørkestress, meget høje sommertemperaturer, mangel på visse mikronæringsstoffer og sygdom i rodsystemet.

I Danmark foregår blomstringen fra medio juli til medio august. Skov-Hullæbe er selvertil (Light & MacConaill 1998; Talaaj & Brzosko 2008), men spontan selvbestøvning forhindres normalt af det veludviklede næb (støvfangets sterile spids), som afskærer støvknappens pollen fra at falde ned på støvfangets fertile del. Blomsterne bestøves langt overvejende af sociale gedomme (*Dolichovespula* spp., *Vespula* spp.), der fouragerer på læbens rigelige nektar (Claessens & Kleynen 2011).

Projektområde

Projektområdet (fig. 1) ligger på Sønderris/Guldager-egnen i Esbjerg Kommune. Arealet, hvorfra Skov-Hullæbe blev evakueret forud for de planlagte anlægsarbejder, er placeret lidt øst for Tarpbagevej (matrikel 18ak og 11d, Guldager by, Guldager). Habitatet var dengang et smalt, lysåbent, kreaturgræsset krat voksende på forholdsvis tør bund langs en ikke-vedligeholdet grøft. Fredskoven, hvor de evakuerede individer blev plantet ud, strækker sig i et smalt bælte langs østsiden af Tarpbagevej, fra Guldager Byvejs tilslutning i syd til ca. 540 m nord herfor. Habitatet var dengang (som nu) en tæt, ugræsset løvskov på forholdsvis tør bund.

Forundersøgelser og flytning

Den 11. juni 2018 besøgte jeg første gang projektområdet i selskab med Peter Raben Nebeling og Peer Kammer Hansen fra Esbjerg Kommune. Baseret på besigtigelse af begge de involverede arealer diskuterede vi de praktiske problemstillinger omkring flytningen såvel som den overordnede plan for projektet. Den 3. september samme år kortlagde jeg fredskovens naturlige population af Skov-Hullæbe. Jeg fandt 76 individer fordelt på 21 klart adskilte grupper. De enkelte grupper blev opmærket med markeringspinde, og deres fordeling langs Tarpbagevej blev registreret digitalt med en håndholdt Garmin GPSMAP 64s. Formålet med kortlægningen var dels at identificere artens mere detaljerede habitatkrav (og dermed at stå bedre rustet til at vælge eksakte pletter til udplantningen) – dels at

forhindre skader på fredskovens naturlige population i forbindelse med gravearbejdet.

Den 14. juni 2019 afmærkede og nummererede jeg 50 planter af Skov-Hullæbe på det udstykkede areal med henblik på flytning (fig. 2). Desuden afmærkede jeg egnede steder til udplantning i fredskovens østlige skovbryn.

En ekstern entreprenør udvalgt af kommunen flyttede de afmærkede planter til fredskoven den 26. juni 2019. Arbejdet blev foretaget med en Caretree træspade monteret på en Manitou teleskopløsser (fig. 3). For at sikre, at alle planter blev flyttet med en stor mængde jord omkring roden, valgte en træspade, der kunne optage og flytte jordkegler, som målte 110 cm i dybden og 120 cm i diameter ved jordoverfladen (fig. 4). Den 27. juni og den 3. juli vandede kommunen de flyttede planter grundigt.

Floristiske registreringer

Den 26. juni 2019 optog jeg en fuldstændig floraliste (karplanter) for arealet, hvorfra orkidéerne blev evakueret. Den 24. juli 2020 udarbejdede jeg en tilsvarende liste for den del af fredskoven, som indgik i projektområdet. Alle planter blev bestemt til så detaljeret et taksonomisk niveau som muligt. Desuden blev hvert takson henført til livsform-gruppen træ/buske eller til urt/halvbusk. Foruden simpel tilstedeværelse blev det noteret, hvis en art skønsomt kunne karakteriseres som dominerende eller hyppig på en given lokalitet.

Monitering

Umiddelbart efter flytningen GPS-registrede jeg de 50 planter og afmærkede hver af dem individuelt med en nummereret byggepladspind, som blev hamret omtrent to tredjedele ned i jorden ca. 10 cm fra basis af plantens overjordiske skud. Samtidig registrerede jeg individernes aktuelle trivsel ved at notere antallet af hver plantes vegetative og fertile skud (idet skud med mindst én blomsterknop blev klassificeret



Figur 1. Udsnit af projektområdet ved Sønderris set fra nord. Krattet på det udstykkede areal ses til venstre, mens fredskoven ses til højre.

Part of the project area at Sønderris viewed from the north. The scrub on the development area is seen to the left, the wood to the right.

som fertile). For alle fertile skud noterede jeg desuden, hvis klasen var afbidt, eller hvis blomsterknopperne var aborteret. Den individuelle markering og nummerering af planterne skulle sikre, at den efterfølgende monitoring ikke blot ville belyse de overordnede udviklingstendenser, men også give et indblik i de enkelte individers skæbne.

Vurderingen af de flyttede planter trivsel blev gentaget den 5. august 2019. Samme dag afmærkede, nummererede og GPS-registrerede jeg 50 individer af Skov-Hullæbe i fredskovens naturlige population. Desuden registrerede jeg planternes aktuelle trivsel med anvendelse af de samme parametre som for de flyttede individer.

Efter den nævnte registrering af basisoplysninger for 2019 fortsatte jeg monitoreringen gennem årlig registrering af [A] "studiepopulationen" bestående af de flyttede planter og [B] "kontrolpopulationen" bestående af de afmærkede planter i fredskovens

naturlige bestand. Hver ny registrering fandt sted inden for artens blomstrings-tid – nærmere betegnet den 24. juli 2020, den 27. juli 2021 og den 26. juli 2022. I hver monitoringsrunde noterede jeg de enkelte planter trivsel med anvendelse af de samme parametre som i 2019. Afmærkningen af plante nr. 29 i studiepopulationen bortkom desværre i løbet af vinteren 2020/2021, hvorfor denne plante kun indgik i monitoreringen til og med 2020.

Behandling af floristiske data

De to lokaliteter blev overordnet klassificeret som "skov". I overensstemmelse med Fredshavn & Ejrnæs (2007) og Fredshavn et al. (2008) beregnede jeg for begge lokaliteter to mål for artssammensætningens kvalitet i forhold til naturtypens optimale bevaringstilstand, nemlig "middelscoren" (m) som den gennemsnitlige pointværdi af de på arealet registrerede arter og "arts-summen" (s) som middelscoren multipliceret med antallet af "bidragsarter" på arealet. Forud for beregningerne blev hver



Figur 2. Plante af Skov-Hullæbe med tre fertile skud, markeret og nummereret forud for flytningen den 26. juni 2019.

Individual of Epipactis helleborine with three fertile shoots, marked and numbered prior to the translocation on 26 June 2019.

art tildelt en pointværdi på følgende skala adopteret fra Fredshavn & Ejrnæs (2007): 7 (ekstremt følsom over for påvirkninger, der forringer naturtilstanden), 6 (meget følsom), 5 (følsom), 4 (lidt følsom), 3 (hverken følsom eller tolerant), 2 (noget tolerant), 1 (tolerant eller svagt begunstiget), 0 (ikke hjemmehørende i Danmark), -1

(invasiv art og/eller problemart begunstiget af forringet naturtilstand). Arter med en pointværdi mellem 1 og 7 betegnes under ét som "bidragsarter", da de naturligt hører til den pågældende naturtype. Pointværdierne blev så vidt muligt hentet fra Fredshavn et al. (2008: bilag 2) og ellers fra Fredshavn & Ejrnæs (2007: bilag 1). Hvis

en art i sidstnævnte tilfælde figurerede med forskellige pointværdier for forskellige naturtyper, hvoraf ingen var skov, valgtes den hyppigste værdi. Tre af de registrerede arter – Mangeblomstret Rose (*Rosa multiflora*), Lancet-Pil (*Salix × smithiana*) og Fliget Brombær (*Rubus laciniatus*) – fandtes ikke i de konsulterede oversigter, men blev spontant tildelt værdien 0, da de ikke er hjemmehørende i Danmark (Hartvig 2015) og ikke betragtes som invasive.

Behandling af monitoringsdata

Statistiske tests baseret på de indsamlede monitoringsdata blev gennemført ved hjælp af programmet Paleontological Statistics (PAST) version 4.08 (Hammer 1999-2021). For datasæt baseret på kontinuerte variable valgte jeg en parametrisk test (Pearsons korrelationstest), idet jeg først sikrede mig (via Shapiro-Wilks test), at de pågældende data kunne antages at være normalfordelte på 95% signifikansniveau. For datasæt baseret på variable med diskrete værdier anvendte jeg non-parametriske tests (Mann-Whitneys *U*-test, Fishers eksakte test). Som forklaret nedenfor (hvor "overjordiske skud" er en samlebetegnelse for vegetative og fertile skud) blev der gennemført tre hovedgrupper af tests. I tilfælde, hvor antallet af observationer (n) præsenteres umiddelbart sideordnet for forskellige datasæt, henviser n_s til studiepopulationen og n_k til kontrolpopulationen. Medmindre andet er anført, stammer de anvendte 2019-værdier for studiepopulationen fra den 5. august (frem for den 26. juni), da det forekommer mest reelt at sammenligne de to populationer baseret på data fra samme måned.

Den ene hovedgruppe af tests adresserede præstationsparametre opgjort over den samlede monitoringsperiode. For studiepopulationen ($n = 4$) blev Pearsons korrelationstest benyttet til at undersøge, om der var en positiv eller negativ udvikling i det årlige, gennemsnitlige antal skud pr. plante over tid i monitoringsperioden; dette blev undersøgt både baseret på overjordiske skud (test 1) og fertile skud (test 2). For



Figur 3. Træspaden fra Caretree som blev anvendt til at flytte 50 individer af Skov-Hullæbe ved Sønderriis den 26. juni 2019.

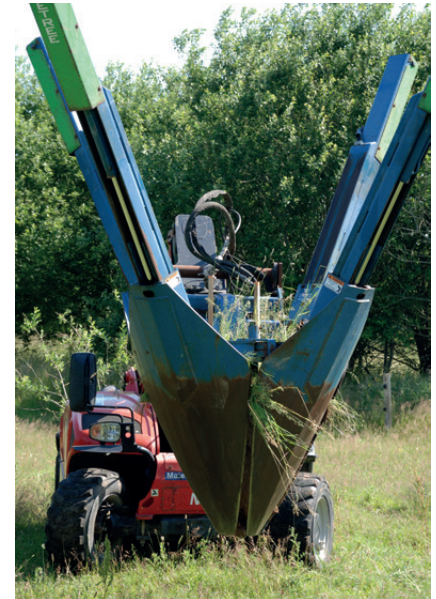
The Caretree tree spade that was used for translocating 50 individuals of Epipactis helleborine at Sønderriis on 26 June 2019.

kontrolpopulationen ($n = 4$) blev der gennemført tilsvarende korrelationstests baseret på overjordiske skud (test 3) og fertile skud (test 4). Desuden blev Fishers eksakte test benyttet til at undersøge, om der var forskel på de to populationer ($n_s = 49$, $n_k = 50$) med hensyn til, hvor mange planter, der producerede mindst ét overjordisk skud (test 5) og mindst ét fertilt skud (test 6) i 1, 2, 3 eller 4 år i monitoringsperioden. Studiepopulationens plante nr. 29 blev udeladt, da den var udgået af monitoringen efter 2020.

Den anden hovedgruppe af tests adresserede præstationsparametre opgjort for hvert enkelt år i monitoringsperioden. Mann-Whitneys U -test blev benyttet til at teste for forskel mellem de to populationers antal overjordiske skud pr. plante i 2019 (test 7; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2020 (test 8; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2021 (test 9; $n_s = 49$, $n_k = 50$) og 2022 (test 10; $n_s = 49$, $n_k = 50$) og mellem de to populationers antal fertile skud pr. plante i 2019 (test 11; $n_s = 50$, n_k

$= 50$), 2020 (test 12; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2021 (test 13; $n_s = 49$, $n_k = 50$) og 2022 (test 14; $n_s = 49$, $n_k = 50$). For at afdække en eventuel, umiddelbar effekt af planteflytningen gennemførtes tilsvarende tests af, om studiepopulationens juni-tal ($n = 50$) og august-tal ($n = 50$) for 2019 afveg fra hinanden (overjordiske skud: test 15; fertile skud: test 16). Endelig blev Fishers eksakte test benyttet til at undersøge, om de to populationer adskilte sig med hensyn til, hvor mange planter der producerede mindst ét overjordisk skud i 2019 (test 17; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2020 (test 18; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2021 (test 19; $n_s = 49$, $n_k = 50$) og 2022 (test 20; $n_s = 49$, $n_k = 50$) og med hensyn til, hvor mange planter der producerede mindst ét fertilt skud i 2019 (test 21; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2020 (test 22; $n_s = 50$, $n_k = 50$), 2021 (test 23; $n_s = 49$, $n_k = 50$) og 2022 (test 24; $n_s = 49$, $n_k = 50$).

Den sidste hovedgruppe af tests adresserede negative indikatorer opgjort for hvert år i monitoringsperioden. Fishers eksakte test



Figur 4. Flytning af to planter af Skov-Hullæbe ved Sønderriis den 26. juni 2019 (bemærk markeringsspindene). Jordkeglen er 110 cm dyb og måler 120 cm i diameter øverst.

Translocation of two individuals of Epipactis helleborine at Sønderriis on 26 June 2019 (note the marking sticks). The soil cone is 110 cm deep and measures 120 cm in diameter on top.

blev benyttet til at undersøge, om antallet af fertile skud med afbidt klase (over for antallet af fertile skud med intakt klase) var forskelligt mellem de to populationer i 2019 (test 25; $n_s = 62$, $n_k = 54$), 2020 (test 26; $n_s = 29$, $n_k = 32$), 2021 (test 27; $n_s = 27$, $n_k = 18$) og 2022 (test 28; $n_s = 19$, $n_k = 15$). For at afdække en eventuel, umiddelbar effekt af planteflytningen gennemførtes en tilsvarende test af, om studiepopulationens juni-tal ($n = 66$) og august-tal ($n = 62$) for 2019 afveg fra hinanden i den samme parameter vedrørende afbittede klaser (test 29). Endvidere blev Fishers eksakte test benyttet til at undersøge, om antallet af intakte, fertile skud med aborterede knopper (over for antallet af intakte, fertile skud med levende knopper eller blomster) var forskelligt mellem de to populationer i 2019 (test 30;

$n_s = 60$, $n_k = 48$), 2020 (test 31; $n_s = 24$, $n_k = 28$), 2021 (test 32; $n_s = 20$, $n_k = 15$) og 2022 (test 33; $n_s = 16$, $n_k = 3$). Endelig gennemførtes en tilsvarende test af, om studiepopulationens juni-tal ($n = 64$) og august-tal ($n = 60$) for 2019 afveg fra hinanden i den samme parameter vedrørende aborterede knopper (test 34).

RESULTATER

Plantesamfund

Den samlede floralliste for arealet til byggemodning og fredskoven ses i tabel 1, hvor også pointværdierne fremgår. Der blev registreret henholdsvis 47 og 43 taksa. Blandt de registrerede træer og buske optrådte Selje-Pil (*Salix caprea*) som dominant på arealet til byggemodning. I fredskoven var ingen træer/buske dominerende, men Ask (*Fraxinus excelsior*), Slåen (*Prunus spinosa*) og Stilk-Eg (*Quercus robur*) var hyppige. Blandt de registrerede urter og halvbuske var Draphavre (*Arrhenatherum elatius*), Almindelig Hundegræs (*Dactylis glomerata*) og Fløjlsgræs (*Holcus lanatus*) dominerende på arealet til byggemodning, mens Skvalderkål (*Aegopodium podagraria*), Almindelig Hvene (*Agrostis capillaris*) og Almindelig Rapgræs (*Poa trivialis*) var hyppige. I fredskoven var Almindelig Hundegræs ligeledes dominerende, mens Fløjlsgræs optrådte hyppigt.

Med hensyn til de to mål for artssammensætningens kvalitet i forhold til naturtypens optimale bevaringstilstand – middelscoren (m) og artssummen (s) – fordelte resultaterne sig således mellem de to lokaliteter: arealet til byggemodning ($m = 1,60$; $s = 51,06$), fredskoven ($m = 1,84$; $s = 55,12$).

Monitering af Hullæbe-populationerne

For begge populationer er det årlige, gennemsnitlige antal overjordiske og fertile skud pr. plante i monitoringsperiodens enkelte år vist i tabel 2. Ingen af de gennemførte tests for en positiv eller negativ udvikling over tid i disse parametre påviste en signifikant sammenhæng for studiepo-

pulationen (test 1-2; Pearsons korrelations-test; $p > 0,05$). Derimod lå resultaterne af de tilsvarende korrelationstests for kontrolpopulationen på grænsen til at indikere et signifikant fald i det gennemsnitlige antal skud pr. plante hen over monitoringsperioden ($p = 0,05$; $r = -0,95$); dette gjaldt både for overjordiske skud (test 3) og fertile skud (test 4). Med hensyn til, hvor mange planter, der producerede mindst ét skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år i monitoringsperioden (tabel 3), blev der ikke påvist nogen signifikant forskel mellem de to populationer (Fishers eksakte test; $p > 0,05$) – hverken hvad angår overjordiske skud (test 5) eller fertile skud (test 6).

For begge populationer er variationsbredden i antallet af henholdsvis overjordiske og fertile skud pr. plante i monitoringsperiodens enkelte år vist i tabel 2 (intervalldata). For intet år blev der påvist en signifikant forskel mellem de to populationer (Mann-Whitneys U -test; $p > 0,05$) – hverken med hensyn til antallet af overjordiske skud (test 7-10) eller antallet af fertile skud (test 11-14); ej heller blev der påvist nogen signifikant forskel af denne art mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal for 2019 (test 15-16; $p > 0,05$).

For begge populationer fremgår antallet af planter, der producerede mindst ét overjordisk skud eller mindst ét fertilt skud i monitoringsperiodens enkelte år af tabel 2. Blandt de gennemførte tests indikerede test 18 for 2020, at studiepopulationens 24 planter med mindst ét overjordisk skud udgjorde en signifikant mindre andel af denne population, end de 35 planter med mindst ét overjordisk skud i kontrolpopulationen udgjorde af sidstnævnte (Fishers eksakte test; $p < 0,05$). Ingen af de øvrige undersøgelser gennemført med Fishers eksakte test indikerede nogen signifikant forskel mellem de to populationer i andelen af planter, som producerede mindst ét overjordisk eller mindst ét fertilt skud i monitoringsperiodens enkelte år (test 17, 19-24; $p > 0,05$).

I begge populationer blev der registreret eksempler på planter, som atter producerede mindst ét overjordisk skud efter rent underjordisk overlevelse i ét år (12 og 4 tilfælde i henholdsvis studie- og kontrolpopulationen) eller i to på hinanden følgende år (2 observationer i både studie- og kontrolpopulationen).

Blandt de gennemførte tests for forskel mellem de to populationer i antallet af fertile skud med afbidt klase over for antallet af intakte, fertile skud i monitoringsperiodens enkelte år (tabel 2) indikerede test 28 for 2022, at studiepopulationens 3 fertile skud med afbidt klase udgjorde en signifikant mindre andel af de fertile skud i denne population, end de 12 fertile skud med afbidt klase i kontrolpopulationen udgjorde af de fertile skud i sidstnævnte (Fishers eksakte test; $p < 0,001$). Ingen af de øvrige undersøgelser gennemført med Fishers eksakte test indikerede nogen signifikant forskel mellem de to populationer for den samme parameter vedrørende afbidte klaser (test 25-27; $p > 0,05$); ej heller blev der påvist nogen signifikant forskel af denne art mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal for 2019 (test 29; $p > 0,05$).

Ingen af de gennemførte tests for forskel mellem de to populationer i antallet af intakte, fertile skud med aborterede knopper over for antallet af intakte, fertile skud med levende knopper eller blomster (tabel 2) indikerede nogen signifikant forskel (test 30-33; Fishers eksakte test; $p > 0,05$); ej heller blev der påvist nogen signifikant forskel af denne art mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal for 2019 (test 34; $p > 0,05$).

DISKUSSION

Havde flytningen en umiddelbar effekt på planterne?

Både antallet af overjordiske og fertile skud pr. plante i studiepopulationen dalede en smule fra udplantningen i juni 2019 til næste optælling i august samme år, mens

andelen af fertile skud med afbidt klase og andelen af intakte klaser med aborterede blomster steg en smule (tabel 2). Der må nødvendigvis være tale om reelle ændringer, da hver eneste plantes tilstand blev registreret både den 26. juni og den 5. august, men de repræsenterer ikke nødvendigvis en effekt af flytningen. Det er et velkendt fænomen, at også tilstanden for

en delmængde af individerne i etablerede orkidépopulationer kan ændre sig hen over vækstsæsonen (Sanger & Waite 1998). I det aktuelle tilfælde foreligger der ingen data til at belyse, om de observerede ændringer i studiepopulationen i løbet af sommeren 2019 afveg fra naturlige ændringer i kontrolpopulationen. For ingen af de ovennævnte parametre kunne forskellen

mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal påvises at være statistisk signifikant. Derfor må en eventuel, umiddelbar, negativ effekt af flytningen under alle omstændigheder anses for ubetydelig.

Var studiepopulationen og kontrolpopulationen sammenlignelige i 2019?

Som vist i tabel 2 havde studiepopulationen

Tabel 1. Oversigt over karplantefloraen på to voksesteder for Skov-Hullæbe ved Sønderriis: [A] arealet til byggemodning, hvorfra 50 planter blev evakueret; [B] den del af fredskoven, hvor de evakuerede individer blev indplantet. Oversigten blev udarbejdet den 26. juni 2019 for område A og den 24. juli 2020 for område B. For hvert areal er hvert takson klassificeret som dominerende (**), hyppig (*), til stede (+) eller ikke til stede (–). Under P ses arternes pointværdier ("artsscorer") – baseret primært på Fredshavn et al. (2008: bilag 2), sekundært på Fredshavn & Ejrnæs (2007: bilag 1) og tertiært på forfatterens egen vurdering.

*Overview of the flora of vascular plants in two habitats of Epipactis helleborine at Sønderriis: [A] the development from where 50 individuals were evacuated on 26 June 2019; [B] that part of the nearby wood where the evacuated individuals were planted. The survey was prepared on 26 June 2019 for area A and on 24 July for area B. For each area, each taxon is classified as dominant (**), frequent (*), present (+) or absent (–). Under P, the species scores are shown – based primarily on Fredshavn et al. (2008: enclosure 2), secondarily on Fredshavn & Ejrnæs (2007: enclosure 1) and tertiarily on the author's own assessment.*

Taxon	A	B	P	Taxon	A	B	P
TRÆER OG BUSKE				URTER OG HALVBUSKE (fortsat, <i>continued</i>)			
<i>Acer pseudoplatanus</i> , Ahorn	+	+	1	<i>Epilobium adenocaulon</i> , Kirtlet Dueurt	–	+	0
<i>Cornus sanguinea</i> , Rød Kornel	–	+	5	<i>Epilobium montanum</i> , Glat Dueurt	+	+	3
<i>Crataegus monogyna</i> , Engriflet Hvidtjorn	+	+	5	<i>Festuca rubra</i> , Rød Svingel	+	+	3
<i>Fagus sylvatica</i> , Bog	+	–	3	<i>Galium aparine</i> , Burre-Snerre	+	+	–1
<i>Fraxinus excelsior</i> , Ask	+	*	4	<i>Geranium robertianum</i> , Stinkende Storkenæb	–	+	2
<i>Prunus serotina</i> , Glansbladet Hæg	+	+	–1	<i>Geum urbanum</i> , Feber-Nellikerod	+	+	2
<i>Prunus spinosa</i> , Slåen	+	*	5	<i>Holcus lanatus</i> , Fløjlsgræs	**	*	2
<i>Quercus robur</i> , Stilk-Eg	+	*	4	<i>Hypericum perforatum</i> , Prikbladet Perikon	+	–	3
<i>Rosa multiflora</i> , Mangeblomstret Rose	–	+	0	<i>Hypochoeris radicata</i> , Almindelig Kongepen	+	+	3
<i>Rosa rugosa</i> , Rynket Rose	+	–	–1	<i>Jacobaea vulgaris</i> , Eng-Brandbæger	+	+	2
<i>Salix caprea</i> , Selje-Pil	**	–	5	<i>Myosotis arvensis</i> , Mark-Forglemmigej	+	+	2
<i>Salix ×smithiana</i> , Lancet-Pil	–	+	0	<i>Plantago lanceolata</i> , Lancet-Vejbred	+	+	3
<i>Sorbus aucuparia</i> , Almindelig Røn	–	+	5	<i>Poa annua</i> , Enårig Rapgræs	+	–	–1
<i>Sorbus intermedia</i> , Selje-Røn	+	+	3	<i>Poa trivialis</i> , Almindelig Rapgræs	*	+	3
URTER OG HALVBUSKE				<i>Ranunculus repens</i> , Lav Ranunkel	+	–	–1
<i>Aegopodium podagraria</i> , Skvalderkål	*	+	0	<i>Rubus laciniatus</i> , Fliget Brombær	–	+	0
<i>Agrostis capillaris</i> , Almindelig Hvene	*	+	3	<i>Rumex acetosa</i> , Almindelig Syre	+	–	3
<i>Agrostis gigantea</i> , Stortoppet Hvene	–	+	2	<i>Rumex crispus</i> , Kruset Skræppe	+	+	1
<i>Anthriscus sylvestris</i> , Vild Kørvel	+	+	–1	<i>Schedonorus pratensis</i> , Eng-Svingel	+	–	2
<i>Arrhenatherum elatius</i> , Draphavre	**	–	–1	<i>Sonchus asper</i> , Ru Svinemælk	+	–	–1
<i>Artemisia vulgaris</i> , Grå Bynke	+	+	1	<i>Tanacetum vulgare</i> , Rejnfan	+	+	–1
<i>Bellis perennis</i> , Tusindfryd	+	–	–1	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i> , Vej-Mælkebøtte	+	+	–1
<i>Cerastium fontanum</i> , Almindelig Hønsetarm	+	+	2	<i>Tragopogon pratense</i> , Gedeskæg	–	+	2
<i>Cirsium arvense</i> , Ager-Tidsel	+	+	–1	<i>Trifolium campestre</i> , Gul Kløver	+	–	2
<i>Cirsium vulgare</i> , Horse-Tidsel	–	+	–1	<i>Trifolium repens</i> , Hvid Kløver	+	–	1
<i>Crepis capillaris</i> , Grøn Høgeskæg	+	+	2	<i>Urtica dioica</i> , Stor Nælde	+	+	–1
<i>Dactylis glomerata</i> , Almindelig Hundegræs	**	**	3	<i>Vicia cracca</i> , Muse-Vikke	+	–	4
<i>Dryopteris carthusiana</i> , Smalbladet Mangeløv	–	+	4	<i>Vicia hirsuta</i> , Tofrøet Vikke	+	–	2
<i>Dryopteris filix-mas</i> , Almindelig Mangeløv	+	+	4	<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>nigra</i> , Smalbladet Vikke	+	+	3
<i>Elytrigia repens</i> , Almindelig Kvik	+	–	–1	<i>Vicia villosa</i> , Sand-Vikke	–	+	0

nens planter 0-4 overjordiske skud og 0-4 fertile skud i august 2019, mens kontrolpopulationen havde 1-2 overjordiske skud og 1-2 fertile skud i samme måned. Hverken for antallet af overjordiske eller fertile skud blev der dog påvist en statistisk signifikant forskel mellem de to populationer. Heller ikke antallet af planter med mindst ét overjordisk skud eller antallet af planter med mindst ét fertilt skud i august 2019 adskilte sig signifikant mellem de to populationer. På denne baggrund må de to populationer betragtes som direkte sammenlignelige på tidspunktet for monitoreringens start, hvilket underbygger rimeligheden i at benytte de afmærkede planter i fredskovens naturlige bestand som kontrolpopulation gennem det samlede monitoringsforløb.

Hvordan klarede planterne sig i årene efter flytningen?

Projektets henholdsvis 16 og 4 observationer af, at en plante atter viste sig over jorden efter ét eller to års rent underjordisk overlevelse er i tråd med tidligere rapporterede observationer fra Canada (Light & MacConaill 2006), Polen (Jakubska-Busse et al. 2009) og Danmark (Pedersen 2013);

særligt bemærkelsesværdigt har Light & MacConaill (2006) registreret rent underjordisk overlevelse i op til 18 år. Skov-Hullæbes evne til at overleve rent underjordisk gennem længere tid betyder naturligvis, at resultaterne af enhver monitorering baseret udelukkende på overjordiske skud må tages med et vist forbehold. I det aktuelle projekt antages det, at forholdet mellem plantedød og rent underjordisk overlevelse har været ensartet i studiepopulationen og kontrolpopulationen.

For begge populationer varierede den årlige middelværdi for antallet af såvel overjordiske som fertile skud gennem hele monitoringsperioden (tabel 2). I intet tilfælde blev der dog påvist statistisk signifikant stigning eller fald over den samlede periode, omend tallene for både overjordiske og fertile skud i kontrolpopulationen lå på grænsen til et signifikant fald over tid. Dermed må studiepopulationens udvikling, set over den samlede monitoringsperiode, vurderes at ligge mindst på niveau med kontrolpopulationens. Det skal dog tilføjes, at blot fire datapunkter er et spinkelt grundlag for en korrelationstest,

og at muligheden for at påvise en statistisk signifikant sammenhæng ville have været betydeligt større, hvis monitoreringen havde strakt sig over en længere årrække.

Både hvad angår overjordiske og fertile skud, var det for begge populationer forskelligt, hvor mange planter, der producerede mindst ét skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år inden for monitoringsperioden (tabel 3). For ingen af skudtyperne blev der dog påvist nogen statistisk signifikant forskel mellem populationerne, som derfor også på dette punkt må konkluderes at have præsteret ensartet.

Antallet af såvel overjordiske som fertile skud pr. plante lå i forskellige intervaller for de to populationer i samtlige år undtagen 2021 (tabel 2). Testresultaterne for 2019 er diskuteret ovenfor, og heller ikke for de øvrige år blev der påvist nogen statistisk signifikant forskel mellem populationerne. Hvad angår antallet af planter, som producerede mindst ét overjordisk skud og antallet af dem, som producerede mindst ét fertilt skud i et givet år, blev der for 2020 påvist en signifikant mindre andel planter

Tabel 2. Nøgletal fra monitorering af to populationer af Skov-Hullæbe i fredskov ved Sønderriis. Studiepopulationen bestod af planter flyttet fra et nærliggende, udstykket areal, mens kontrolpopulationen bestod af afmærkede planter fra fredskovens naturlige bestand.

Key figures from the monitoring of two populations of Epipactis hel-leborine in a wood at Sønderriis. The study population consisted of plants translocated from a nearby development whereas the control population consisted of marked individuals in the wood's natural population.

	Studiepopulation					Kontrolpopulation			
	2019-06	2019-08	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
# planter inkluderet i monitoreringen	50	50	50	49	49	50	50	50	50
# planter med ≥ 1 overjordisk skud	50	46	24	26	18	50	35	18	18
# planter med ≥ 1 fertilt skud	50	46	22	22	16	50	30	17	15
# overjordiske skud pr. plante (middelværdi)	1,36	1,26	0,62	0,63	0,47	1,08	0,74	0,38	0,36
# fertile skud pr. plante (middelværdi)	1,32	1,24	0,58	0,55	0,39	1,08	0,64	0,36	0,30
# overjordiske skud pr. plante (interval)	1-4	0-4	0-3	0-2	0-3	1-2	0-2	0-2	0-1
# fertile skud pr. plante (interval)	1-4	0-4	0-3	0-2	0-3	1-2	0-2	0-2	0-1
# overjordiske skud	68	63	31	31	23	54	37	19	18
# fertile skud	66	62	29	27	19	54	32	18	15
# fertile skud med afbidt klase	2	2	5	7	3	6	4	3	12
# intakte, fertile skud	64	60	24	20	16	48	28	15	3
# intakte, fertile skud med aborterede knopper	4	9	3	1	0	3	1	0	1
# intakte, fertile skud med levende knopper/blomster	60	51	21	19	16	45	27	15	2

med mindst ét overjordisk skud i studiepopulationen end i kontrolpopulationen. Forskellen blev dog hverken genfundet i 2021 eller 2022, så der har tilsyneladende været tale om et forbigående fænomen.

Begge populationer blev i løbet af monitoringsperioden udsat for afbidning af klaser og abortering af blomsterknopper (tabel 2). Frekvensen af begge fænomener var dog generelt lav, og kun i ét tilfælde blev der påvist en signifikant forskel – nemlig i 2022, da afbidning af fertile skud i studiepopulationen var mindre hyppig end i kontrolpopulationen. De flyttede planter af Skov-Hullæbe har altså ikke været mere udsat for klase-afbidning og blomsterknop-abortering end kontrolpopulationens planter.

Hvorfor har flytningen hidtil været vellykket?

Flytningen af en population af Skov-Hullæbe i Hillerød Kommune i 2009 blev ligeledes fulgt op med monitoring de følgende tre år, men uden anvendelse af kontrolpopulation og statistiske tests (Pedersen 2013). Alligevel fremtræder det aktuelle projekt klart mere vellykket. I Hillerød blev planterne flyttet i to puljer med 50 i hver. I september 2009 flyttedes de første 50 planter, hvoraf kun 5 viste sig over jorden i 2010, og kun 1 kom til syne i 2011 (men var ny i forhold til 2010). I juni 2010 flyttedes de sidste 50 planter, hvoraf 19 stadig kunne findes i august samme år, og to af disse dannede et vegetativt skud igen i 2011. I 2012 blev ingen af de 100 planter genfundet. Hvilke omstændigheder kan forklare, hvorfor det aktuelle projekt i Esbjerg Kommune hidtil har været væsentligt mere vellykket?

I det pointsystem, som blev anvendt til at beregne middelscoren og artssummen for hver af projektets to lokaliteter, er Skov-Hullæbe selv tildelt pointværdien 5 – og vurderes dermed at være ”følsom” over for påvirkninger, der forringer naturtilstanden (Fredshavn et al. 2007). På den

baggrund var det oplagt at flytte de evakuerede planter til en nærtliggende lokalitet, hvor der i forvejen fandtes en population af Skov-Hullæbe. På den måde blev der opnået sikkerhed for, at habitatforholdene på den ny lokalitet lå inden for artens økologiske amplitude, og de to flora-baserede mål for naturkvaliteten lå endda en smule højere for fredskoven ($m = 1,84$; $s = 55,12$) end for arealet til byggemodning ($m = 1,60$; $s = 51,06$). Trods denne indikation af, at planterne blev flyttet til en lokalitet med lidt højere naturkvalitet, kunne man have frygtet, at de enkelte planter ville opleve en for pludselig ændring i miljøforholdene i forbindelse med flytningen. Derfor er det også relevant med en nærmere sammenligning af de to involverede plantesamfund.

Der var ikke stort sammenfald i skønsmæssigt dominerende og hyppige arter mellem de to lokaliteter (tabel 1). Dog var Almindelig Hundegræs blandt domineranterne begge steder, mens Fløjlsgræs var blandt domineranterne på arealet til byggemodning

og hyppig i fredskoven. Hvis man ser bort fra dominansforholdene og blot forholder sig til artssammensætningen, var floraen i fredskoven bredt overlappende med den på det byggemodnede areal. Dermed oplevede de flyttede planter næppe en pludselig, dramatisk ændring af deres nære miljøforhold i forbindelse med flytningen.

Det brede overlap i miljøforhold mellem det aktuelle projekts to lokaliteter har formentlig været en forudsætning for flytningens succes. Derimod forklarer det næppe den større succesrate i forhold til Hillerød-flytningen, da overensstemmelsen i habitatforhold – baseret på oplysninger i Pedersen (2013) – må formodes at have været endnu større i sidstnævnte projekt. Forklaringen skal nok nærmere findes i flytningens praktiske gennemførelse, som afveg markant mellem de to projekter.

Ved Hillerød blev planterne gravet op med spader og transporteret i plastiksække; men skønt det blev tilstræbt at få hele

Tabel 3. Nøgletal for de individuelle planter, som indgik i én af to monitorerede populationer af Skov-Hullæbe i en fredskov ved Sønderriis. Studiepopulationen ($n = 49$) bestod af planter flyttet fra et nærtliggende, udstykket areal, mens kontrolpopulationen ($n = 50$) bestod af afmærkede individer fra fredskovens naturlige bestand. O: Antallet af planter, som producerede mindst 1 overjordisk skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år. F: Antallet af planter, som producerede mindst 1 fertilt skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år.

Key figures for the individual plants that were included in one of two monitored populations of Epipactis helleborine in a wood by Sønderriis. The study population ($n = 49$) consisted of individuals translocated from a nearby development whereas the control population ($n = 50$) consisted of marked individuals in the wood's natural population. O: The number of individuals that produced at least 1 aerial shoot in 1, 2, 3 or 4 years, respectively. F: The number of individuals that produced at least 1 fertile shoot in 1, 2, 3 or 4 years, respectively.

		Studiepopulation	Kontrolpopulation
O	1 år	13	13
	2 år	12	15
	3 år	17	10
	4 år	7	12
F	1 år	14	20
	2 år	16	11
	3 år	14	7
	4 år	5	12

rodnettet og en klump af den umiddelbart omgivende jord med, lykkedes dette kun delvist "... som følge af røddernes ofte anseelige længde og jordens løse struktur" (Pedersen 2013). Dette står i kontrast til den maskinelle tilgang i det aktuelle projekt, hvor hver Hullæbe-plante blev flyttet med en jordkegle, som målte 120 cm i diameter ved jordoverfladen og 110 cm i dybden. Foruden konkret at medbringe den enkelte plantes helt nære plantesamfund (som yderligere buffer mod en for pludselig miljøændring, jf. ovenstående diskussion) må det også have betydet, at planten fik (næsten?) hele sit rodsystem med sig, ovenikøbet uden nævneværdig forstyrrelse af rodzonen. Disse aspekter må forventes at have givet de flyttede planter en glidende overgang til de nye miljøforhold.

"På grund af det regnfulde vejr og den i forvejen fugtige jordbund ..." blev flytningerne i Hillerød ikke fulgt op med vanding (Pedersen 2013). Også denne disposition står i kontrast til det aktuelle projekt, hvor planterne blev vandet grundigt én og fem dage efter flytningen, og den kan måske have haft negativ betydning – specielt når planternes forstyrrede rodzone og sandsynligvis beskadigede rødder tages med i betragtning.

Perspektiver og anbefalinger

Det er et oplagt spørgsmål, om den positive status tre år efter planteflytningen kan forventes at vare ved. I denne sammenhæng er det værd at bemærke, at omridset af de flyttede jordkegler ikke længere kunne erkendes ved monitoringsrunden i 2022, hverken strukturelt eller baseret på urtevegetationen. De flyttede Hullæbe-planter fremtrådte altså visuelt som et fuldt integreret element i fredskoven.

Fra projektets begyndelse var en særlig bekymring knyttet til Skov-Hullæbes afhængighed af mykorrhiza-svampe, som selv ernærer sig via ektomykorrhiza med træer (Těšitelová et al. 2012; Jacquemyn et al. 2016; Schiebold et al. 2017). Selv med de store jordkegler taget i betragtning

måtte det forventes, at de aktuelle svampes forbindelser til levende trærødder ville blive afbrudt ved opgravningen. Bekymringen gik derfor på, om der i tide ville blive dannet nye svampeforbindelser mellem orkidéer og træer; og det var let at forestille sig, at de store, flyttede jordkegler (uden aktivt fungerende trærødder) ville forsinke processen. Bekymringen synes dog at have være ubegrundet, da et eventuelt problem allerede burde have vist sig nu – om ikke i form af overdødelighed blandt de flyttede planter, så i det mindste i form af en dårligere trivsel, som f.eks. kunne have givet sig udslag i underproduktion af overjordiske eller fertile skud eller overrepræsentation af skud med aborterede blomsterknopper. Som tidligere nævnt bidrager artens fotosyntese især til frugtmodningen (Gonneau et al. 2014), mens plantens samlede kulstofoptag primært sker fra mykorrhizasvampene (Gebauer & Meyer 2003; Schiebold et al. 2017). Forsøg med pottekultur af Skov-Hullæbe har dog demonstreret en vis plasticitet, hvor fotosyntesen kan spille en større rolle under forhold med mangel på de normale mykorrhizasvampe (May et al. 2020). Måske har de flyttede planter i Sønderris klaret sig ved en tilsvarende plastisk respons på midlertidige mykorrhiza-problemer?

Alt i alt synes det rimeligt at konkludere, at selve flytningen ikke har haft negativ indflydelse på de flyttede planter, og at også deres fremtidsudsigter tegner lovende. Normalt kan en planteflytning (herunder re-introduktion) først anses for endeligt vellykket, når de manipulerede individer har etableret en selvreproducerende, levedygtig population (Menges 2008). Dette kriterium er dog ikke direkte relevant for det aktuelle projekt, hvor de flyttede individer må ses som et bidrag til fredskovens eksisterende population af Skov-Hullæbe. Ikke desto mindre bør det bemærkes, at jeg under hver monitoringsrunde, der lå inden for blomstringstiden (dvs. i 2020, 2021 og 2022), observerede sociale gedehamse bestøve én eller flere blomster på enkelte flyttede planter.

De fleste vellykkede bevaringseksperimenter i naturen med bevidst individ-manipulation af terrestriske orkidéer har været baseret på masseproduktion og efterfølgende udplantning af talrige, små frøplanter (se f.eks. Ramsay & Stewart 1998; Ramsay & Dixon 2003; Malmgren & Vogler 2019). Det aktuelle projekt viser imidlertid, at det også er praktisk muligt at flytte populationer af voksne orkidéplanter – i hvert fald når der er tale om arter med en så bred økologisk amplitude som Skov-Hullæbe, og hvor der er stor økologisk lighed mellem det gamle og det nye voksested. Samtidig demonstrerer sammenligningen med den tidligere flytning af Skov-Hullæbe i Hillerød Kommune (Pedersen 2013), at operationen kun har chance for at lykkes, hvis den gribes hensigtsmæssigt an. Den aktuelle tilgang med maskinel flytning af planterne sammen med store jordkegler (fulgt op med gentagen kunstvanding) viste sig vellykket og må derfor anbefales. I de mange tilfælde, hvor lokale, topografiske forhold forhindrer en tilsvarende, maskinel tilgang, må man nøjes med at tilstræbe det samme princip – dvs. flytning af hele plantens rodsystem med minimal forstyrrelse af rodzonen. Den praktiske fremkommelighed afhænger dermed af størrelsen af den pågældende arts rodsystem – og i det hele taget er der ingen garanti for, at andre orkidéarter vil udvise samme reaktionsmønster som Skov-Hullæbe.

TAK

Esbjerg Kommune ved Peter Raben Nebeling og Peer Kammer Hansen takkes for konstruktivt og inspirerende samarbejde, mens Morten Foldager Pedersen (Institut for Naturvidenskab og Miljø, Roskilde Universitet) takkes for udbytterige diskussioner.

CITERET LITTERATUR

Brown PM & Argus, GW (2002) *Epipactis* Zinn. I: Argus GW, Gandhi K, Goldblatt P, Hess WJ, Kiger RW et al. (red), Flora of North America north of Mexico 26.

- Magnoliophyta: Liliidae: Liliales and Orchidales. Oxford University Press, New York & Oxford, pp 584-586.
- Claessens J & Kleynen J (2011) The flower of the European orchid. Form and function. Jean Claessens & Jacques Kleynen, Geulle.
- Fredshavn JR & Ejrnæs R (2007) Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. 2. udg. Faglig rapport fra DMU nr. 599. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Fredshavn JR, Johannsen VK, Ejrnæs R, Nielsen, KE & Rune F (2008) Beregning af skovtilstand – tilstandsvurdering af Habitatdirektivets skovtyper. Faglig rapport fra DMU nr. 696. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Gebauer G & Meyer M (2003) ^{15}N and ^{13}C natural abundance of autotrophic and mycoheterotrophic orchids provides insight into nitrogen and carbon gain from fungal association. *New Phytologist* 160: 209-223.
- Godefroid S, Piazza C, Rossi G, Buord S, Stevens AD et al. (2011) How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672-682.
- Gonneau C, Jersáková J, de Tredern E, Till-Bottraud I, Saarinen K et al. (2014) Photosynthesis in perennial mixotrophic *Epipactis* spp. (Orchidaceae) contributes more to shoot and fruit biomass than to hypogeous survival. *Journal of Ecology* 102: 1183-1194.
- Guerrant EO (2013) The value and propriety of reintroduction as a conservation tool for rare plants. *Botany* 91: v-x.
- Hamann O (1993) Botanisk Haves kommentar. *Urt* 17: 57-58.
- Hammer E (1988) Orkidéer som "haveukrudt". *Gejrfuglen* 24: 28-30.
- Hammer Ø (1999-2021) PAleontologica STatistics version 4.08. Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo, Oslo.
- Hartvig P (1993) Dansk Botanisk Forenings fredningsudvalgs kommentar. *Urt* 17: 54-56.
- Hartvig P (2015) Atlas Flora Danica 2-3. Artsoversigt/udbredelse. Gyldendal, København.
- IUCN (1987) The IUCN position statement on translocation of living organisms. As approved by the 22nd Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland, 4 September 1987.
- IUCN (1988) IUCN guidelines for re-introductions. IUCN, Gland & Cambridge.
- Jacquemyn H, Waud M, Lievens B & Brys R (2016) Differences in mycorrhizal communities between *Epipactis palustris*, *E. helleborine* and its presumed sister species *E. neerlandica*. *Annals of Botany* 118: 105-114.
- Jakubska-Busse A, Dudkiewicz M, Jankowski P & Sikora R (2009) Mathematical inference of the underground clonal growth of *Epipactis helleborine* (L.) Crantz (Orchidaceae, Neottieae). *Botanica Helvetica* 119: 69-76.
- Jørgensen H (1993) Skov- og Naturstyrelsens kommentar. *Urt* 17: 56-57.
- Kühn R, Pedersen HÆ & Cribb P (2019) Field guide to the orchids of Europe and the Mediterranean. Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew.
- Light MHS & MacConaill M (1998) Factors affecting germinable seed yield in *Cypripedium calceolus* var. *pubescens* (Willd.) Correll and *Epipactis helleborine* (L.) Crantz (Orchidaceae). I: Waite S (red) Orchid population biology: conservation and challenges. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126: 3-26 (1-190).
- Light MHS & MacConaill M (2006) Appearance and disappearance of a weedy orchid, *Epipactis helleborine*. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 41: 77-93.
- Malmgren S (1993) Asymbiotisk frøformering i stor skala af danske orkideer? *Urt* 17: 49-54.
- Malmgren S & Vogler I (2019) Erdorchideen: Naturschutz und Kultur im Garten. Natur und Tier – Verlag, Münster.
- May M, Jąkowski M, Novotná A, Dietel J, Ayasse M et al. (2020) Three-year pot culture of *Epipactis helleborine* reveals autotrophic survival, without mycorrhizal networks, in a mixotrophic species. *Mycorrhiza* 30: 51-61.
- Menges ES (2008) Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany* 56: 187-196.
- Næsborg TR & Hald AB (2013) Artsfredningen under pres. *Urt* 37: 82.
- Pedersen HÆ (2013) Kan danske orkidé-populationer flyttes? Erfaringer fra et eksperiment med Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine* s.s.). *Urt* 37: 86-92.
- Pedersen HÆ & Faurholdt N (2010) Danmarks vilde orkidéer. Gyldendal, København.
- Reiter N, Whitfield J, Pollard G, Bedggood W, Argall M et al. (2016) Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia. *Plant Ecology* 217: 81-95.
- Sanger NP & Waite S (1998) The phenology of *Ophrys sphegodes* (the early spider orchid): what annual censuses can miss. I: Waite S (red) Orchid population biology: conservation and challenges. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126: 75-81 (1-190).
- Schiebold JMI, Bidartondo MI, Karasch P, Gravendeel B & Gebauer G (2017) You are what you get from your fungi: nitrogen stable isotope patterns in *Epipactis* species. *Annals of Botany* 119: 1085-1095.
- Schiefenhövel P (2011) Herbivorie als populationsbestimmender Faktor für das Vorkommen der Breitblättrigen Stendelwurz (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz) im Naturschutzgebiet "Hartenberg/Steincheswiese" und Umgebung. *Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen* 28(2): 57-72.
- Talaaj I & Brzosko E (2008) Selfing potential in *Epipactis palustris*, *E. helleborine* and *E. atrorubens* (Orchidaceae). *Plant Systematics and Evolution* 276: 21-29.
- Těšitelová T, Těšitel J, Jersáková J, Říhová G & Selosse MA (2012) Symbiotic germination capability of four *Epipactis* species (Orchidaceae) is broader than expected from adult ecology. *American Journal of Botany* 99: 1020-1032.



Jydsk Naturhistorisk Forenings ekskursioner i 2023

Af Peter Wind

Torsdag den 23. marts kl. 13-16

Havevandring i Botanisk Have i Aarhus

Havevandringen blev arrangeret i samarbejde med Dansk Botanisk Forenings Jyllandskreds og Danmarks Naturfredningsforening for Østjylland. Formålet med vandringen var at vise det tidlige forårsflor. Her kunne vi blandt andet beundre flere arter af Snepryd (*Scilla* sp.), Juleroser (*Hebeborus* sp.), Iris (*Iris* sp.) samt selvfølgelig Erantis (*Eranthis hyemalis*) og Vintergæk (*Galanthus nivalis*). Der blev demonstreret løvfældende træer og buske i vintertilstand og et udvalg af havens samling af nåletræer. Arrangementet havde tiltrukket over 50 deltagere.

Lørdag den 22. april kl. 13-16

Ekskursion til Den genfundne Bro over Gudenåen for at studere vandløbsinsekter

Ekskursionen blev afviklet i fint solskinsvejr. Ekskursionsleder Kim Pless Schmidt var trukket i waders. Han kunne således bevæbnet med ketcher vade ud i Gudenåen, indsamle prøver i vandet og hælde indholdet op på de medbragte hvide bakker. Her

kunne deltagerne betragte de indfangede insekter, der for de flestes vedkommende var i larvestadiet. Der blev bl.a. indsamlet larver af døgnfluer og flere arter af de spændende vårflyer med deres fantastiske huse. Ud over foreningens medlemmer tiltrak indsamlingerne også nysgerrige blikke fra forbipasserende.

Lørdag den 29. april kl. 10-14

Kobjældetur til Ulbjerg Klint ved Lovns Bredning

Ekskursionen blev begunstiget af en blændende forårssol og tørke. Fra P-pladsen for enden af Sundstrupvej vandrede vi op på bakkekolden for at nyde det pragtfulde syn af i hundredetusindevis af blomstrende Opret Kobjælde (*Pulsatilla vulgaris*). Da den første begejstring over det storslåede syn havde lagt sig, fortsatte vi ud mod kysten for at finde en lun lomme, hvor frokosten blev indtaget. Herfra vandrede vi mod nord ad stien langs klintens kant frem til det levende hegn, som vi ikke kunne forcere. Vi var hele vejen omgivet af mængder af Opret Kobjælde, som må være en af Danmarks største bestande. Herfra travede vi tilbage til vore køretøjer.



Stor gøgeurt.

Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard.

Mandag den 22. maj kl. 18-21

Orkidetur til orkidéparadiset Staksrode Skov

Den valgte dato for afvikling af årets orkidetur viste sig vejrsmæssigt at være med fin aftensol. Udgangspunktet var Stenhøj P-plads. Herfra fulgte vi den kuperede sti i skovens sydlige udkant ovenfor klinten til Lille Bjergfald. Jordbunden i Staksrode Skov er plastisk ler, så den oprindelige sti flere steder var skredet i havet, hvorfor vi måtte søge omveje. Udsikrning havde også bevirket en stor 'ømmøblering' i Lille Bjergfald, hvorfor det var en udfordring at forcere væltede træstammer og lumsk vandløb samt steder med skridende plastisk ler. Men anstrengelserne blev kronet med Stor Gøgeurt (*Orchis purpurea*) i fuldt flor. Der blev også fundet en enkelt blomstrende Rederod (*Neottia nidus-avis*). Turen afsluttedes med en søgning efter Langsporet Gøgelilje (*Platanthera bifolia* var. *latissima*) på den lavtliggende hylde lidt nordøst for P-pladsen.



Den genfundne bro. Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard



Opret Kobjælde. Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard.

Lørdag den 24. juni kl. 10-13

Havevandring i Botanisk Have i forbindelse med havens 150 års dag

Havevandringen var igen arrangeret i samarbejde med Dansk Botanisk Forenings Jyllandskreds og Danmarks Naturfredningsforening for Østjylland. Hertil kom Botanisk Haves Venner. Fra indgangen til væksthuse gik turen til skovstykket i afdelingen Dansk Plantesamfund, hvor

almindelige danske skovtræer f.eks. Bøg (*Fagus sylvestris*) blev præsenteret. Vi fortsatte ud mellem bedene i Danske Plan-tesamfund, hvor de blomstrende orkidéer Sump-Hullæbe (*Epipactis palustris*) og Prikklæbet Gøgeurt (*Dactylorhiza majalis* subsp. *integrata*) tiltrak sig særlig opmærksomhed. Turen fortsatte forbi stenbedet og over havens vandløb. Her var der lejlighed til at beundre de mange blomstrende plan-

ter fra eksotiske verdensdele. Vandringen havde igen tiltrukket over 50 deltagere.

Lørdag den 23. september kl. 10-15

Efterårstur til Læsten Bakker

En udførlig ekskursionsberetning kan findes på foreningens hjemmeside.



Tæt blomstret Hullæbe (*Epipactis purpurata*). Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard.

Bestyrelsens beretning 2023

Af Inga Kofoed Andersen, formand for Jydsk Naturhistorisk Forening

Så står jeg her igen på vegne af bestyrelsen – og som sædvanligt vil jeg benytte lejligheden til at sige tak til de mennesker, der bruger mange timer og meget af deres fritid på arbejdet og samværet i vores forening.

Når alt bare spiller, glemmer man sommetider at skønne på det arbejde, der ligger bag: Planlægning af arrangementer, opslag på hjemmesiden, indkøb, nyhedsbreve, kontakt til bidragydere og korrekturlæsning – for bare at nævne nogle af de lidt usynlige opgaver, der bliver løst af bestyrelsen og redaktionen.

Men bestyrelsen og redaktionen kan kun tage en del af æren for, at foreningen så smukt lever op til formålsparagraffen: "at fremme kendskab til og interesse for naturen".

Uden de mange bidragydere, der velvilligt stiller artikler og forskning til rådighed, kunne vi ikke lave et tidsskrift i den kvali-

tet, som Flora og Fauna har. Så mange tak for jeres bidrag.

Og også stor tak til oplægsholdere og guider på turene ud af huset, der år efter år stiller op og spreder viden og entusiasme til deltagerne. I det forgangne år er vi blevet gjort klogere på bier, vi har drømt os til Galapagos, set flagermus i Daugbjerg kalkminer, samlet svampe i Ringelmose Skov, set Gudenås kilder, oplevet foråret i Forstbotanisk Have, ledt efter orkidéer i Hørret Skov, lyttet til hjortebøl i Hindsgavl og været på tur til Sprogø og Tingvad Kær. Det er skønt, at verden er åben op igen efter corona-nedlukningerne.

Så vi kunne igen afholde temadag sammen med andre grønne foreninger – og i 2022 var emnet "Plads til naturen i Danmark".

D. 29 november 2021 skulle vi have fejret, at det er 10 år siden, at Jydsk Forening for Naturvidenskab og Naturhistorisk Forening for Jylland slog pjalterne sammen og blev til Jydsk Naturhistorisk Forening. Fejringen blev som så meget andet udskudt pga corona og foregik på Molslaboratoriet

med foredrag, rundvisning af Morten D.D. Hansen og en festlig afslutning.

Det var en fornøjelse at møde hinanden, og i løbet af dagen kom der mange gode forslag til fremtidige aktiviteter og arrangementer. Vi fik også præsenteret både flora og fauna af en meget entusiastisk rundviser, som selvfølgelig kunne opfylde vores hedeste ønske om at se en mariehøne-edderkop.

Sådan en hel dag, hvor man mødes om en fælles interesse for naturen, har man altid noget at snakke med hinanden om – og diskussionerne var livlige under den hyggelige festmiddag.

Somme tider skal man lige have et lille puf for at komme ud af døren og kaste sig over nye aktiviteter. Så bliv endelig ved med at tilbyde et lift eller lokke bekendte med, når du deltager i foreningens arrangementer. Jo flere, vi kommer i kontakt med via nyhedsbreve og facebook, jo bedre kan vi leve op til formålet om "at fremme kendskab til og interesse for naturen".

Vi ser frem til endnu et godt år i foreningen – med alles hjælp.



128. ÅRGANG
ÅRSSKRIFT

2023

FLORA & FAUNA

JYDSK NATURHISTORISK FORENINGs ÅRSSKRIFT
FLORA & FAUNA, årgang 128, 2023 (1 tryk februar 2024).
www.jydsknaturhistorisk.dk, floraogfauna.dk

Årskontingentet er på 250 kr. for ordinære medlemmer, 275 kr. for institutioner, 300 kr. for udenlandske medlemmer, 100 kr. for studerende. **Medlemsfordele:** se på www.jydsknaturhistorisk.dk

Abonnement kan tegnes ved at indbetale beløb til foreningens konto 1551-7068786 eller ved henvendelse til formanden.

Foreningens bestyrelse

Formand: Inga Kofoed Andersen inkoan@yahoo.dk

Øvrige bestyrelsesmedlemmer: Amdi Hvalsø Nedergaard (næstformand), Peter Wind (kasserer), Lars Brøndum (sekretær), Per Egge Rasmussen, Ole F. Jensen og Hans-Erik Jensen. Rikke Trachsel er studenterrepræsentant. Niels Andersen og Birgitte Pløger er suppleanter.

Forsidefoto Bente Fyrstenberg Nedergaard: Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*).

Indlejret forsidefoto: Insektfangst ved "Den genfundne bro". Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard.

Foto på omslagets bagside: Amdi Nedergaard: Sumpmejse (*Poecile palustris*), Læsten Bakker.

Redaktion:

Thomas Secher Jensen (ansv. redaktør samt zoologisk redaktør).
Naturhistorisk Museum, Wilhelm Meyers Allé 10, 8000 Aarhus C.
E-mail: tsj@nathist.dk, tlf. 2421 2015

Peter Wind (botanisk redaktør)
E-mail: pw@roendesnet.dk, tlf. 8791 4110

Ole F. Jensen (hjemmeside, facebook, digital publicering)
E-mail: ofj@ofj.dk, tlf. 2329 0118

Søren Kappel Schmidt (layout & teknik),
E-mail: medialab@outlook.dk, tlf. 2143 9621

Manuskripter:

Flora og Faunas redaktion modtager med glæde manuskripter med originale observationer og undersøgelser af dansk natur. Se mere på http://jydsknaturhistorisk.dk/?page_id=944 eller kontakt redaktionen. Gamle hæfter af Flora og Fauna kan hentes som pdf på http://jydsknaturhistorisk.dk/?page_id=1955

Webudgave: ISSN 2597-2626

Trykt udgave: AKAPRINT A/S, Tilst, ISSN 0015-3818