

UDGIVET AF
Jydsk Naturhistorisk
Forening

123 ÅRGANG, HÆFTE 2-4
Aarhus, november 2017

Løssalgspris: 150 kr.

FLORA & FAUNA

TEMANUMMER OM
BIOLOGISK MANGFOLDIGHED I NATURSKOV



BIODIVERSITET I URØRTE OG FORSTLIGT DREVNE SKOVE ·
SKOVSTRUKTUR · SKOVBUNDSFLORA · PANSERMIDER ·
LANDSNEGLE · VEDBOENDE SVAMPE · YNGLEFUGLE ·
ROV- OG LØBEBILLER · STANKELBEN



At frisætte naturen er at frisætte os selv

Da Aarhus for et par år siden varmede op til at blive Kulturbym 2017, blev der afholdt en konference, der fokuserede på bæredygtighed – et begreb, som vi i Danmark mener at mestre. Under en rundtur i byen skete der pludselig det, at en engelsk deltager fnøs ”It’s ridiculous. It’s a city without old trees. Where are your old trees?” Vi måtte forklare, at i Danmark fælder vi vore gamle bytræer, fordi børnehaverbørn kan risikere at få dem i hovedet i blæsevejr.

Bedre har det ikke set ud i vore skove. Her fristes man til at citere Højesteretsdommer Victor Hansen, der i 1925 i Danmarks Fauna bind 29 om Torbister skrev: ”Særlig de gamle Ege er der jo herhjemme faret frem imod med en ualmindelig Haardhændethed og uforstaaende Brutalitet, og efterhaanden som Danmarks gamle Egeskove forsvinder, gaar de til dem knyttede Dyr — blandt Billerne ikke alene flere Torbister, men ogsaa adskillige andre Arter — deres Undergang i Møde herhjemme.” Det lød trist, og det var det.

Næsten 100 år efter Victor Hansen er urørt skov imidlertid for alvor kommet på den politiske dagsorden. Når det sker, er der naturligvis folk, der går stærkt ind for sagen, mens andre er inderligt imod. I sådanne tilfælde ender man ofte meget hurtigt med at diskutere teknikaliteter: Hvor meget bedre for biodiversiteten er hvilken slags urørt skov, og kan vi ikke skabe samme effekter ved målrettet, aktiv forvaltning? Må der være græssende husdyr i en urørt skov, eller menes der kun skov friholdt for forstlig drift? Må man udtynde og lysstille, må man rydde til stier, må man samle svampe, sanke, gå på jagt og alt muligt andet?

Ligesom med rewilding, der også er aktuelt i naturpolitisk sammenhæng, kan diskussionen om teknikaliteter ofte overskygge det væsentligste: At frisættelsen af naturen også er en frisættelse af os

selv. For tre år siden var vi på ekskursion i Løvenholm Skov, hvor vi i et uberørt moseområde oplevede en ubegribelig variation i fysiske forhold og biologiske strukturer, som kommunalbiologerne havde umådeligt svært ved at klassificere: Døde og levende rødgræner, birke, eg og bævreasp, sure overdrev, fattigkær og hængesæk i en stærkt kronstyrpræget pærevælling og med et mylder af sjældne arter. Længe diskuterede vi kriterier, indtil én sagde: ”Ved I hvad, det er? Det er NATUR!” Et lettelsens suk bredte sig blandt alle; vi stod jo netop i natur, hvor naturlige processer fik frit spil, og hvor var det dog egentlig befriende, når det kom til stykket.

At sidde i Askelunden på Molslaboratoriet en aprilformiddag, mens heste og køer vader gennem skoven, er lige så vildt. Der er stæresang overalt, og de spætter, der laver hullerne, lader sig tydeligt høre. To hanner af sortspætte danser synkront op ad stammen, og grønspættens vidtlydende glykken er indbegrebet af jysk forår. Mirabellen i skovbunden blomstrer, en ræverød urtesvirreflue kigger forbi, og i anemonerne myldrer det med rødhalet jordbier. Det er noget værre rod, men det er et rod med liv i. Når gymnasieeleverne begynder at klatre rundt i de halvvaltede træer, overdøves fuglene og insekternes summen for en stund, men det gør ingenting, for selvfølgelig må vi mennesker også gerne være her. Det ender ofte med, at eleverne skal slæbes med ud; det er åbenbart alt for sjovt at være vild i det vilde.

Som mennesker har vi brug for en vildere natur. Og som det fremgår af bidragene i dette hæfte af Flora & Fauna har mange sjældne arter det samme behov, hvad enten det drejer sig om svampe, fugle eller løbebiller. God læselyst – og husk at komme derud, hvor det sker.

*Morten DD Hansen, museumsinspektør mm.
Naturhistorisk Museum Aarhus*

Indhold 123 (2-4)

VIDENSKABELIGE ARTIKLER. TEMAHÆFTE

Biodiversitet i urørte og forstligt drevne skove Red.: Inger Kappel Schmidt & Thomas Secher Jensen

- 35 Møller PF: Projekt ”Biologisk mangfoldighed i naturskov – en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove”. Baggrund og formål
- 47 Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Knudsen MA & Johannsen VK: Skovstruktur i urørt og forstligt drevet skov
- 55 Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Kepfer-Rojas S, Nielsen AO, Knudsen MA, Byriel DB, Justesen MJ & Johannsen VK: Skovbundsflora og foryngelse i urørt og forstligt drevet skov
- 69 Kofod J & Rald E: Biologisk mangfoldighed i sjællandske løvskove – vedboende svampe

- 81 Gjelstrup P: Pansermider (Acari, Oribatida) i dansk naturskov – en restfauna fra Danmarks urskov?
- 86 Brøgger-Jensen S, Kepfer Rojas S & Byriel DB: Ynglefuglene i små uberørte skovbevoksninger – en sammenligning
- 93 Fog K & Riis-Nielsen T: Landsnegle i urørt og forstligt drevet skov
- 105 Justesen MJ, Solodovnikov A og Hansen AK: Rovbiller og løbebiller i de østdanske løvskove – effekt af skovdrift
- 113 Byriel DB og Kepfer-Rojas S: Stankelben (Diptera: Tipulidae) hotspots i urørt og forstligt drevet skov i Danmark

BOGANMELDELSER

- 54 Sand-Jensen K. Mit liv med bondelandets natur
- 80 Jensen JK. & Jørgensen OF. Pattedyr i Norden
- 103 Mossberg B & Pedersen HÆ. Orkideer i Europa
- 104 Israel KB – 40 år med fugle og kamera

Projekt ”Biologisk mangfoldighed i naturskov – en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove”. Baggrund og formål

Peter Friis Møller¹

Biologisk mangfoldighed – biodiversitet – blev for alvor sat på den internationale skovdagsorden i 1992 med vedtagelsen af konventionen om biologisk mangfoldighed på topmødet i Rio og med ikraftsættelsen af Habitatdirektivet i EU. Som en direkte udløber af topmødet blev der i Danmark udarbejdet og iværksat en ’strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper’ – naturskavsstrategien (Skov- og Naturstyrelsen 1994, 1997).

Det er ikke de første tiltag. Op gennem 1900-tallet er natur- og kulturhistorisk værdifulde skove og ’naturligt plante- og dyreliv’, herunder særlige enkeltarter også søgt sikret – gennem administrative fred-

ninger, naturfredninger, aftaler, lovgivning o.l. og stedvis målrettet forvaltning og naturpleje.

Naturskavsstrategien lagde sammen med en række andre tiltag vægt på sikring af levesteder i skov gennem udlæg af større arealer til hhv. urørt skov og særlige driftsformer som græsning, stævning og plukhugst. Senere fulgte flere ændringer af skovloven, nye strategier, tilskudsordninger og en lang række konkrete tiltag. I dag er sikring af biologisk mangfoldighed et helt centralt formål i forvaltningen af de danske skove, navnlig statsskovene – og på store dele af skovarealet foretages i disse år en omlægning af forvaltningen fra at have

fokus på produktion til at lægge hovedvægten på naturbeskyttelse.

Det faglige og videnskabelige grundlag for forvaltningsindsatsen i 1990’erne var begrænset og mest baseret på spredte undersøgelser fra ind- og udland samt videns- og erfaringsbaserede formodninger. For at sikre et bedre grundlag for den fremtidige indsats lod Skov- og Naturstyrelsen i 1995 udarbejde et ’basisprogram for naturskovsforskningen i Danmark’ (Nielsen et al. 1995). Programmet skulle tilvejebringe datagrundlag og en ’baseline’ for fremtidige undersøgelser, således at effekten af strategiens udlæg på bl.a. biodiversiteten kunne følges og erfaringer indhøstes. Men dette program blev aldrig sat i værk og status er, at der kun foreligger meget få undersøgelser, der kan belyse effekten for bl.a. biodiversiteten af udlæg af arealer til urørt skov eller til de særlige driftsformer – og dermed af effekten af naturskavsstrategien som sådan. Det uheldige i denne mangel på viden er bl.a. påpeget i evalueringsrapporten vedrørende den danske indsats for biodiversiteten i de danske skove 1992-2012 (Johannsen et al. 2013).

En af få undersøgelser af biodiversitet i urørt og dyrket skov blev gennemført 1992-95, finansieret af WWF- Verdensnaturfondens Pandapris for 1992 (Møller 1997).

Takket være en stor bevilling fra 15. Juni Fonden har det i 2015 været muligt ikke alene at gentage og udbygge dette projekts undersøgelser, og dermed belyse udviklingen i de hengåede 20-25 år og fremskaffe noget af den efterlyste viden, men også at etablere et solidt grundlag for fremtidig forskning i områderne.

Det nye projekt Biologisk mangfoldighed i naturskov er udført med stor velvilje fra

Summary

Project 'Biodiversity in Danish natural forests. A comparison between unmanaged and managed woodlands in East Denmark'. Background and purpose .

To investigate the effect and impact of forest management on biodiversity in broad-leaved, mainly beech dominated woodlands, stands with status as 'unmanaged' or non-intervention reserve was compared with managed forest stands of equal size (2-19 hectares), with as far as possible same conditions in relation to soil, topography, exposition, main tree species etc. The site investigations included a.o. forest history, soil conditions, stand structure, basal area, volume, amount of dead wood, water conditions etc., and the species investigations included *vascular plants*, bryophytes, *fungi*, epixylic lichens, saproxylic click beetles, *ground beetles*, *rove beetles*, *crane flies*, *oribatid mites*, *gastropods*, *birds* and bats. However, the special issue of *Flora & Fauna* 123(2-4) only includes groups shown in italics.

The study is a repetition of a similar investigation carried out in 1992-94 at the same sites and to some degree with the same methods. Since 1994, the forests have been subjected to several severe disturbances i.e. storms in 1999, 2005, 2013 damaging a number of the 250-300-year old beech trees. Due to the Dutch elm disease in larger elm trees, elm is only present as smaller trees and from 2004, the ash trees are affected by the ash die-back caused by the fungus *Hymenoscyphus fraxineus*. During the same period, the sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*) has increased its presence and in almost all areas sycamore is now a common species in the sub-canopy layer with impact on the light level in the understory layer.

Keywords: Forest history, forest management, unmanaged forests, forest continuity, beech, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*.

¹ De Nationale Geologiske Undersøgelser (GEUS), Øster Voldgade 10, 1350 København K. PFM@geus.dk

skovejerne og med deltagelse af 24 forskere, hvoraf de 6 også var blandt de 14, som udførte undersøgelse i 1992-94. Her skal gives et rids af baggrunden for projektet og de udvalgte skove, mens resultater fra undersøgelse vil blive præsenteret i de efterfølgende artikler.

UNDERSØGELSENE

Projektets formål var, med ordene fra projektbeskrivelsen fra 1992, "at belyse biologisk mangfoldighed (biodiversitet) – herunder artsrigdom og forekomst af særlige arter i dansk natur-skov". Og målet var "dels

at søge at sammenfatte eksisterende viden, såvel publiceret som upubliceret, dels at undersøge udvalgte natur- og kulturskove for at belyse spørgsmål som:

- Hvilke arter karakteriserer danske naturskove?
- Hvilke forhold er afgørende for artsindholdet?
- Hvilke arter kan bruges som indikatorer for lang vedvarighed?
- Hvor artsrig er urørt naturskov sammenlignet med forstligt drevet naturskov og kulturskov?
- Hvorledes bevares og evt. fremmes den

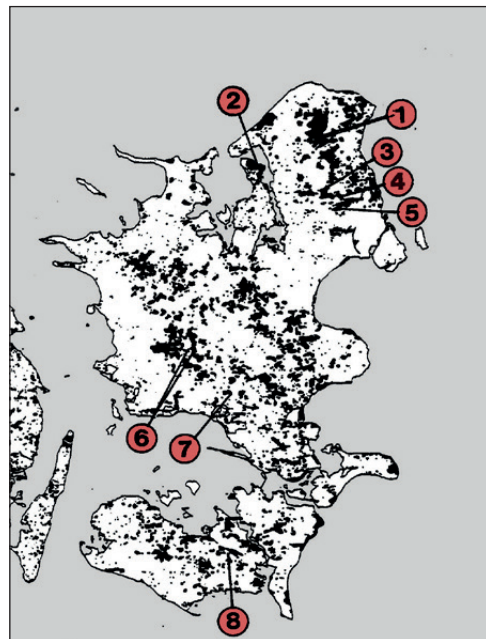
biologiske mangfoldighed i skovene?
– Hvad betyder driftsophør (udlæg til urørt skov) for det oprindelige plante- og dyreliv?"

Især de sidstnævnte punkter er stadig særdeles aktuelle: gavner indsatsen med udlæg af urørt skov og andre tiltag i skovene overhovedet biodiversiteten? Og i givet fald hvor hurtigt?

Projektets hovedtilgang var at tage udgangspunkt i eksisterende, længe urørte, helst strukturelt 'urskovsagtige' skovområder, og sammenligne dem og deres

Figur 1. Undersøgelingsområdernes beliggenhed.
Figure 1. Position of the sites.

1. Strødamreservatet og Strøgårdsvang i Gribskov.
To urørte og et forstligt drevet område, der alle indgår i det ca. 5500 ha store Gribskovkompleks. De to urørte arealer ligger på det 160 ha store Strødamreservat (ejer: Jarl-fonden) med indbyrdes afstand på ca. 1,3 km og med en afstand til referenceområdet i Strøgårdsvang (ejer: Naturstyrelsen Nordsjælland) på hhv. 1 og ca. 3 km.
2. Bredvig Mose i Jægerspris Nordskov.
Urørt og plukhugstrevet areal adskilt af skovspor på hævet havbund ud mod strandenge langs Roskilde Fjord i den ca. 1400 ha store Jægerspris Nordskov (ejer: Kong Frederik den Syvendes Stiftelse på Jægerspris).
3. Farum Lillevang.
Urørt (FaA) og forstligt drevet (FaB) areal med ca. 250 meters mellemrum i midten af den 108 ha store statsskov Farum Lillevang (ejer: Naturstyrelsen Østsjælland).
4. Nørreskov ved Furesøen
Urørt og forstligt drevet areal i tilknytning til hinanden langs vestsiden af Furesøen i den ca. 205 ha store statsskov Nørreskov (ejer: Naturstyrelsen Østsjælland).
5. Jonstrup Vang.
Urørt, tidligere plukhugstrevet areal og forstligt drevet referenceareal, der ligger med ca. 100 meters indbyrdes afstand i den ca. 240 ha store statsskov, Jonstrup Vang (ejer: Naturstyrelsen Østsjælland).
6. Suserup Skov og Enemærket i Næsbyholm Storskov.
Den urørte Suserup Skov (ejer: Sorø Akademi) med et forstligt drevet areal i Enemærket i Næsbyholm Storskov (ejer: Næsbyholm-Bavelse Gods) som referenceområde. Områderne ligger med ca. 1200 meters indbyrdes afstand langs bredden af Tystrup Sø. Begge skove danner artsrige og varierede bryn ud mod søen.
7. Rådmandshave ved Herlufsholm.
Fire delområder siden 1997 helt urørt (og tidligere plukhugstrevet skov, der i praksis i dag er urørt i den 85 ha store Rådmandshave ved Susåen (ejer: Herlufsholm Skovdistrikt).
8. Krenkerup Haveskov på Lolland.
Urørt skov i tilknytning til slotsparken til Krenkerup Slot (Ejer: Krenkerup Gods). Arealet indgik i undersøgelsen i 1992-95, men ikke i 2015.



strukturer og artsindhold med forstligt drevne arealer af samme størrelse og med tilsvarende, grundliggende naturforhold såsom jordbund, topografi, eksponering og hovedtræarter. Således at eneste variabel – i princippet – var driften.

Af logistisk-økonomiske årsager blev indsatsen i 1992 begrænset til Sjælland og Lolland. Alle øernes kendte skovarealer med længere tids urørt udvikling blev gennemgået og vurderet. Af disse blev otte områder med bøgedomineret eller blandet løvskov, og i de fleste tilfælde et sammenligneligt referenceområde med forstlig drift, udvalgt til at indgå i undersøgelsen (Figur 1).

Områdernes areal spænder fra knapt 2 til godt 19 ha og områdeparterne har en indbyrdes afstand på fra få meter og op til tre kilometer (Figur 1 og Tabel 1).

Et niende og ret velegnet område, den ca. 5 ha store, længe urørte egeblandskov i Olstrup Skov måtte desværre udgå, da ejeren ikke ville give tilladelse til undersøgelsen. Af samme årsag måtte en gentagelse af undersøgelsen i område 8, Krenkerup Haveskov beklageligvis opgives i 2015.

Undersøgelserne omfattede bl.a. forhistorie, jordbund, træartssammensætning, bevoxningsstruktur og vedmasse, samt ikke mindst en række udvalgte artsgrupper: karplanter, bladmosser, svampe, laver, trælevende smældere, stankelben, jordmider (pansermider), landsnegle, fugle, flagermus og i 2015 tillige løbebiller og rovbiller. Ved gentagelsen blev alle feltundersøgelser gennemført i 2015.

Da ikke alene den aktuelle skovdrift (eller fravær af samme), men også fortidens udnyttelse og påvirkninger har meget stor betydning for en skovs eller bevoxningsstruktur og naturindhold, er der lagt særlig vægt på at undersøge områdernes forhistorie. Denne blev således søgt klarlagt gennem granskning af tilgængeligt, publiceret og upubliceret kildemateriale, herunder kort, driftsplaner, taksationer og

Vedvarighed (kontinuitet)

Vedvarighed eller kontinuitet er et nøglebegreb i skovøkologisk sammenhæng. I sin essens drejer det sig om konstans i tid og rum i udbuddet af egnede levesteder: at der til stadighed har været – og er – egnede levesteder til stede i eller nær en given skov. Lang kontinuitet vil i mange tilfælde betyde høj biodiversitet.

Kontinuiteten kan omfatte hele systemet med alle dets strukturer og levesteder eller blot delelementer heraf, som eksempelvis kontinuitet i forekomst af store gamle træer, hultræer, dødt ved eller blot bestå i vedvarende skovdækning, i uforstyrret jordbund eller i simpel trægenetisk kontinuitet, hvor den stedlige trægenpulje er ført videre som eksempelvis stødskud i en stævningskov.

Kontinuiteten har især betydning for arter med lav formerings- og spredningsevne og særlige levestedskrav. Hvis vedvarigheden brydes, er sådanne arter i fare for at forsvinde og vil have meget svært ved at vende tilbage, selv om levestederne genopstår. En række organismer er ligefrem blevet anvendt som indikatorer på lang kontinuitet i en skov og dermed for høj naturværdi. Det gælder eksempelvis arter af laver (Rose 1976, 1988), karplanter (Peterken 1974) og en træart som småbladet lind.

Flere menneskelige påvirkninger indebærer kontinuitetsbrud, eksempelvis hård hugst, træartsskifte og ikke mindst rydning og opdyrkning. I flere af de undersøgte områder vidner fortidsminder, oldtidsagre og marker fra historisk tid om sådanne, totale nulstillinger af skovtilstand og udslettelse af levesteder på stedet.

Det har ligeledes ofte afgørende betydning, at områderne har en størrelse og levestederne et omfang, der er tilstrækkeligt til, at der kan opretholdes levedygtige bestande, der ikke går til grunde som følge af indavl eller tilfældigheder.

Problematikken er forstærket af, at levestederne og bestandene ofte er små, stærkt opsplittede og ligger langt fra hinanden i en uegnet og ofte svært passabel matrix. I forhold til den aktuelle forvaltning er det et centralt spørgsmål om de relevante arter vil kunne kolonisere de gen- eller nydannede levesteder i de nye, urørte skove.

andet arkivmateriale tilbage til 1700-tallet samt pollenanalytiske og arkæologiske undersøgelser, hvor sådanne forelå. Desuden blev selve områderne undersøgt for synlige skovhistoriske spor som agre, stenhobe, gærder, gravhøje, vejspor, grøfter o.l. samt yngre spor af hugst i form af stød o.l.

Der har været særlig fokus på at klarlægge eventuelle brud i kontinuiteten (boks 1) såsom rydning og opdyrkning i fortiden og hugst, plantning og træartsskifte i de senere århundreder.

Oplysningerne om drift og kontinuitet (vedvarighed) er sammenfattet i simple klassifikationer som er anført i Tabel 1.

Eftersom antallet af registrerede arter i høj grad afhænger af undersøgelsesintensiteten, blev der lagt vægt på, at tidsforbruget

pr. areal var nogenlunde det samme i de parvise artsundersøgelser.

Ved gentagelsen blev det tilstræbt at benytte samme metodik, således at undersøgelserne fra de to perioder ville kunne sammenlignes. Brug af nøjagtigt samme metoder var dog ikke hensigtsmæssigt ved alle undersøgelserne, hvor der i stedet blev lagt størst vægt på reproducerbarheden med henblik på fremtidige undersøgelser. En del artsgrupper blev derfor indsamlet i nu permanent afmærkede felter (Kepfer-Rojas et al. 2017).

På de godt tyve år fra 1992-94 og til 2015 har metoder og instrumenter undergået en stor forbedring med udvikling og tilgængeliggørelse af GPS, LIDAR, bedre ortofotos og stærkt forbedret computerteknologi og programmel i det hele taget. Det gav helt



Figur 2. Længe urørt skov på Strødamreservatet. Størstedelen af bevoksningen i Strødam 2 har kun i begrænset omfang været underlagt forstlig drift og stort set urørt siden Strødamreservatet blev oprettet i 1925. Foto: Peter Friis Møller, marts 2015.

Unmanaged forest in Strødamreservatet. The major part of Strødam 2 has only to a small degree been subjected to management and has more or less been unmanaged since the reserve was established in 1925.

er vandstandsforholdene desuden søgt genoprettet gennem grøftelukning, således at denne vigtige dynamik også er sat fri. Ved første undersøgelse havde nogle af arealerne først lige fået status som urørt skov efter en længere fortid med plukhugst, oparbejdning af døde træer og stormfald. Alene forekomsten af 2-300 årige træer i nogle af de urørte bevoksninger, vidner om at udnyttelsen har været langt mere ekstensiv end ved traditionel skovdrift, også selvom der finder oparbejdelse af stormfald og døde træer sted og selvom arealet først bliver helt urørt sent i 1900-tallet.

Almindelig forstlig drift tager sigte på at optimere vedproduktionen og at udtage og udnytte ressourcen, når det er teknisk-økonomisk optimalt. Typiske forstlige indgreb omfatter intensiv afvanding af vådbund og vådområder gennem et jævnlige oprenset system af grøfter samt regelmæssige hugst-indgreb for at fremme værditilvæksten ved at begunstige teknisk velformede træer og fjerne træer med fejl og skader og uønskede arter. Foryngelse, dvs. generationsskifte sker typisk, når træerne er hugstmodne, enten ved renafrift og efterfølgende nyplantning, eller, som i bøgeskov, ved selvoforyngelse med jordbearbejdning og gradvis afvikling af overstanderne (Figur 4).

Intensivt forstligt drevne bevoksninger vil typisk være ensartede, som regel ensaldrende, uden gamle træer og have en lille formvariation med ingen eller få hulheder o.a. mikrolevesteder og meget lidt dødt ved ud over stød og toppe.

Plukhugst er en mere ekstensiv form for skovdrift, hvor der typisk er større alders- og dimensionsvariation og som regel flere arter. I den forstlige plukhugst tilstræbes en vedvarende, stor aldersvariation, hvor enkelttræer fældes ved hugstmodenhed og der i øvrigt tyndes i bevoksningen for at fremme bestemte arter og individer samt opvækst, men uden jordbearbejdning eller plantning.

Flere administrativt fredede områder har

nye muligheder, både i registreringerne og ved databearbejdelsen, samtidig med at mulighederne for at gentage og supplere undersøgelserne på områderne er stærkt forbedrede.

Områdernes drift og forhistorie

Områderne har forskellig aktuel drift, men også en ofte meget forskellig forhistorie. Forskellene kan række århundreder tilbage, men i flere tilfælde er det først i 1900-tallet, at de parvise områder underlægges indbyrdes forskellig drift.

Flere af de undersøgte skove og bevoksninger har gennem årtusinderne og århundrederne været udsat for voldsomme kontinuitetsbrud i form af rydning og opdyrkning; eksempelvis er terrænet i Næsbyholm stærkt præget af omfattende dyrkning i jernalderen. Også i Suserup, Rådmandshave og Farum Lillevang indgår arealer med tydelige dyrkningsspor, både fra oldtiden og fra tiden helt frem til indfredningen omkring år 1800.

Alle områderne har været udnyttet til græsning og til hugst og sankning gennem århundreder og årtusinder, og de fleste har været underlagt en form for forstlig drift i kortere eller længere tidspunkt. Denne drift er i de fleste tilfælde indledt på et tidspunkt mellem 1760'erne og et stykke op i 1800-tallet. Typiske forstlige påvirkninger er målrettet hugst, udgrøftning, foryngelse med jordbearbejdning og selvsåning, såning eller plantning, ofte af indførte arter.

I projektet er meget forsimpleret skelnet mellem tre hoveddriftsformer:

- urørt
- almindelig forstlig drift
- plukhugst.

Urørt skov er "... skov, der er friholdt fra kulturindgreb fra et nærmere angivet tidspunkt" (Skov- og Naturstyrelsen 1994), dvs. skov i fri succession, hvor enhver form for hugst, fjernelse af levende og dødt træ og andre, direkte menneskelige indgreb er ophørt (Boks 2). I nogle urørte skove

i praksis været drevet med en plukhugst, hvor store, gamle træer er bevaret; i flere tilfælde dog kun til død, hvorefter de ofte er blevet udnyttet. Det gælder også stormfald, som i stor udstrækning er blevet oparbejdet, bl.a. efter orkanen i 1967. Desuden er der i flere tilfælde blevet tyndet i underskoven.

I naturskogsstrategiens version af plukhugst skal der vedvarende sikres store gamle træer, flere arter og dødt ved som en del af driften. I såkaldt 'naturnær skovdrift' bygges også i stor udstrækning på plukhugst uden renafrift og jordbearbejdning.

Alle de undersøgte arealer, også de urørte, har været udnyttet til hugst op i 1900-tallet, men der er store forskelle på bevoksningernes alder, struktur og tilstand på det tidspunkt, hvor de formelt overgår til urørthed.

De enkelte områdepar

I det følgende skal på baggrund af de skovhistoriske undersøgelser fremhæves en række forskelle og ligheder i områdeparrenes skovhistorie.

I tabel 1 er foretaget en forsimplet sammenfatning vha. en grov karakterskala. Yderligere skovhistoriske oplysninger samt referencer til disse findes i rapporten fra første undersøgelse (Møller 1997).

1. Strødam og Strøgårdsvang (Gribskov)

De tre områder er bøgedominerede, men har væsentligt forskellig skovhistorie, også de to urørte arealer på Strødam. Arealerne har alle været udnyttet til græsning, senest for det kongelige, frederiksborgske hestestutteri, men denne benyttelse blev indstillet på forskellige tidspunkter i løbet af 1800-tallet.

Strødam 2 har i over 150 år været det mest ekstensivt drevne af de tre områder (Figur 2). Det indgik i det areal, der blev benyttet af det frederiksborgske hestestutteri fra 1621 og indtil dette blev nedlagt i 1871 og arealet solgt til C.F. Tietgen. Efterfølgende blev det kernen i det i 1925 oprettede

Urørt skov i Danmark

Udlæg af 'urørt skov' er en helt central del af de seneste – og kommende – års naturindsats i de danske skove.

'Urørt skov' kan spænde fra artsrig og meget strukturdivers, 'urskovsagtig' skov til helt unge, ensartede og trivielle plantninger af hjemlige såvel som af indførte arter – og for såvidt: renafrifter og andre åbne arealer, der er udlagt til naturlig tilgroning. Afhængig af udgangspunktet vil det derfor kunne tage fra årtier til adskillige århundreder førend de afgørende strukturer og levesteder, knyttet til eksempelvis store gamle træer, dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier, hultræer og andre naturmæssigt værdifulde træer vil have udviklet sig.

I 1992 blev arealet med urørt skov, udlagt til fri succession gennem bl.a. administrativ fredning, naturfredning og ejerbeslutning, således anslået til højst 500 hektar, med Suserup Skov, Bredvig Mose, Vorsø og dele af Draved Skov som nogle af de nok bedst kendte eksempler.

Med naturskogsstrategien fra 1994 (Skov- og Naturstyrelsen 1994) blev arealet med urørt skov udvidet til ca. 5422 ha i 1998, hvoraf de 556 ha dog først ville overgå til urørthed efter år 2000 (Møller 2000). I 2016 var der i alt formelt udlagt ca. 9000 ha urørt skov i Danmark. På grundlag af den seneste skovstatistik kan det dog anslås, at omkring 35.000 ha eller knap 6 % af det danske skovareal de facto har karakter af urørt skov (Nord-Larsen et al. 2016). Med naturpakken fra 2016 er det målet, at udlægge yderligere 13.300 ha urørt skov, heraf de 10.000 ha i statsskovene.

Målet er fortsat at sikre eksisterende, værdifulde, men ofte ret små arealer mod negative indgreb og fremtidssikre dem og deres artsindhold ved bl.a. at øge arealet gennem udlæg af tilliggende naboarealer samt at udlægge nye, store områder til formålet. Alt i tillid til at naturprocesserne selv vil sikre de mest optimale betingelser for biodiversiteten.

Efter at den strenge tolkning (senere kaldet urørt urørt) havde været i kraft i knapt 20 år blev ønsket om at kunne foretage indgreb af forskellig art for stort, og en ny definition eller fortolkning taget i brug, således at fjernelse af træer og dødt ved fortsat ikke må finde sted, men at der kan foretages mindre naturplejeindgreb til gavn for biodiversiteten, herunder bekæmpelse af invasive arter.

Strødamreservat. Bortset fra tilplantning af nogle mindre, åbne arealer, har den forstlige indsats i området været begrænset. Områdets ældste ege og bøge, der nu er omkring 2-300 år gamle, er i stor udstrækning bevaret til naturligt henfald. Området har trods en formodentlig generel grundvandsstandssænkning, en højere grad af naturlig hydrologi, med flere naturlige væld og våde smålavninger uden drængrofter, end det ses andre steder i Gribskov.

Strødam 1 (Rankeskov) har været helt urørt siden omkring 1987 og forinden i princippet været drevet med plukhugst siden Strødamreservatets oprettelse i 1925.

Arealet hørte under statsskovvæsnet fra det blev afgivet af stuttoriet og indtil Tietgen erhvervede det i 1873. Selvom der forekommer enkelte ældre, flerstemmede bøge langs vestsiden, hidrører størstedelen af bevoksningen fra en forstlig fladeforyngelse, som blev gennemført omkring 1863, mens den stadig var statsskov. Stormfald og trædød har efterhånden givet et vist opbrud i bevoksningsstrukturen, men den er stadig stærkt præget af sin fortid (Figur 3).

Bevoksningen er et illustrativt eksempel på problematikken ved udlæg af en klassisk bøgesøjlehal til urørt skov.



Figur 3. Urørt bøgeskov i Rankeskov på Strødamreservatet (Strødam 1). Bevoksningen har været drevet med plukhugst siden 1925 og urørt siden omkring 1987, men er stadig præget af sin oprindelse som forstlig bøgesøjlehal fra omkring 1863.

Foto: Peter Friis Møller, marts 2015.

Unmanaged beech forest in Rankeskov in Strødamreservatet (Strødam 1). The stand has been managed by selective harvest since 1925 and unmanaged since 1987, but is still an illustration of the original beech forest from ca. 1863.



Figur 4. Referencefladen i Strøgårdsvang med ca. 115-150-årige bøgebevoksninger, der helt overvejende er plantet og har været drevet med almindelig, forstlig bøgeskovdrift siden 1800-tallet. Foto: Peter Friis Møller, marts 2015

The reference area in Strøgårdsvang with ca. 115-150 years old beech stands, predominantly planted and managed as traditional beech forests since 19th century.

Referencefladen i Strøgårdsvang er en ca. 115-150-årig bøgebevoksning, der helt overvejende er plantet og har været drevet med traditionel, forstlig bøgeskovdrift siden 1800-tallet (Figur 4).

Omkring 1990 blev der foretaget jordbearbejdning på store dele af arealet med henblik på selvforyngelse, dvs. udnyttelse af det naturlige frøfald, og gradvis lysning

for opvæksten gennem borthugst af overstanderne (overtagen).

Arealet er meget repræsentativt for den klassiske forstlige bøgedyrkning, som den har været praktiseret i 18- og 1900-tallet, og stadig bliver det.

2. Bredvig Mose

Både det urørte areal og det forstligt drev-

ne referenceområde i Bredvig Mose ligger på hævet havbund ud mod strandenge langs Roskilde Fjord og har uden tvivl været udnyttet til græsning og hølslæt i sammenhæng med disse (Figur 5).

Det urørte areal (BrA) har karakter af gammel, meget varieret tilgroningsskov med tidligere græsningspåvirkning på meget afvekslende jordbund. De ældste træer er



Figur 5. Bredvig Mose i Jægerspris Nordskov. De to områder adskilles af et skovspor. Den urørte del (BrA) til venstre og den dyrkede bevoksning (BrB) til højre. Foto: Peter Friis Møller, marts 2015.

Bredvig Mose in Jægerspris Nordskov.

The two investigated areas are separated by a track. The unmanaged part (BrA) to the left and the managed stand (BrB) to the right.

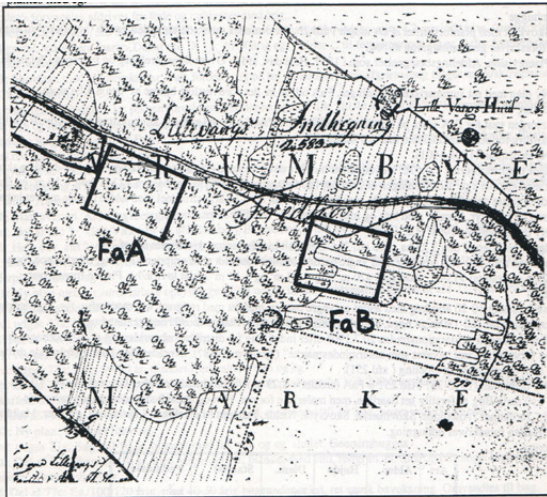
Nr.	Navn	Areal ha	Karakteristik	Drift Status		Drift Klasse		Vedvarighed (kontinuitet)	
				1994	2015	1994	2015	Klasse	Brud
1	Strødam 1	10,3	Bøgeskov. Ret ensartet og ensaldrende, ca. 155-årig, iblandet enkelte ege og ask. Flere lysninger og lysbrønde efter stormfald og døde træer med opvækst af bøg, ær. Våde lavninger med ellesump. Urørt fra ca. 1987.	Urørt	Urørt	3	4	2	
	Strødam 2	6,6	Bøgedomineret, meget varieret, 50-300-årig blandet eg, ask. Yngre partier af ask, ær, avnbøg. Meget dødt ved, våde lavninger og væld. Urørt fra ca. 1987.	Urørt	Urørt	3	4	3	
	Strøgårdsvang	10,3	Bøgeskov. Ca. 123- og 160-årig, åben bevoksning med i dele tæt opvækst af bøg (selvforyngelse igangsat o. 1990).	Alm. hugst	Alm. hugst	1	1	3	X Nål
2	Bredvig A	5,7	Længe urørt, særdeles varieret blandet af rød, ask, bøg, stilkeg, birk, abild. Opvækst af bøg, ær. Meget dødt ved. Gradient fra højbund med muld og mør til åben våd tørv. Urørt fra ca. 1919.	Urørt	Urørt	5	5	4	
	Bredvig B	5,4	Blandt af 40-100-årig bøg, ær, ask, birk og el med enkelte ældre ege. Underskov domineret af bøg, ær og tjørn.	Plukhugst	Plukhugst	2	2	1	
3	Lillevang A (Kaffehøj)	2,0	Bøgeskov. 100-320-årige bøge iblandet yngre bøge, ege, kirsebær, ær. Lysbrønde, meget dødt ved. Adm. fredet 1905, urørt 1994.	Urørt	Urørt	4-5	5	4	X
	Lillevang B	2,0	Bøgeskov. Ret ensartet, lidt åben søjlehal af ca. 125-årig og 160-årig bøg, iblandet enkelte ca. 230-årige ege. Opvækst af bøg, ær og elm.	Alm. hugst	Alm. hugst	1	1	2	X
4	Nørreskov A (Svenske-bøgene)	5,7	Bøgeskov. Meget uensartet og varieret 20-50 – 100-200 og 250-350-årig. Meget dødt ved. Opvækst af bøg og røn. Adm. fredet 1915, urørt 1994.	Urørt	Urørt	4	4	3	
	Nørreskov B	4,7	Bøgeskov; ca. 135-årig, åben bevoksning iblandet lærk og gran, opvækst af bl.a. ær og bøg.	Plukhugst	Plukhugst	1	2	2	X Nål
5	Jonstrup Vang A (Madses Bakke)	1,7	Blandt af ca. 220-årig småbladet lind, bøg og eg. Adm. fredet (plukhugst), urørt 1994.	Urørt	Urørt	2	4	4.5	
	Jonstrup Vang B)*	2,7	Bøgeskov. Ret ensartet, ca. 95-årig søjlehal.	Alm. hugst	Alm. hugst	1	1	2	x
6	Suserup Skov	19,3	Bøgedomineret, længe urørt og meget varieret blandet af bøg stilkeg, ask, storbl. lind, rød, ær. Lystskovstatus i 1854, fredet 1925, helt urørt ca. 1977.	Urørt	Urørt	4	5	3-4	(x)
	Næsbyholm Enemærke	19,1	Mod vest ca. 130-årig bøgeskov med artsrigt bryn ud mod søen og i øvrigt ca. 30-årig ær, ask og yngre plantninger af rødgran og bøg med sitkagran og glansbladet hæg.	Alm. hugst	Alm. hugst	1	1	2/0	x
7	Rådmandshave A	5,7	Blandt af 200-årige ask og rød med tæt underskov af hæg og mod vest eg, bøg, navr, ær mm. Fredet, urørt 1947.	Urørt	Urørt	4	5	2-	(x)
	Rådmandshave B	1,9	Blandt af bøg, eg og avnbøg og jævn overgang til sumpskov af el og ask. Fredet 1947, helt urørt 1997.	Urørt	Urørt	3	5	2-	(x)
	Rådmandshave C	3,3	Blandt af bøg, eg, ask, avnbøg, navr, hæg, ær mm., med overgang til ellesump. Fredet 1947, urørt 1997.	Plukhugst	Urørt	3	4	2-	(x)
	Rådmandshave D	3,3	Gammel, åben bøg- og egeskov med 40-60-årig blandet af bl.a. bøg, eg, ask, avnbøg, navr, hæg, ær og navr. Fredet 1947, urørt 1997.	Plukhugst	Urørt	3	4	2-	(x)

*) Området indgik ikke i undersøgelsen i 1992-94, hvor dette og andre arealer i omegnen fandtes for usammenlignelige med det urørte areal (især pga. ekspansering mod nord). Det blev efter fornyet overvejelse udvalgt og inddraget i undersøgelserne i 2015.

Tabel 1

Oversigt over undersøgelsesområderne og deres areal, karakteristik, drift i hhv. 1994 og 2015, samt sammenfatning af kontinuitet efter en simpel classeskala (0: <50 år, 1: 50-100 år, 2:100-500 år, 3: 500-1000 år, 4: 1000-5000 år, 5: >5000 år), angivelse af kendte, omfattende kontinuitetsbrud (som fx opdyrkning eller rydning og træartsskifte) samt en klassifikation af driften i hhv. 1994 og 2015, ligeledes efter en ligeledes simpel classeskala (1: Normal (intensiv) drift, 2: Ekstensiv drift (plukhugst), 3: Plukhugst eller urørt <10 år, 4: Urørt skov 10-50 år, 5: Urørt skov >50 (100 år), fra Møller (1997).

The investigated forests and their stands in 1994 and 2015, respectively. The forest continuity is outlined using a simple scale (0: <50 years, 1: 50-100 years, 2:100-500 years, 3: 500-1000 years, 4: 1000-5000 years, 5: >5000 years), and known, major gap in the continuity (e.g. agriculture, harvest and change in tree species identity). Classification of management in 1994 and 2015, respectively is also following a simple scale (1: Normal (intensive) management, 2: Extensive management (selective harvest), 3: Selective harvest or unmanaged <10 years, 4: Unmanaged forest 10-50 years, 5: Unmanaged forest >50 (100 years), from Møller (1997).



Figur 6. Undersøelsesområderne i Farum Lillevang indtegnet på udskiftnings- og indfredningskortet fra 1782. Som det fremgår, var en del af den nuværende skovgrund dyrket mark frem til dette tidspunkt, hvor disse arealer tilkultiveres med især eg.

Kortlægningen af markerne er ret nøjagtig og dyrkningssporene kan stadig anes som højryggede agre i skovbunden.

As the map shows, part of the reference area in Farum Lillevang was cultivated until 1782 where the woodland was fenced and the fields within the new fences were afforested, mainly with oak.

Figur 7. Det urørte areal (FaA), der ligger omkring den markante bronzealderhøj, Kaffevej, rummer en rest gammel bøgeskov, der blev bevaret som følge af en administrativ fredning i 1905.

Ifølge årringstællinger på boreprøver stammer bøgene fra tidsrummet 1690-1780, dvs. givetvis den skov, der omtales som indfredet i 1730, og som er vist på kortet i figur 6.

Foto: Peter Friis Møller, marts 2015.

The unmanaged area (FaA) is a remnant of an old beech forest, which was protected by an administrative conservation act in 1905. Based on tree ring surveys, the beech trees can be dated back to 1690-1780.



Figur 8 (nederst th). Referencefladen (FaB) i Farum Lillevang.

Bevoksningen er en ret ensartet søjlehal af ca. 125-årig og 160-årig bøg, iblandet enkelte ca. 230-årige ege. Bevoksningen er plantet, til dels på tidligere mark, hvor egene er levn af første generation.

Foto: Peter Friis Møller, marts 2015.

The reference area (FaB) in Farum Lillevang. The stand is a uniform tall ca. 125-160 year's old beech with few specimen of 230-year's old oak trees. It is planted partly on former fields. The oaks are a remnant of first generation forest.



spredte, 150-300-årige bøge og ege. Der er ingen yngre hugstspor, men flere elle og aske er stødskud efter stævninger før 1920. Området blev formelt fredet som urørt skov i 1956, men har i praksis været urørt siden omkring 1919, bortset fra grøfteoprensning i den østlige del.

Referenceområdet (BrB) rummer både selvsåede og plantede elementer. Bevoksningen blev tyndet forholdsvis stærkt lige inden undersøgelsen i 1992 og har efterfølgende, siden 1994, tilsyneladende kun været udsat for en enkelt udtynding, foretaget efter årtusindskiftet og omfattede især ask samt bøg i dele af området, desuden delvis oparbejdning af stormfald.

Grøfter er blevet oprenset i perioden, men især mod øst fremtræder området våde-

re end det erindres fra 1994. Driften er i perioden tilsyneladende blevet mere ekstensiv og der er især i østsiden aktuelt en del dødt ved, især af ask.

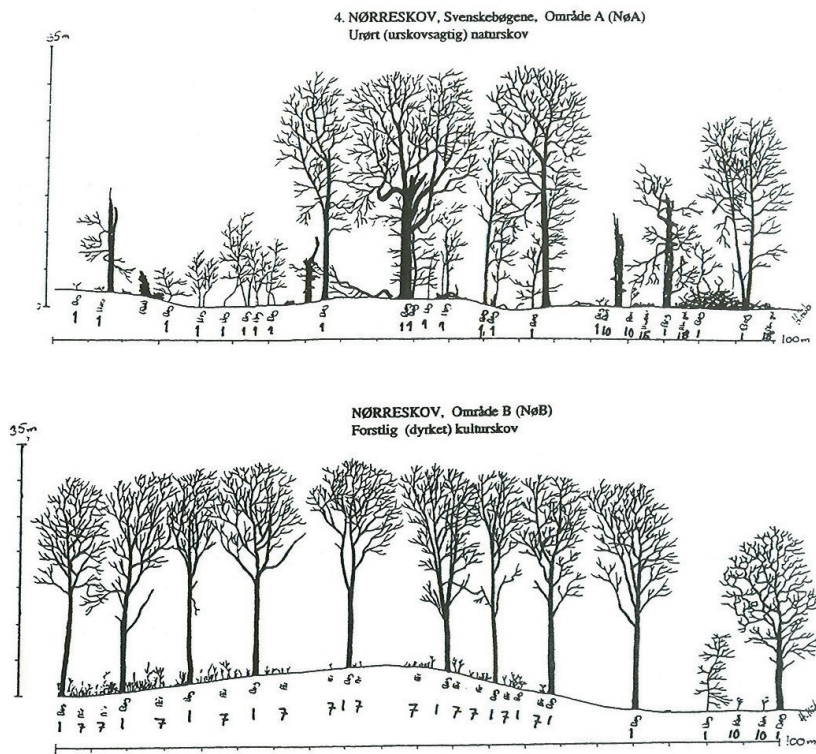
3. Farum Lillevang

Størstedelen af det nuværende skovareal, inkl. de to undersøgte områder, har efter alt at dømme været skovryddet og dyrket i bronzealderen. En del af arealet blev senere skov på ny, muligvis allerede i oldtiden, mens andre dele, bl.a. den østlige halvdel af referencefladen (FaB) også blev dyrket i 1700-tallet, indtil indfredningen i 1782 og den efterfølgende tilplantning eller tilsåning i 1785 (Figur 6).

Farum Lillevang blev, som andre kongelige skove indfredet i henhold til skovforordningen af 1781, men netop i denne skov

var en del af vangen, ifølge en indberetning fra 1730, allerede i praksis blevet fredet af bønderne i de første tiår af 1700-tallet (Fritzboeger 1993). Dette har givetvis sikret den opvækst, der senere blev til de gamle bøge, der stadig findes ved Kaffevej i område FaA (Figur 7). Disse bøge blev fredet administrativt i 1905. Hele bevoksningen i området fik formelt status som urørt skov i 1994.

De gamle bøge, der stod på den vestlige del af referencefladen (FaB, Figur 8) blev fornyet i 1800-tallet og hele arealet har siden været drevet som almindelig, forstlig bøgehøjskov (søjlehal), dog med den undtagelse, at flere af de gamle ege fra 1785, fortsat bevares.



Figur 9. Strukturprofiler fra hhv. urørt og dyrket bøgeskov i Nørreskov (NøA og NøB) udarbejdet af Hanne Hübertz.

Tegningen er også repræsentativ for de strukturelle forskelle på bl.a. FaA og FaB.

Profiles of the managed and unmanaged beech forest in Nørreskov (NøA and NøB). Similar profiles are also representative for e.g. FaA and FaB. Drawings by Hanne Hübertz

4. Nørreskov

De to undersøgte arealer i Nørreskov (NøA og NøB) har formodentlig nogenlunde samme forhistorie indtil anden halvdel af 1700-tallet, hvor Nørreskov ligesom de øvrige kongelige skove i Nordsjælland indgik i det Gram-Langenske skovbrug i perioden 1764-78. Skoven i referenceområdet (NøB), men ikke NøA indgik i en af de afdelinger, som blev forynget og genkultiveret i disse år, som foreskrevet i den intensive langenske skovdrift.

NøB var i 1800-tallet i store dele domineret af nåleskov, som omkring 1880 var blevet omdannet til bøgedomineret skov gennem plantning efter afdrift.

I Naturskogsstrategien i 1994 blev størstedelen af arealet udlagt til plukhugst og brynet ud mod Furesøen (bræmmen øst for stien) til urørt skov. Arealet har dog stadig udpræget karakter af forstlig søjlehal. I 2014/15 foretoges en udtynding på skønsvist 10-20 % af stamtallet samt oparbejdning af en del af det ældre stormfald.

I NøA har driften været anderledes ekstensiv (Figur 9). Den bøgedominerede bevoksning er løbende blevet tyndet i



Figur 10. Store eksemplarer af småbladet lind i den urørte bevoksning på Madses Bakke i Jonstrup Vang (JonA). Foto: Peter Friis Møller, april 2015.

Large Small-leaved Lime (Tilia cordata) in the unmanaged part of Jonstrup Vang (JonA).

1800-tallet, men er ikke blevet forynget. De tilbageværende, gamle bøge fra sidste halvdel af 1600-tallet blev bevaret og administrativt fredet i planen fra 1915. Fredningen indebar, at de gamle bøge skulle bevares til død, men kunne oparbejdes ved stormfald o.l., således som det bl.a. skete efter stormfaldet i 1967. Med naturskogsstrategien blev hele bevoksningen lagt urørt i 1994.

5. Jonstrup Vang

Jonstrup Vang er blandt andet bemærkelsesværdig ved sine naturlige forekomster af småbladet lind. I driftsplaner fra 1891 og 1915 nævnes lind fra 13 af skovens daværende afdelinger, bl.a. fra både Madses Bakke (Jon A) og referencefladen (Jon B). Lind var dominerende i den atlantiske urskov og naturlige forekomster af lind kan tolkes som udtryk for lang kontinuitet, dvs. at områderne ikke eller kun i begrænset omfang har været ryddet og opdyrket.

Indtil omkring 1923 havde de to områder i Jonstrup Vang (Jon A og Jon B) i hovedtræk samme sammensætning og karakter, idet de begge var bevokset med gammel bøgeskov iblandet eg og enkelte linde fra sidst i 1700-tallet (fra 1770-90 til omkring år 1800).

I 1923 blev skoven på og omkring JonB fladeforynget og har siden været næsten ren, ret ensartet bøgeskov, underlagt almindelig skovdrift med tyndingshugst og fjernelse af salgbar vedmasse. Der er senest hugget i bevoksningen i 2014, umiddelbart inden undersøgelsen.

Bevoksningen på Madses Bakke (JonA) blev derimod fredet administrativt for at bevare især lindene (Figur 10). Tre store linde blev dog fældet og udtaget i 1970. I perioden 1968-1992 blev bevoksningen gennemhugget flere gange og underskov og opvækst af bøg, elm, birk, ær mv. ryddet for at forbedre lindens muligheder for selvsåning. Hele arealet overgik til urørt skov i 1994.



Figur 11. Næsbyholm Storskov. På størstedelen af arealet er de gamle bøge, der prægede området i 1995, blevet fældet og afløst af dels den daværende underskov af ær med bøg og ask og dels af plantninger. De gamle bøgestød ses stadig. Midt i billedet ses en terrassekant fra dyrkningen i jernalderen.

Foto: Peter Friis Møller, marts 2015.

Næsbyholm Storskov. In 1995, the area was dominated by old beech trees. They are now felled and replaced by plantation and trees from the former understory of Sycamore maple, beech and ash. The old beech stumps are still visible as well as an old terrace from the Iron Age farming in the middle.



Figur 13. Suserup Skov er med sine 19 ha tilstrækkelig stor til at rumme flere af den urørte skovs dynamiske faser. Her har yngre, bøgedomineret skov afløst de 2-300-årige, stormfaldne bøge.

Foto: Peter Friis Møller, september 2015.

Suserup Forest displays several characteristics of unmanaged forest dynamics despite that the forest is only 19 ha. The photo shows how young beech replaces 2-300 year's old stormfelled beech trees.



Figur 12. Rest af gammel, død eg i længe urørt, bøgedomineret skov i Suserup Skov. Foto: Peter Friis Møller, september 2015.

Old dead oak in the old growth beech dominated forest of Suserup.

6. Suserup Skov og Enemærket i Næsbyholm Storskov.

De to områder har i nogen grad en fælles fortid, idet stort set hele Næsbyholmområdet og de højestliggende dele af Suserup har været ryddet i oldtiden og dyrket frem til omkring år 600 i Næsbyholm og måske senere i Suserup Skov. Efterfølgende blev eg og bøg dominerende. Et mindre markareal i nordsiden af Suserup Skov blev først besået eller tilplantet med eg efter indfredningen i 1806.

Mens Næsbyholmområdet i 1800-tallet blev underlagt almindelig forstlig drift med omfattende udgrøftning og med hovedvægt på bøg (Figur 11), var driften af Suserup Skov mere ekstensiv og plukhugstagtig, med overholdelse af udvalgte, store gamle træer (Figur 12, 13). I 1850'erne fik skoven status som 'lystskov' og i 1925 blev den formelt fredet. Fredningen sikrede bevarelse af gamle træer, men åbnede mulighed for en vis pleje med hugst og plantning. I 1930'erne og under 2. Verdenskrig blev der foretaget hugst af gamle og især svampeangrebne træer til brændsel (Rasmussen 2014), derudover blev der hugget meget elm og foretaget plantninger af eg og buskarter. Siden 1961 og især 1977 har hele skoven haft status som urørt skov.

Siden midten af 1900-tallet har Suserup



Figur 14.
Gammel avnbøg i artsrig løvblandskov i Rådmandshaven.
Foto: Peter Friis Møller, april 2015.
Old hornbeam (Carpinus betulus) in the species rich deciduous mixed forest in Rådmandshave.

været fulgt med videnskabelige undersøgelser og er en af Danmarks bedst undersøgte, urørte skove (Hahn & Emborg 2007).

7. Rådmandshave

Rådmandshave har med sin tætte beliggenhed ved Susåen, det middelalderlige Skovkloster (det senere Herlufsholm) og Næstved By været genstand for en væsentlig udnyttelse.



Figur 15 A og B Næsbyholm Storskov (referencefladen til Suserup Skov). A: Ved den første undersøgelse i 1992-94 var arealet i Næsbyholm Storskov domineret af højstammet bøgeskov fra omkring 1880 med vekslende underskov af selvsået ær (ahorn), bøg og ask. B: I 2015 var størstedelen af den gamle skov afviklet og afløst af den tidligere underskov eller erstattet af plantninger af eg og bøg iblandet rækker af bl.a. sitkagran, rødgran og glansbladet hæg.
Ortofotos fra hhv. 1995 og 2014.

*Næsbyholm Storskov (reference area to Suserup). A: In the first survey from 1992-1994 the area was dominated by tall beech forest from ca 1880 with a mixed shrub layer of Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*), beech (*Fagus sylvatica*) and ash (*Fraxinus excelsior*). B: In 2015, the major part of the forest was harvested and the former shrub layer was replaced by planted oak and beech including rows of e.g. Sitka spruce (*Picea sitchensis*), Norway spruce (*Picea abies*) and Black cherry (*Prunus serotina*). Orthophotos from 1995 and 2014.*

Dele af højbunden har muligvis været dyrket i oldtiden. Den lave, tidligere meget vådere bund har været udnyttet til høslæt og evt. græsning, tilsyneladende i en form for engskov med spredte aske og elle. Omkring år 1800 hugges en del eg i skoven og i 1917-21 pligthugst til brænde. Fra 1800-tallet og op gennem især 1900-tallet fungerede skoven i stigende grad som 'lystskov' for borgerne, hvad der er en af grunde til at skoven blev fredet i 1947. Fredningen foreskriver plukhugst, der skal sikre at et passende antal af træerne opnår maksimumalder samt at eng- og kratpartierne i østsiden, især områderne med ask og hæg, dvs. størstedelen af RåA og RåB skal forblive i naturtilstand og ingensinde må undergives hugst eller kultur, dvs. i princippet urørt skov. Skoven blev hårdt ramt af orkanen i 1967, hvor de stormfaldne træer i stort omfang blev oparbejdet i hele området. Driften var i de efterfølgende årtier forholdsvist ekstensiv, bortset fra stedvis oparbejdning af stormfald. I 1997 blev størstedelen af skoven, inklusiv undersøgelsesområderne udlagt til urørt skov (Figur 14).

Udviklingen i områderne mellem undersøgelserne (1994-2015)

De godt 20 år, der er gået siden første undersøgelse i 1992-94, har sat sit præg på såvel urørte som dyrkede områder. De fleste arealer har været udsat for stormfald, fortsat elmesyge og fra omkring 2004 desuden for angreb af den nytilkomne og delvist dødelige svampesygd, aske-toptørre (askesyge).

Siden 1994 er fem storme gået over landet, bl.a. i december 1999, januar 2005, oktober 2013 ('Allan'), december 2013 ('Bodil') og november 2015 ('Gorm'). Stormene har ikke medført fladefald i bevoksningerne, men i alle kan konstateres spredte rodvælttere, nedbrud af døde og svækkede træer samt af kroner og grene på levende træer. Det gælder især på Strødamarealerne, i Bredvig Mose (A), Farum Lillevang (A), Nørreskov (A) og i Suserup Skov, hvor flere af de ældste, 250-300årige bøge er døde i perioden.

Den fortsatte eller tilbagevendende elmesyge medfører bl.a., at der ikke udvikles større træer af elm de steder, hvor denne art stadig forekommer og tidligere har spillet en rolle (navnlig i Suserup Skov).

Træarten ær (ahorn) har bredt sig yderligere i næsten alle områderne og præger flere steder opvæksten og dermed lystilgangen til bunden.

De forstligt drevne arealer har ikke overraskende undergået den største påvirkning og forandring

Det gælder især Næsbyholm, hvor størstedelen af den gamle bøgeskov, der dækkede området i 1990'erne er blevet afviklet, tildels gennem renafrift og påfølgende nyplantning af andre træarter (Figur 15a, 15b).

I Strøgårdsvang, hvor der omkring 1990 blev foretaget jordbearbejdning med henblik på selvforyngelse, er afviklingen af bøgeoverstandere fortsat, således at dele af arealet nu er præget af tæt, ung opvækst af først og fremmest bøg (Figur 4).

I Nørreskoven er referencefladen, Nø B blevet gennemhugget (bortset fra østbrynet, der nu er urørt skov) og op mod 20 % af bøgene i overetagen er udtaget fra arealet. På det urørte areal (NøA) er vandstanden i en tidligere drænet lavning i den sydlige del, blevet højnet ved lukning af afløbsgrøften omkring år 2000.

Det forstligt drevne referenceområde i Jonstrup Vang (Jon B), der ikke indgik i undersøgelsen i 1992-94, er ligeledes blevet udtyndet, med fjernelse af størstedelen af den huggede vedmasse.

I plukhugstarealerne er driften tilsyneladende blevet mere ekstensiv; i Bredvig Mose B er der efterladt mere dødt ved og i Rådmandshave er der, bortset fra friskæring af stier o.l. ikke blevet fældet træer eller oparbejdet stormfald i større omfang, således at alle delområderne i skoven nu i praksis har karakter af urørt skov.

Det generelle indtryk er, at mængden af dødt ved er steget i områderne, bortset fra på Næsbyholm, hvor det fortsat er meget lavt pga. driften og sankning fra lejrpladser nær søbredden.

TAK

Tak til 15. Juni Fonden, hvis støtte muliggjorde projektet, til skovejerne og -forvalterne, der har givet tilladelser til undersøgelserne og stillet oplysninger til rådighed, ligeledes tak til projektets mange medvirkende, ikke mindst til Inger Kappel Schmidt og Vivian Kvist Johansen for et fremragende samarbejde.

CITERET LITTERATUR

- Fritzboeger B 1993: Dansk Skovbrug 1710-33. Selskabet til Udgivelse af Kilder til Dansk Historie og Skovhistorisk Selskab. 302 pp.
- Hahn K & Emborg J (red.) 2007: Suserup Skov: structures and processes in a temperate, deciduous forest reserve. – Ecological Bulletins, 52: 1-196.
- Johannsen VK, Dippel TM, Møller P F, Heilmann-Clausen J, Ejrnæs R, Larsen J B, Raulund-Rasmussen K, Rojas SK, Jørgensen BB, Riis-Nielsen T, Bruun HHK, Thomsen PF, Eskildsen A, Fredshavn J, Kjær ED, Nord-Larsen T, Caspersen OH & Hansen GK 2013: Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992-2012. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning.
- Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Alban MK & Johannsen VK 2017: Strukturer med betydning for biodiversiteten i urørt og forstligt drevet skov. Flora og Fauna 123 (2-4).
- Møller PF 1997: Biologisk Mangfoldighed i Dansk Naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 1997/41. 209 pp. Findes elektronisk på www.geus.dk under Glaciologi og Klima.
- Møller PF 2000: Status for urørt skov i Danmark. Udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2000/20. 21 pp.
- Nielsen F, Brøgger-Jensen S, Larsen JB & Møller PF 1995: Basisprogram for Naturskovsforskningen. Projektrapport udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen. Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. 106 pp.
- Nord-Larsen T, Johannsen VK, Riis-Nielsen T, Thomsen IM, Suadcani K, Vesterdal L, Gundersen P & Jørgensen BB 2016: Skove og Plantager 2015. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.
- Peterken GF 1974: A method for Assessing Woodland Flora for Conservation Using Indicator Species - Biological Conservation 6 (4): 239-245.
- Peterken GF 1995: Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press. 522 pp.
- Rasmussen B 2014: Et liv i skoven. Skovens folk fortæller. IV. Skovhistorisk Selskab.
- Rose F 1976: Lichenological indicators of age and environment continuity in woodlands. In: Brown, D.H., D.L. Hawksworth & R.H. Bailey (eds.). Lichenology: Progress and problems: 279-307. Academic Press, London.
- Rose F 1988: Phytogeographical and ecological aspects of Lobarina communities in Europe. - Bot. J. Linn. Soc. 96: 69-79.
- Skov- og Naturstyrelsen 1994: Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige naturtyper. 48 pp.
- Skov- og Naturstyrelsen 1997: Særlig beskyttet naturskov - lokaliteter i statsskoven. Bind 1 Øerne, Bind 2 Jylland.

Skovstruktur i urørt og forstligt drevet skov

Sebastian Kepfer-Rojas, Torben Riis-Nielsen, Inger Kappel Schmidt, David Bille Byriell, Mathias Justesen, Allan Overgaard Nielsen, Morten Alban Knudsen, Vivian Kvist Johannsen

Kun 5,5 % skov i Danmark er urørt (Nord-Larsen et al. 2016). I de kommende år vil flere skove blive udlagt til urørt skov som en vigtig indsats for at stoppe tilbagegangen af biodiversiteten i skovene (Højgård Petersen et al. 2016). Derudover er der implementeret naturnær skovdrift i statsskovene, hvilket kan gavne diversiteten af skovtilknyttede arter. Intensiv skovdrift har primært til formål at optimere biomasseproduktionen og strukturen, og sammensætningen af skoven er overvejende målrettet en høj vedproduktion med mindst mulig investering. Det resulterer oftest i monokulturer af ensaldrende træer, der fældes samtidig ved renafdrift, hvorved skovens naturlige udvikling og næringskredsløb ændres drastisk. Dertil kommer dræning af skovjordene. En konsekvens af disse tiltag er et skovmiljø uden kontinuitet og karakteriseret af lav strukturel hetero-

genitet. En mere naturlig udviklet skov vil have en mere varieret struktur og flere habitater og kan dermed potentielt rumme højere diversitet af flora og fauna.

Etablering af områder med urørt skov er foreslået som den økonomisk set mest effektive måde at undgå yderligere tab af biodiversitet i Danmark (Højgård Petersen et al. 2016), men spørgsmålet er, om den urørte skov vil resultere i en dominans af sen-successions arter som bøg (*Fagus sylvatica*) på bekostning af f.eks. eg, hvilket kan have negative konsekvenser for biodiversiteten. Bøg er et skyggetræ, der kan begrænse udviklingen af en varieret skovbundsflora og busklag og hæmme rekrutteringen af andre træarter.

Naturnær skovdrift med plukhugst har været foreslået som en driftsform, der

potentielt kan sikre bedre beskyttelse af biodiversiteten i skov og samtidig give et vist økonomisk afkast. Formålet med naturnær skovdrift er skovdrift med naturlig selvforyngelse, uensaldrende bevoksninger med flere træarter i forskellige aldre inden for et relativt lille areal. I den naturnære skovdrift anvendes der ikke dræning eller jordbearbejdning (Brunet et al. 2010; Larsen og Nielsen 2007). Rationalet er, at denne type drift vil understøtte en skovstruktur til gavn for flora og fauna. Driftsformen er vidt udbredt i Europa, men dens betydning for diversiteten i skovene mangler stadig dokumentation.

For at kunne evaluere skovdriftens betydning for biodiversiteten, er det nødvendigt at identificere hvilke nøglefaktorer, der understøtter bæredygtige populationer af skovtilknyttede arter, og hvordan skovdriften påvirker disse nøglefaktorer. Da en fuldstændig kortlægning af forskellige taksonomiske grupper ofte ikke er mulig, er strukturelle elementer og andre faktorer af betydning for biodiversiteten brugt som et proxy for biodiversitet generelt, selv om det snarere er en kortlægning af potentialet for biodiversitet (Johannsen et al. 2017). Adskillige studier har identificeret nøglefaktorer med en positiv betydning for biodiversiteten i skovbunden (Lindenmayer et al. 2006; Gossner et al. 2014). Store træer, dødt ved, strukturel heterogenitet, artsdiversitet i kronelaget, naturlig hydrologi og naturlige forstyrrelser antages f.eks. at have betydning for høj forekomst og diversitet af mange taxa.

I dette studie sammenligner vi skovstrukturer og andre habitat-karakterer i 17 skovbevoksninger på Sjælland som hhv. er under intensive skovdrift (renafdrift), naturnær skovdrift med plukhugst eller har

Summary

Forest structures in managed and unmanaged deciduous forests

Only 5,5 % of the forests in Denmark are unmanaged. It is foreseen that the area with unmanaged forest or forest managed for biodiversity will increase in the future. Identifying the key elements that characterize management practice and how they relate to biodiversity can aid in informing and developing prioritization plans for the designation of unmanaged forest areas and production forests. In the present study, we compare key forest structures in 17 paired managed and unmanaged forests for elements, which are identified as important for biodiversity in forests e.g. dead wood and structural heterogeneity. We found that intensively managed forests match unmanaged forests in regard to biomass, tree density and tree volume whereas key factors for biodiversity such as the amount of dead wood, the number of large trees and the structural heterogeneity expressed as standard deviation on tree height at plot scale are higher in the unmanaged forests. Further, there are fewer wetlands in the managed forests due to extensive drainage. The study only included two forests where selective forestry is practiced. However, data from these two sites indicate that the selective forest management practiced in the State forests may reduce the impact of intensive forest management.

Keywords: Lidar; structural heterogeneity, selective forest management, beech, *Fagus sylvatica*, dead wood

ligget helt urørt i 20 til 100 år efter længere perioder med meget ekstensiv drift (Møller 2017). Vi undersøgte artsrigdommen og dominansstrukturer i kronelaget og opvæksten af træer i relation til abiotiske faktorer som næringsstoffer og vand og i samspil med driften. Vi fokuserede specielt på strukturelle egenskaber, som er kendt for at understøtte diversitet af skovtilknyttede arter (Lindenmayer et al. 2006). Desuden bliver de samme data brugt i de følgende artikler til at evaluere skovdriften i relation til diversitetsmønstre af flere organisme-grupper.

MATERIALE OG METODE

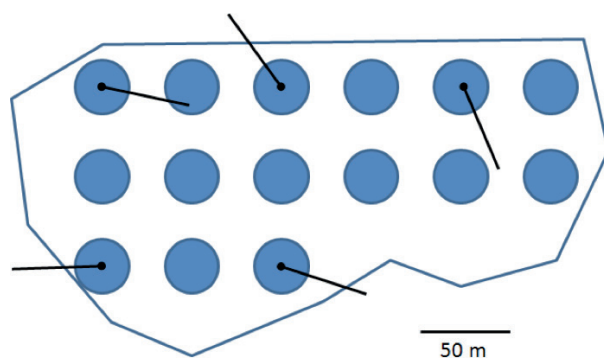
Som opfølgning på projektet Biologisk Mangfoldighed (Møller 1997) genbesøgte vi i 2015 i alt 17 skovbevoksninger fordelt på syv lokaliteter på Sjælland (Tabel 1), hvor der i perioden 1992-1994 blev foretaget en række undersøgelser af udvalgte artsgrupper. I forhold til den første undersøgelse, var vi ikke i stand til at inkludere Krenkerupskov, men vi inkluderede en urørt bevoksning i Jonstrupvang i den seneste undersøgelse. En grundig gennemgang af skovene findes i Møller (1997) og Møller (2017).

I denne undersøgelse anvendes der et standardiseret design, hvor bevoksninger er inddelt i et 50 x 50 m og 100 x 100 m kvadratnet til kortlægning af bl.a. skovstruktur og jordbundsparametre. Skovene har tidligere været undersøgt for en række organismegrupper (Møller 1997), men en systematisk kortlægning af skovstrukturen har ikke været lavet før. Kortlægningen omfattede både opmåling i felten og remote sensing teknik (LiDAR) (Nord-Larsen et al. 2017). Feltmålingerne er baseret på et 50 x 50 m kvadratnet, hvor alle træer blev bestemt til art, og højde og diameter blev målt i en 15-m cirkel med centrum i kvadratnettets hjørnepunkter med samme metode som praktiseres i Danmarks Skovstatistik (Nord-Larsen et al. 2016). I alt undersøgte vi 375 cirkler.

Tabel 1. Skove og bevoksninger i undersøgelsen og deres driftsmæssige status. *Forests and stands investigated and their management status. Urørt=unmanaged; Intensiv=intensively managed, Plukhugst=selective harvest.*

	Skov og bevoksning	Koder	Drift	Driftsklasse	Vedvarighed*
1	Strødam 1	STDA	Urørt	10-50 år	2
	Strødam 2	STDA	Urørt	10-50 år	3
	Strøgårdsvang	SGVA	Intensiv		3
2	Bredvig A	BRMO	Urørt	>50 år	5
	Bredvig B	BRMO	Plukhugst		1
3	Farum Lillevang A	FALI	Urørt	>50 år	4
	Farum Lillevang B	FALI	Intensiv		2
4	Nørreskov A	NOER	Urørt	10-50 år	3
	Nørreskov B	NOER	Intensiv/Plukhugst		2
5	Jonstrupvang A	JONS	Urørt tidl. plukhugst	10-50 år	4-5
	Jonstrupvang B	JONS	Intensiv		2
6	Suserup	SUSE	Urørt	>50 år	3-4
	Næsbyholm (Suserup ref)	NAES	Intensiv		2/0
7	Rådmandshave A	RAAD	Urørt	>50 år	2-
	Rådmandshave B	RAAD	Urørt	10-50 år	2-
	Rådmandshave C	RAAD	Urørt tidl. plukhugst	10-50 år	2-
	Rådmandshave D	RAAD	Urørt tidl. plukhugst	10-50 år	2-

*Vedvarighed fra Møller (2017). 0: <50 år; 1: 50-100 år; 2: 100-500 år; 3: 500-1000 år; 4: 1000-5000 år; 5: >5000 år.



Figur 1. I hver bevoksning blev der udlagt et 50 x 50 m kvadratnet til systematisk måling af skovstruktur, flora og regeneration af træerne (blå cirkler). I punkterne i 100 x 100 m nettet målte vi dødt ved, lys, vand, jordbunds-kemi (cirkler med transektlinje). *In each stand, we established a 50 x 50 m grid for systematic measurement of trees, understory vegetation and tree seedlings (blue circles). In the 100 x 100 m grid points, we measured soil chemistry, dead wood, light, soil water and a number of organism groups (circles with transect line).*

Tabel 2. Abiotiske faktorer i relation til skovdriftstyperne. Data er gennemsnit \pm SE baseret på målinger i 100 x 100 m punkterne i kvadratnettet. Jordvand er baseret på målinger med Thetaprobe.

Abiotic factors in relation to forest management as mean \pm SE based on measurements in the 100 x 100 m grid points.

	C % 0-5 cm	N % 0-5 cm	CN 0-5 cm	pH _{CaCl2} 0-5 cm	O-horisont tykkelse	% vand i jord 0-10 cm
Intensiv	0,41 \pm 0,02	7,46 \pm 0,60	17,4 \pm 0,44	3,84 \pm 0,13	3,83 \pm 0,22	28,0 \pm 1,0
Plukhugst	0,66 \pm 0,14	9,92 \pm 2,49	14,7 \pm 0,55	4,92 \pm 0,28	3,51 \pm 0,42	39,8 \pm 3,7
Urørt	0,53 \pm 0,04	9,09 \pm 0,88	16,7 \pm 0,34	4,21 \pm 0,13	3,59 \pm 0,17	36,0 \pm 1,5

Tabel 3. Strukturelle parametre som er målt i 15-m cirklerne (plot) eller i hele bevoksningen (Lidar).

Structural parameters measured in 15-m circles (plot) or across the stand (Lidar)

Variabel	Enhed	Intensiv	Plukhugst	Urørt	English	note
Grundflade (Gtot)	m ² /ha	25.5(3.0)	29.1(4.6)	34.4(1.9)	basal area	Træernes grundflade
Kronedække	%	79.8(2.1)	86.7(6.2)	88.5(0.99)	canopy cover	Kronedække - fra Lidar
Træer/ha (Nha)	n/ha	208(43)	312(23)	281(18)	stem density	Antal stammer (DBH > 10 cm) per ha
Træhøjde	m	31(2.5)	27.9(1.1)	32.4(0.97)	canopy height	Gennemsnitlig højde - fra Lidar
Store træer	n/ha	2.19(0.63)	1.05(0.34)	2.36(0.22)	large trees	Antal stammer (DBH > 60 cm) per ha
Strukturel heterogenitet (plot) (Shp)	m	162(37)	209(40)	258(11)	structural heterogeneity (plot)	Standardafvigelse på træhøjden for træer DBH > 10cm i plots og gennemsnit per bevoksning
Strukturel heterogenitet (Shs)	m	130(31)	80.2(23)	122(8.5)	structural heterogeneity (stand)	Standardafvigelse på træhøjden for træer DBH > 10cm per bevoksning fra Lidar
Volumen (Vha)	m ³ /ha	484(70)	479(82)	624(43)	volume	Biomasse af stammer
Dødt ved (Dwp)	m ³ /ha	15.1(3.4)	31.4(10)	122(14)	dead wood(plot)	Dødt ved volumen (DBH > 5cm) målt i 15-m plot
Dødt ved (Dwt)	m ³ /ha	16.5(5.6)	76.9(26)	189(30)	dead wood(transect)	Dødt ved volumen (DBH > 10cm) målt i 50-m transekt
Trædiversitet	antal	6.4(1.5)	10.7(1.6)	8.11(0.9)	Stand diversity of trees	Antal arter af træer per bevoksning

Dødt ved blev målt i en 15 m cirkel og i transekter fra hjørnepunkter i 100 x 100 m kvadratnettet (Figur 1). Transekterne var 50 m lange og 10 m brede og udlagt i tilfældig retning fra hjørnepunkterne. Tilsvarende blev 4 jordprøver indsamlet i hvert kvadrantpunkt og opdelt i O-horisont, 0-5 cm, 5-15 cm og 15-30 cm og analyseret for pH, kulstof (C), kvælstof (N), fosfor (P) og kationer. Tykkelsen af det organiske lag blev målt og materialet opdelt i løv og ved. Lys blev målt i en 15-m cirkel i kvadrantpunkterne med et kronespejl, jordfugtighed blev målt på jordprøverne og med en Thetaprobe. Baseret på topografien blev der beregnet et topografisk vandindeks (TWI) for alle punkterne.

Statistisk metode - struktur

Vi sammenlignede 10 strukturelle parametre (Tabel 3). Vi brugte et parvist design til at sammenligne bevoksninger med forskellige driftsformer. Konkret dividerede vi værdien for en variabel i den urørte bevoksning med den tilsvarende værdi i den drevne skov (intensivt eller plukhugst). Alle data blev Log₁₀ transformeret inden analysen. På denne måde får vi en relativ respons, der gør det muligt proportionalt at sammenligne de forskellige strukturelle parametre.

Vi inkluderede en proxy for alder, da skovene strukturelt ændrer sig over tid. Det blev beregnet som gennemsnit af DBH (stammediameter i 1.3 m) af det største træ i hvert felt.

Statistisk metode – diversitet og bøgedominans

Vi testede for forskelle i artsrigdom og artsammensætning af træer mellem driftsformerne med en general mixed model med Poisson error fordeling for at sammenligne antal arter på bevoksnings- og plotniveau mellem driftsformerne. Modellerne blev tilpasset med arealet som en tilfældig effekt for at tage hensyn til det parvise design. Vi testede for forskelle i skovhistorie (fase) ved at teste for kronelag og opvæksten af træerne separat. Vi definerede al opvækst som træer med DBH < 10 cm. Tilsvarende analyse blev lavet for at teste forskelle i dominansstruktur af træerne. Vi beskrev bøgens dominans i den enkelte bevoksning ved at tage den relative andel af træernes grundflade som udgøres af bøg i hvert felt.

Tilgængeligheden af vand blev bestemt med Topografisk Vandindeks (TWI), der er et mål for, hvordan et punkt eller område topografisk er placeret i landskabet og dermed hvor vand forventes at akkumulere i et område (Ågren et al. 2014). Effekten af

jordens vandindhold (TWI) på den relative udbredelse af bøg blev testet med en mixed linear model med TWI som indikator og andelen af bøg som respons.

RESULTATER

Abiotiske faktorer

Generelt er koncentrationen af kulstof og kvælstof lavere i jordens øverste lag i de intensivt dyrkede skove, hvilket er forventeligt med udtag af biomasse og dermed næringsstoffer (Tabel 2). Jordens evne til at binde vand er bl.a. relateret til kulstofmængden, og jordens vandindhold er da også markant lavere i de intensivt drevne skove. Tilsvarende er indholdet af kationer som calcium også betydeligt lavere i de intensivt drevne skove, og jorden er generelt mere sur.

Strukturelle forskelle

Strukturen i den urørte skov er markant forskellig fra den intensivt drevne skov og i mindre grad forskellig fra skove med plukhugst (Tabel 3; Figur 2). Generelt har den urørte skov højere værdier for alle strukturelle parametre, vi har taget i betragtning.

Den største forskel ses for dødt ved (DW, Figur 2 og 3), hvor volumen af det døde ved er markant højere i de urørte bevoksninger sammenlignet med de intensivt



Stående og liggende dødt ved i den urørte del af Nørreskov. Foto: Peter Friis Møller.
Standing and laying dead wood in the unmanaged Nørreskov

drevne bevoksninger. Kun den strukturelle heterogenitet for hele bevoksningen er højest i den forstligt drevne skov, hvilket skyldes, at der her både er unge og gamle bevoksninger i en mosaik af monokulturer. Den vertikale heterogenitet målt som variationen i kronehøjden på punkt-niveau med Lidar er derimod højere i den urørte skov.

Mængden af dødt ved ser ud til at stige med alderen på bevoksningen for alle tre driftstyper. Træalder er her estimeret ud fra stamme diameter af det største træ i hver 15-m cirkel (DBHmax; Figur 3 til højre). Stigningen er betydeligt større i både den urørte skov og i skovene med plukhugst end i den intensivt drevne skov.

Vedplanternes diversitet og sammensætning

Vi opmålte i alt 11,365 stammer fordelt på 25 forskellige arter af vedplanter. Artsantallet af vedplanterne på bevoksningsniveau varierede fra kun 4 arter i Strøgårdsvang

til 13 arter i Rådmandshaves C-parcel. Der var ikke signifikant forskel mellem driftstyperne ($P = 0.20$) på bevoksningsniveau (Figur 4, venstre). Hvis vi i stedet kigger på diversiteten i de enkelte 15-m cirkler (alpha-diversitet) er den højere, hvor der anvendes plukhugst ($P = 0.03$) eller skoven er urørt ($P < 0.01$), i forhold til den forstligt drevne skov (Tabel 3; Figur 4 til højre). Vi fandt ingen signifikant forskel i vedplanternes diversitet mellem plukhugst og den urørte skov ($P = 0.93$).

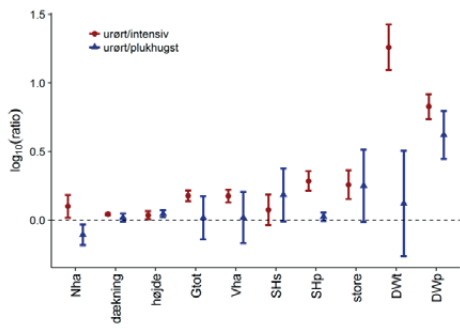
Sammensætningen af vedplanter varierede mere mellem lokaliteterne end mellem driftstyperne indenfor en lokalitet. Skovene er udvalgt som bøgedominerede bevoksninger, og bøgen er også den dominerende art på tværs af alle skovene. Der er dog store forskelle. I Rådmandshaves A-parcel (RAAD_A) udgjorde bøgen 8 % af stammernes grundflade mod 99 % i den urørte del af Nørreskov (NOER_A). Tilsvarende variation fandt vi i opvæksten af bøg,

hvor der i den forstligt drevne del af Farum Lillevang (FALI_B) og i RAAD_A ikke var bølgeopvækst, hvorimod bøgen udgjorde 99 % af opvæksten i Strøgårdsvang (se mere om regeneration af skoven i Riis-Nielsen et al. 2017). Der er ikke signifikant forskel på bogens dominans eller bogens andel af opvæksten mellem skovdriftstyperne.

Hydrologiens betydning for bogens dominans

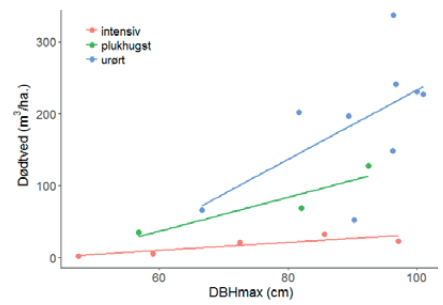
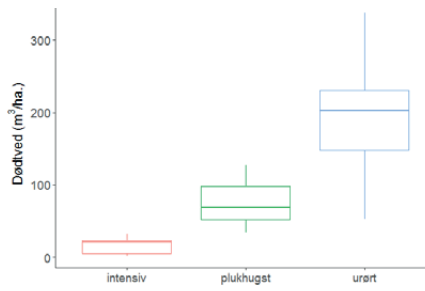
Bøgens relative forekomst i skovene er korreleret med det topografiske vandindeks, som er et proxy for jordens fugtighed (Figur 5). Med stigende fugtighed falder bogens dominans ($P < 0.01$). Der var ingen effekt af skovdriftstype på denne sammenhæng.

Stigende forekomst af bøg viste sig at have en signifikant negativ betydning for diversiteten af andre vedplanter på plot niveau (alpha-diversitet) (Figur 6). Til trods for relationen mellem bøgedominans og TWI,



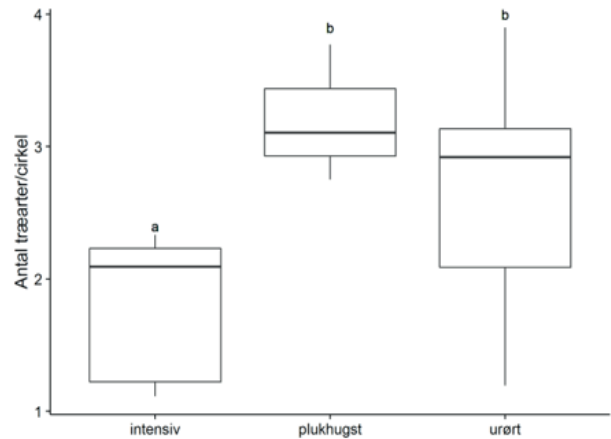
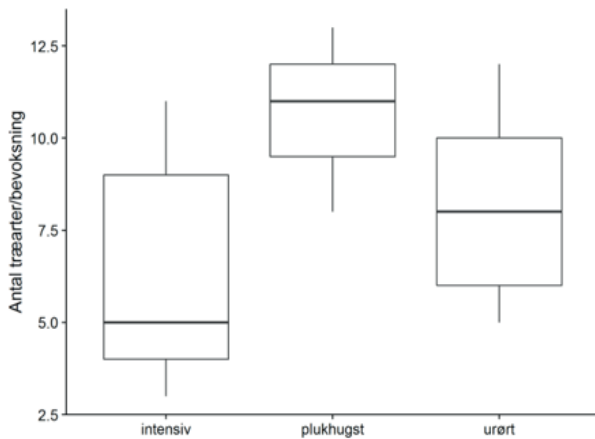
Figur 2. Sammenligning af skovstrukturer i urørt og forstligt drevne skove. Se statistikafrnit for beregning af Log_{10} ratioen mellem urørte og intensivt drevne skove (rød) eller mellem skove, der er urørte eller med plukhugst (blå). Fejllinjen (SE) viser 95% konfidensinterval og indikerer statistisk positiv eller negativ signifikans, hvis barren ikke inkluderer 0-linjen.

Comparison of forest structural variables to abandonment of silvicultural management. Differences calculated using log_{10} response ratios between unmanaged stands against selectively (blue) and intensively managed stands (red). Error bars are 95% confidence intervals indicating statistical significant positive or negative effects if bars do not include zero.



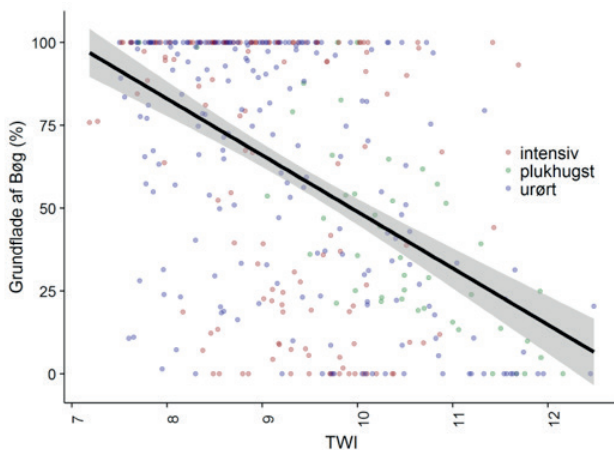
Figur 3. Dødt ved i de tre driftsklasser (venstre) og dødt ved som funktion af de største træer (DBHmax; højre graf), som kan tolkes som bevoksningsalder. DBHmax: $P < 0.05$; driftstype: $P < 0.05$, $R^2 = 0.76$.

Dead wood in the three forest management types (left) and as a function of the largest tree in each 15-m plot. The size of the largest tree is used as a proxy for age of the stand. Dead wood: DBHmax: $P < 0.05$; Management types: $P < 0.05$, $R^2 = 0.76$.



Figur 4. Vedplanternes diversitet i relation til skovdriftstyper. Venstre graf viser diversiteten på bevoksningsniveau og højre graf viser alfa-diversiteten af vedplanterne i 15-m cirkler.

Woody species richness between different forest management types. To the left, the stand level diversity (gamma) and to the right is plot level diversity (alpha).



Figur 5. Sammenhængen mellem bøgens dominans i de undersøgte østdanske skove og jordens fugtighed målt som det topografiske vandindeks (TWI). Regressionslinjen viser den signifikante sammenhæng testet med mixed effect model.

Relationship between dominance of beech (*Fagus sylvatica*) and Topographic wetness index (TWI). Regression lines of the overall relationships are used to illustrate the significant trends identified with the mixed effect models.

fandt vi ingen direkte effekt af vand på alpha diversiteten af træarterne.

Vand i skoven

Vi har brugt to forskellige mål for vand; det topografiske vandindeks (TWI) og direkte målinger af jordens vandindhold. Førstnævnte er et indirekte mål for, hvor vi kan forvente højt vandindhold, men dræning og forskelle i jordbundsstrukturen kan sløre dette forhold. De direkte målinger af jordvand er foretaget som punktmålinger og er derfor ikke kontinuert. Da det tager en del dage at komme rundt til alle skovene, er dette mål også behæftet med fejl. Vi har efterfølgende været tilbage og kortlægge skovenes våde områder, hvilket giver et tydeligt billede af forskellene mellem driftstyperne (Figur 7).

DISKUSSION OG KONKLUSION

Skoves strukturelle diversitet har stor betydning for lysforholdene og levesteder for planter og dyr (Brunet et al. 2010). De undersøgte skove viser store strukturelle forskelle. Forskellene er ikke éntydigt relateret til forskelle mellem urørte skove og forstligt drevne skove. Data viser, at forst-

ligt drevne skove potentielt kan matche de urørte skove mht. biomasse, densitet og volumen, men på nogle parametre med stor betydning for biodiversiteten som mængden af dødt ved, antallet af store træer og den strukturelle heterogenitet er der meget stor forskel på skovdriftstyperne. Desuden er der betydelig færre våde områder i de forstligt drevne skove pga. omfattende dræning. Vi har få skove med plukhugst, men data indikerer at den naturnære skovdrift, som nu praktiseres i statskovene, ser ud til at reducere nogle af de negative påvirkninger fra traditionel, intensiv skovdrift.

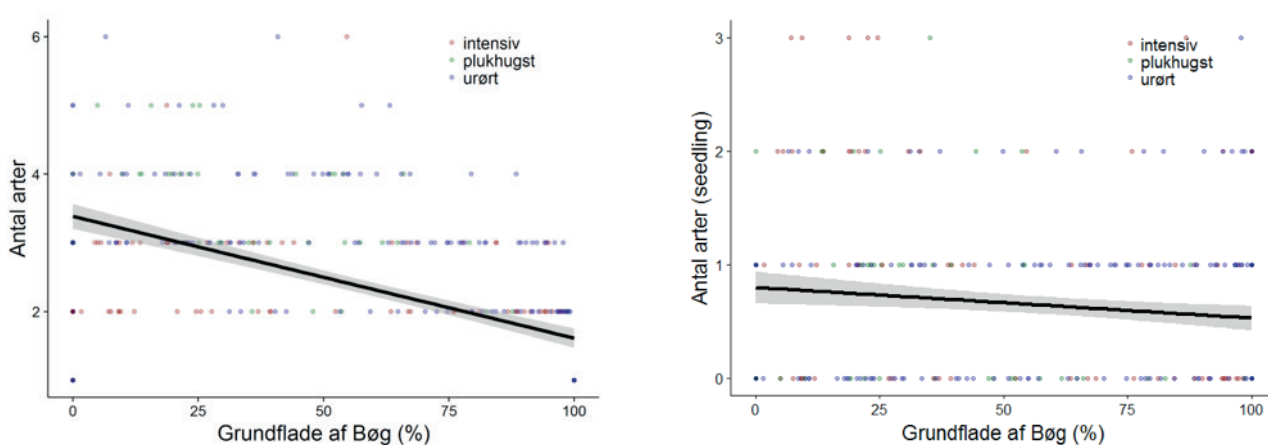
Diversiteten i vedplantearter er ikke forskellig mellem skovdriftstyperne på bevoksningsniveau, hvorimod diversiteten i de enkelte punkter er signifikant højere i de urørte skove. Denne forskel er rumlig, og afspejler skovdriften som en mosaik af monokulturer.

På bevoksningsniveau er der større forskel mellem skovene end mellem driftstyperne, hvilket afspejler de geografiske forskelle. Det peger på, at edafiske vilkår, topografi og historiske faktorer også er væsentlige

faktorer, som bør inddrages, både når man evaluerer diversiteten og når man udpeger områder til biodiversitetsformål (Johannsen et al. 2017).

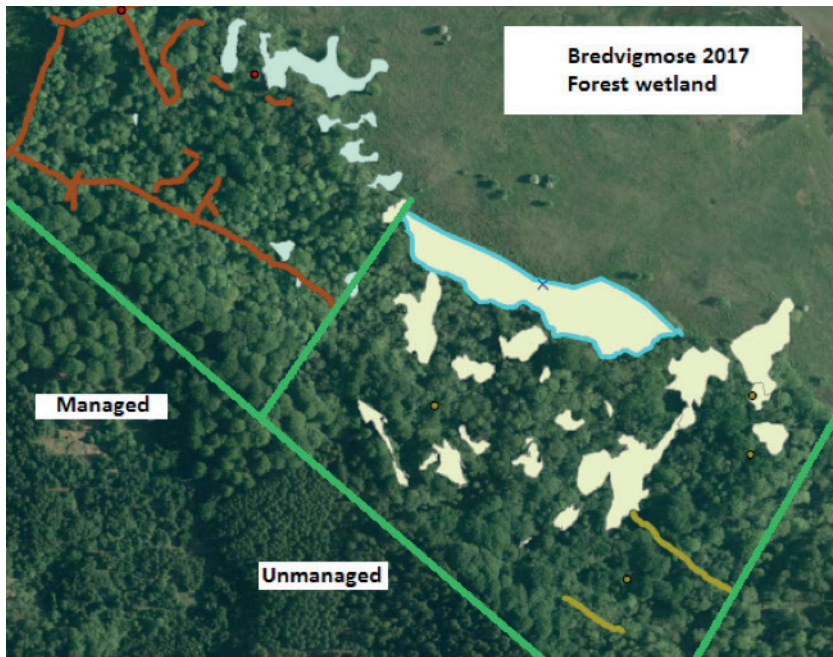
Jordbundsanalyserne viser en stigning i pH og indholdet af ombyttelige kationer ved omlægning til urørt skov eller plukhugst, som kan have en positiv effekt på biodiversiteten. Til gengæld viser data også, at der er mere kvælstof i de urørte skove, så omlægning til urørt skov løser ikke problemet med høj kvælstofdeposition. I de forstligt drevne skove vil udtag af biomasse fjerne noget af kvælstoffet. Samtidig fjerner man også en del af basekationerne, så næringsstofsammensætningen på sigt kan ændres.

Vores data viser, at dominans af bøg betyder lavere diversitet af andre vedplanter i både kronelaget og i opvæksten. Tilsvarende mønster er observeret i Białowieża National Park, Polen (Miścicki 2012). Til gengæld viser vores data også, at det er på den tørre bund, at bøgen dominerer og at dens betydning falder med stigende vandindhold i jorden. I de urørte skove bliver drængrøfterne ikke vedligeholdt og over en årrække vil den naturlige hydrologi gen-



Figur 6. Sammenhængen mellem bøgens dominans og artsantallet af andre vedplanter (venstre) eller artsantal af opvækst < 1m (højre). Regressionslinjen viser den signifikante sammenhæng identificeret med mixed effect models.

*Relationship between dominance of beech (*Fagus sylvatica*) and species richness of trees DBH >10 (left) and seedlings (right). Regression lines of the overall relationships are used to illustrate the significant trends identified with the mixed effect models.*



Figur 7. Kortlægning af vådområder i Bredvigmosen i urørt og forstligt drevet parcel, 2017. I den forstligt drevne del af skoven er der mange aktive dræningskanaler. *Forest wetlands in unmanaged and managed stands in Bredvigmosen in 2017.*

oprettes og fugtige områder opstå, hvor ved bøgen mistrives. Både de permanent vanddækkede områder, som de temporære vandhuller vil skabe huller i kronedækket. Der er behov for monitorering af skovudviklingen i de urørte skove og vurdering om f.eks. skovgræsning er nødvendig for at skabe varierede lysforhold eller om den naturlige skovudvikling, naturlig hydrologi, og hjortegræsning giver tilstrækkelig dynamik og muligheder for regeneration af mange vedplantearter.

CITERET LITTERATUR

Brunet J, Fritz Ö & Richnau G 2010. Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53: 77–94.
Gossner MM, Schall P, Ammer C, Ammer U, Engel K, Schubert H, Simon U, Utschick H, & Weisser WW 2014. For-

est management intensity measures as alternative to stand properties for quantifying effects on biodiversity. *Ecosphere* 5: art113.

Johannsen VK, Rojas SK, Schumacher J & Nyed PK 2017. Kortlægning af skov med højt potentiale for biodiversitet. IGN Rapport. November 2017, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg.
Larsen JB & Nielsen AB 2007. Nature-based forest management—Where are we going? Elaborating forest development types in and with practice. *Forest Ecology and Management* 238, 107–117.
Højgård Petersen A, Lundhede T, Bruun HH, Heilmann-Clausen J, Thorsen BJ, Strange N & Rahbek C 2016. Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove: en analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet, 127 s.

Lindenmayer DB, Franklin JF, & Fischer J 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433–445.
Miscicky S 2012. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Bialowieza National Park, Poland. *Forestry*, Vol. 85, No 4.
Møller PF 1997. Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov: en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS). 184 pp.
Møller PF 2017. Møller PF. 2017. Projektet ”Biologisk mangfoldighed i naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove”. Projektets baggrund og formål. *Flora & Fauna* 123(2-4).
Nord-Larsen T, Johannsen VK, Riis-Nielsen T, Thomsen IM, Suadicani K, Vesterdal L & Jørgensen BB 2016. Skove og plantager 2015: Forest statistics 2015. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.
Nord-Larsen T, Riis-Nielsen T & Ottosen MB 2017. Forest resource map of Denmark. Mapping of Danish forest resources using ALS from 2014–15. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 25 pp +datalag
Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Kepfer-Rojas S, Nielsen AO, Knudsen MA, Byriel DB & Justesen MJ (2017) Skovbundsflora og træ-regeneration af træer i urørt og forstligt drevet skov. *Flora og Fauna* 123 (2-4).
Paillet Y, Bergès L, Hjältén J, Ódor P, Avon C et al. 2010. Does biodiversity differ between managed and unmanaged forests? A meta-analysis on species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24(1): 101–112.
Ågren AM, Lidberg W, Strömberg M, Ogilvie J & Arp PA 2014. Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping - a Swedish case study. *Hydrology and Earth System Sciences* 18(9), 3623–3634.

Anmeldelse: Mit liv med bondelandets natur

Boganmeldelse:

Kaj Sand-Jensen. Mit liv med bondelandets natur. Gyldendal 2017. 288 s. 249,95 kr. (vejl.)

Som en anden Niels Holgersen beskriver forfatteren landskabet under sig. Niels Holgersen sad som bekendt på ryggen af en gås og fløj hen over det Sydsvenske landskab. Han så sin hjemegn fra oven, så bonden der drev sine køer på græs, så sognefogeden og præsten der gik sin have. Alle disse emner behandler forfatteren også, sin barndoms hjemegn, landmanden, politikeren og troen, dog ikke på et evigt liv, men på fremtiden.

Kaj Sand-Jensen har skrevet en bog om bondelandets natur. Og man kan roligt sige 'har skrevet endnu en bog' – og denne er lige så velskrevet som de øvrige, der står på min hylde. Denne mand har evnen til at skrive, har en stor viden om sammenhænge i landskabet og hvad der påvirker den, samt en enorm viden om de mindste detaljer. Alt høstet gennem hans mangeårige virke som forsker og senere professor i botanik og ferskvandsøkologi.

Som så ofte i moderne litteratur bevæger historien sig på flere planer. Det personlige, tidsmæssige forløb fra barndomsegnen i Nordjylland ved Ulvedybet og Store Vildmose, studietiden, ansættelser ved Aarhus og Københavns Universiteter, og senest problemerne med landbrugspakken. Beskrivelsen af landskabet følger også en tidsmæssige udvikling fra bondestenalder med rydning af skov, vikingetiden med brug af tømmer, landbrugsudviklingen i forrige århundrede, hvor græsningsenge og høenge blev opdyrket i takt med at traktoren afløste hesten, til dette århundredes kamp om bl.a. rettet til at bestemme over brugen af vandløb. Ind i disse tidslinjer fletter sig historier om landskabets elementer og deres indbyrdes sammenhænge. De spænder over højmosens hydrologi og over udforskning af de enkelte plantearters økologi med deres tilpasning til levestedet. Alt samme fortalt så spændende som en kriminalroman.

Mens kammeraterne avancerede fra knallert til motorcykel, bevægede forfatteren sig fra naturhistoriker til botaniker. Alt fra bogen skal ikke beskrives her, men den forarmelse, der skete i det åbne landskab, skal have et par ord med på vejen. I

takt med at gyllesprederne blev større og større, forsvandt mange blomsterplanter fra landbrugslandet. De blev fortrængt af høje arter, som elsker kvælstof. Det gjaldt ikke bare planterne på markerne, men også dem, der vokser i grøftekanter. Landskabet er blevet blomsterfattigt, til skade for vores oplevelse af naturen og med fatale følger for andre skabninger som de vilde bier. Sommerfuglene er ligeledes gået tilbage. Mange tidligere almindelige arter, ses kun lejlighedsvis. At det er gået så galt hænger måske sammen med, at vi i dag har en landbrugs- og miljøminister, som ser de gule rapsmarker som en vigtig del af naturen.

Kaj Sand-Jensen opfatter det som en pligt som offentligt ansat at deltage i samfundsdebatten. Det har han ofte gjort, og han var for nylig involveret i den såkaldte landbrugspakke, der endte med at den forrige landbrugs- og miljøminister måtte træde tilbage efter at have vildtledt Folketinget. Forfatteren har rådgivet offentlige myndigheder gennem mange år. Hans indtryk er, at forholdet mellem politikere og rådgivere har ændret sig fra at være værdsat i 1990'erne til at blive betragtet som et partsindlæg i de seneste år. Grunden vurderes at være, at fagligt baseret rådgivning i stigende grad kommer på tværs af de politiske ønsker.

Det er ikke kun forfatterens egen forskning som præsenteres, men også store opdagelser af kolleger som Søren Wium-Andersen, der fandt ud af hvordan den smukke plante tvepibet lobelia, der vokser i klarvandede og næringsfattige søer, er i stand til at optage kvælstof fra søbunden. Resultater som gav afsæt til undersøgelse af plantearter med tilsvarende levevis ikke bare herhjemme men også i udlandet.

Kaj Sand-Jensen har lyst til at fortælle meget. Sommetider for meget. Som når han indfletter en lang beretning om den geniale, men oversete og i sin egen tid misforståede, forsker Axel Marius Hemmingsen, der medvirkende til udvinding af medicinsk insulin. Denne lange beskrivelse samt beskrivelsen af sandstensarbejderen på Øland leder læseren på afveje og



ind i blindspor. Ingen tvivl om, at det er et sympatisk træk hos forfatteren at fortælle om oversete personer, men det falder udenfor bogens rammer. Inden for rammerne falder derimod beskrivelser af tidligere naturforskere og botanikere, der for henved hundrede år siden omhyggelig beskrev deres hjemegns blomsterliv. Disse optegnelser har givet værdifulde oplysninger om floraen på et tidspunkt, hvor landskabet ikke skulle udnyttes intensivt og gøres op i penge.

Har forfatteren en tro på at fremtiden vil blive bedre? Vurderet ud fra bogens afsluttende kapitler er det ikke tilfældet. Det er som om Kaj Sand-Jensen ikke længere tror på, at de embedsmænd, som er sat til at forvalte naturen, fortsat tror på deres egen opgave. For dem er missionen blevet til en vision, som ikke længere har rod i virkeligheden. Fremtiden ligger derimod hos private fonde, som hurtigt og effektivt kan omsætte visioner til handling og frembringe god natur med stor biodiversitet til følge.

Mange går sikkert og tænker på, hvordan man kunne skrive en meningsfyldt erindringsbog, uden at det kun omhandler én selv, men alligevel omfatter det univers man har opholdt sig i. Kaj Sand-Jensen har med sin bog givet en fremragende opskrift. Den fortjener at blive læst af mange, ikke bare af dem, som har kendskab til naturen, men måske især af dem, som ikke har det, men alligevel har til opgave at forvalte vores alle sammens natur.

*Karsten Laursen
Aarhus Universitet*

Skovbundsflora og foryngelse i urørt og forstlig drevet skov

Torben Riis-Nielsen, Inger Kappel Schmidt, Sebastian Kepfer-Rojas, Allan Overgaard Nielsen, Morten Alban Knudsen, David Bille Byriel, Mathias Just Justesen & Vivian Kvist Johannsen.¹

Som en del af Naturpakken fra 2016 (Miljø- og Fødevareministeriet 2016) vil betydelige skovarealer i de kommende år overgå til urørt skov eller skov med nedsat drift (Miljø- og Fødevareministeriet 2017).

Urørt skov er her defineret som skov overladt til fri succession uden udtag af vedmasse til produktion, se Møller (2017) for detaljer. Ophør af drift vil betyde ændringer i skovstruktur og hydrologi, som vil påvirke en række omgivelsesfaktorer med betydning for flora og fauna i skovene.

Der er mange forestillinger om, hvordan den urørte skov vil udvikle sig. Et scenarie er, at skyggetræer som bøg (*Fagus sylvatica*) vil overtage kronedækket og gøre skoven mørkere og dermed mindske mulighederne for regeneration af mere lyskrævende arter som eg (*Quercus sp.*), når tynding og hugst i skovene ophører. Bøgen kan som

skyggetræ vokse op i kronerne på f.eks. eg og dermed på sigt overtage kronedækket og udskygge egen. Det er i overensstemmelse med pollenundersøgelser, der peger på, at den urørte skov på næringsrig jord i Østdanmark i en mellemistid efter et tidligt åbent stadium har været en lukket og meget stabil skov (Kunes m.fl. 2011), med meget få åbne områder og sandsynligheden taler for, at de især har ligget omkring åerne (Kunes m.fl. 2011; Svenning 2002). I slutningen af en mellemistid vil den igen, gradvist, gå over i en mere åben skov.

Vera (2000) argumenterer for, at en naturlig urskov uden menneskers påvirkning har været lysåben skov med en del åbne græsarealer på grund af større græssere som urokse (*Bos primigenius*), tarpan (*Equus ferus ferus*) og europæisk bison (*Bison bonasus*). Omvendt peger Vera (2000) på at skov, der lægges urørt i dag, vil blive

mørkere, da de eneste vilde græssere er rådyr (*Capreolus capreolus*), og evt. kronedyr (*Cervus elaphus*) og dådyr (*Dama dama*). I disse skove ser man et træartsskifte, hvor eg, hassel og andre lyskrævende træarter går ned i antal og forsvinder med tiden. Det samme gælder også den lyskrævende del af skovbundsfloraen.

Udlæg til urørt skov vil også påvirke skovbundsfloraen. Lang skovkontinuitet er en vigtig faktor for artsdiversiteten og sammensætningen af skovbundens flora. Det kan bl.a. relateres til en meget langsom spredning af skovbundsarterne (Hermy m.fl. 1999). Plantearter knyttet til gamle skove foretrækker næringsrig, fugtig, men ikke våd bund, der er svagt sur til neutral (Hermy & Verheyen 2007). Arterne har ofte store kortlivede frø, så den vegetative formering er den mest almindelige. Måske er omkring 24 % af arterne som f.eks. anemone (*Anemone nemorosa*), myrespredte.

I projektet "Biologisk Mangfoldighed i dansk naturskov" (Møller 1997; 2017) (herefter Projektet) har vi undersøgt skovbundsflora samt regeneration og etablering af træer i bøgedominerede skove, der har ligget urørt hen fra 20 til mere end 50 år og sammenlignet med tilsvarende skove med forstlig drift. De parvise urørte og forstlig drevne skove blev første gang undersøgt i 1992-1994 og vi vil her også undersøge, hvad driftsforskelle de sidste godt 20 år har betydet for foryngelsen af træer og udviklingen i bundvegetationen.

Siden undersøgelserne i 1994 har en række større forstyrrelser ramt de østdanske bøgeskove. Der har været stormfald i december 1999, elmesyge i 1990'erne, og senest har askesygen taget livet af mange asketræer. Det giver en unik mulighed for at følge dynamikken i urørte skove. Spørgsmålet er,

Summary

Understory vegetation and tree regeneration in unmanaged and managed forests

To support the biodiversity in Danish forests, the area of unmanaged forest will be increased. The present study compares ground vegetation and tree regeneration of 17 beech dominated (*Fagus sylvatica*) forest stands (9 unmanaged and 8 managed stands) in a (near) pairwise design. Managed forest stands are classified in two groups; intensive management (5 stands) and selective forestry (3 stands). Results show that the understory vegetation related to more acidic soil and light measured as Ellenberg indicator values is more prominent in intensively managed beech forests. Selective forestry stands have understory vegetation within the range of unmanaged forests. Unmanaged beech forests are darker and denser. They have a gap structure with only about 1 % open gaps, which is significantly less than in intensively managed forests. Regeneration differs between tree species with beech seedlings and saplings dominating in the dry part of the forests and pedunculate oak (*Quercus robur*) in the wetter areas together with sycamore (*Acer pseudoplatanus*). It is too early to predict the general trend for most species, but oak shows no sign of recruitment in any of the forests despite major disturbances in the last decades. Small seedlings are present, but there is no current regeneration with a height > 1.3 m.

Keywords: Ground flora, Ellenberg indicator values, beech, oak

¹ Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. trni@ign.ku.dk



Stinkende storkenæb.
Foto Amdi Nedergaard.

om naturlige forstyrrelser kan skabe den nødvendige foryngelse af skovene, som i en undersøgelse fra Sverige, der viste, at større forstyrrelser kan skabe de nødvendige lysbrønde, så f.eks. egen kan etablere sig (Finnström 2016).

De urørte skove, der indgår i projektet er unge i den forstand, at de ikke har ligget urørt i mange hundrede år. De er påvirket af den tidligere drift, både den flersidige arealdrift i det gamle landbrugssystem før Skovforordningen i 1805 og den moderne skovdrift senere. Det store spørgsmål er, hvordan de vil udvikle sig i årene fremad. Vil de træarter, der er til stede, vedblive at være der? Vil der ske en foryngelse? Har de seneste årtiers naturlige forstyrrelser kunnet modvirke udviklingen hen mod en mere mørk skov, eller er der sket en fortsat udvikling mod en stabil og mørk bøgeskov, og hvordan har de seneste 20 år påvirket skovbundsfloraen.

METODE

Som opfølgning på Projektet (Møller 1997) genbesøgte vi i 2015 i alt 17 skovbevoksninger fordelt på syv lokaliteter på Sjælland (Tabel 1). I forhold til den første undersøgelse var vi ikke i stand til at inkludere Krenkerup Haveskov, men vi inkluderede en forstlig drevet bevoksning i Jonstrupvang i den seneste undersøgelse. En grundig gennemgang af skovene findes i Møller (1997; 2017). De fleste af de urørte skove har en længere historie med plukhugst eller egentlig forstlig drift, og hovedparten dækker de fleste faser som regeneration, opbygning, modenhed og henfald. Strødam 1 afviger fra det billede ved at have en ret homogen bevoksning af store og nogenlunde lige gamle træer. To af de forstligt drevne skove er i gang med en foryngelse. I Næsbyholm er der foretaget en del renafdrifter med nyplantning, og Strøgårdsvang er midt i en såkaldt naturlig selvforyngelse af bøg.

I undersøgelsen i 2015 anvendes der i modsætning til i 1994 et standardiseret design, hvor bevoksningerne er inddelt i et 50

	Skov og bevoksning	koder	Drift	Urørt	Vedvarighed*
1	Strødam 1	STDA	<u>Urørt</u>	10-50 år	2
	Strødam 2	STDA	<u>Urørt</u>	10-50 år	3
	Strøgårdsvang	SGVA	<u>Intensiv</u>		3
2	Bredvig A	BRMO	<u>Urørt</u>	>50 år	5
	Bredvig B	BRMO	<u>Plukhugst</u>		1
3	Farum Lillevang A	FALI	<u>Urørt</u>	>50 år	4
	Farum Lillevang B	FALI	<u>Intensiv</u>		2
4	Nørreskov A	NOER	<u>Urørt</u>	10-50 år	3
	Nørreskov B	NOER	<u>Intensiv/Plukhugst</u>		2
5	Jonstrupvang A	JONS	<u>Urørt</u> tidl. plukhugst	10-50 år	4-5
	Jonstrupvang B	JONS	<u>Intensiv</u>		2
6	Suserup	SUSE	<u>Urørt</u>	>50 år	3-4
	Næsbyholm (Suserup ref)	NAES	<u>Intensiv</u>		2/0
7	Rådmandshave A	RAAD	<u>Urørt</u>	>50 år	2-
	Rådmandshave B	RAAD	<u>Urørt</u>	10-50 år	2-
	Rådmandshave C	RAAD	<u>Urørt</u> tidl. plukhugst	10-50 år	2-
	Rådmandshave D	RAAD	<u>Urørt</u> tidl. plukhugst	10-50 år	2-

*Vedvarighed fra Møller (2017). 0: <50 år; 1: 50-100 år; 2:100-500 år; 3: 500-1000 år; 4:1000-5000 år; 5: >5000 år.

Tabel 1. Skove og bevoksninger i undersøgelsen og deres driftsmæssige status. Hvor skovene sammenlignes er de klassificeret efter den understregede driftsform.

Forest stands and their management regime. The underlined management is the chosen classification in pairwise comparisons between the stands.

x 50 m kvadratnet til kortlægning af bl.a. træartssammensætning, skovstruktur og skovbundsflora. I et udvalg af disse punkter, svarende til et 100 x 100 m kvadratnet, blev der målt bl.a. kronedække, jordvand, dødt ved og jordbundsparametre (Kepfer-Rojas m.fl. 2017). Designet omkring hvert punkt i kvadratnettet er koncentriske cirkler, hvor den cirkelstørrelse, der angives, er cirkelns radius.

Floraundersøgelserne i 1994 har været lavet efter en anden metodik med intensive målinger på et delområde suppleret med en inventering af hele bevoksningen (Møller 1997). Vi ændrede designet, så det kunne bruges til alle organismegrupper, og hvor oplysningerne fra de enkelte studier så vidt muligt kunne spille sammen med hinanden.

I denne undersøgelse er alle karplanter samt træer lavere end 1,3 m registreret i 316 5 m cirkler i 50 x 50 m kvadratnettet med centrum i kvadratnettets hjørnepunkter. Registreringen blev fortsat til der i et par minutter ikke længere blev fundet nye arter. I beregningerne er skovbundsfloraen defineret som alle urter samt vedplanter under 1 m.

Hvert punkt er blevet besøgt 2-3 gange i løbet af året. Da undersøgelserne kom lidt sent i gang i 2015, er der i de fleste områder suppleret med en ekstra undersøgelse i foråret 2016. Ved hver af disse undersøgelser er der yderligere registreret supplerende skovbundsarter i hele bevoksningen undervejs fra punkt til punkt og ved inventering af hele bevoksningen på ca. to timer. Der er i 2015 skelnet mellem arter inde i

bevoksningen og arter, der kun er fundet i den yderste 5 m rand. I 1994 er lavet en tilsvarende floraliste for hver bevoksning. Data over bundfloraen i 1994 er fra Jessen & Andersen (1994). Det er således kun muligt at sammenligne årene 1994 og 2015 ved at bruge de totale floralister for hele bevoksningen, og hvor 5 m bræmmen er inkluderet. Både i 1994 og 2015 er det bestræbt at have en ens undersøgelsesintensitet mellem urorte og forstligt drevne skove. Undersøgelsen i 1994 er varetaget af to specialestuderende med et godt floristisk kendskab og en botaniker som vejleder og i 2015 af førsteforfatteren, der er en habil botaniker, så vi anser ikke personsiftet som en afgørende faktor for forskellene mellem de to undersøgelser.

Træer højere end 1,3 m er i sommeren 2015 undersøgt ved træmålinger efter den metode, der bruges i den danske skovstatistik (Nord-Larsen & Johannsen 2016), se desuden Kepfer-Rojas m.fl. (2017). Størrelseskategorierne brugt i artiklen er: træer med højde op til 1,3 m er målt i 5 m cirkel, træer med højde >1,3 m og diameter i brysthøjde (dbh) 0-4 cm og træer med dbh 4-10 cm er målt i 3,5 m radius cirkel. Træer

med dbh 10-40 cm målt i 10 m cirkel og endelig er træer med dbh >40 cm målt i 15 m cirkel. Målingerne har bestået af artsbestemmelse, enkeltklupning af diameter i brysthøjde (dbh) og højdemåling på et antal træer udvalgt efter en metode, der vægter store træer mest.

Skovstrukturen er desuden bestemt ud fra laser scanning data (LIDAR) fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering (2017). Ud fra data er der beregnet vegetationshøjde, samlet volumen af vedmassen og kronedække som beskrevet af Nord-Larsen m.fl. (2017), samt 95 % percentiler af alle første retur signaler i 5 x 5 m raster. Huller i kronedækket (lysbrønde) er opgjort som procenten af 5 x 5 m pixels, hvor 95 % af alle første retur signaler ligger under 2 m.

Til bestemmelse af fugtighed er brugt det topografiske wetness index (TWI), der er et mål for, hvordan et punkt eller område topografisk er placeret i landskabet, og dermed hvor vand forventes at akkumulere i et område (Moeslund m.fl. 2013). Fugtighed (TWI) er gennemsnittet af TWI i 9,6 m raster, opgjort for en cirkel med radius 15 m omkring et undersøgelsespunkt.

Desuden er der målt kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P) samt pH og ombyttelig aluminium (Al) og jern (Fe) på jordprøvetaget omkring de 112 hjørnepunkterne i 100 x 100 m kvadratnettet. I en 15 m cirkel omkring hjørnepunkterne er der målt dødt ved og jordfugtighed med thetaprobe. Dødt ved er desuden målt i 50-m transekter og indgår som gennemsnit for et område. Kronedække blev desuden målt med kronespejl i N-S og Ø-V linjer i 15 m cirklerne som et mål for lysmængden til skovbunden, men midt i processen blev der fortaget tyndinger, så to skove mangler i dette datasæt. I stedet er brugt kronedække estimeret fra lidar målinger, jfr. ovenfor.

På basis af skovbundsfloraens fordeling i et område er det muligt at karakterisere vigtige økologiske gradienter vha. Ellenbergs indikatorværdier. Her benytter vi Ellenbergs værdier for fugtighed (F), næring (N), lys (L) og surhedsgrad (R) (Ellenberg et al. 2001) på en skala fra 1-9, hvor 9 er det højeste (dog 12 for Ellenberg F) og beregnet ud fra tilstedeværelse / fravær af arter i 5 m cirklerne. Ud over Ellenberg L er der estimeret lys via kronedække, bestemt på grundlag af lidar. Sammenligning med undersøgelsen i 1994 er baseret på registreringer af karplanter i hele bevoksningen.

Ordination af skovbundsfloraen er foretaget på baggrund af tilstedeværelse / fravær af arter i 5 m cirklerne. Der er valgt at bruge "Non metric multidimensional scaling" (NMDS) som den primære metode fremfor Detrended correspondence analysis (DCA), fordi detrendingsmetoden kan have en uigennemskuelig effekt på resultatet. NMDS er en iterativ procedure, som her opnår stort set samme løsning hver gang. Men i øvrigt giver DCA og NMDS stort set det samme resultat og de samme hovedakser.

*Bregner i skovbunden ved Hald.
Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard.*





Liljekonval.

Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard

Punkter helt uden bundflora er slettet før analyse. Ordinationen er kørt på både fuldstændige datasæt og datasæt, hvor alle arter med mindre end 2, 3, 4 eller 5 forekomster er frasorteret. Man får de samme gradienter, helt den samme stress, men lys- og fugtighedsgradienterne bliver svagere jo flere arter der fjernes. Det skyldes, at det især er plantearter knyttet til pletter med lysåbne samfund og våde habitater i skoven, der optræder få gange i materialet. Derfor er det valgt ikke at sortere sjældne arter fra, idet man mister værdifuld variation (Poos & Jackson 2012).

RESULTATER

Stor udskiftning af arterne i bundvegetationen

Der er i alt fundet 291 arter af karplanter ved undersøgelsen i 2015 mod 282 arter

ved forrige undersøgelse (tabel 2). I de fleste undersøgte skovpar er der fundet ca. det samme antal ved hver undersøgelse. Det er dog karakteristisk, at ratioen mellem arter fundet i 2015 og arter fundet i 1994 gennemsnitligt er lige under 1 for de urørte skove, men over 1 for de forstligt drevne skove. De urørte skove har således en relativ tilbagegang i antal arter ift de forstligt drevne skove. Her skiller den forstligt drevne Strøgårdsvang sig dog noget ud med en ratio på kun 0,71. Rådmandshave B, der er urørt i 2015 skiller sig også ud, men med en stor fremgang fra 66 til 88 arter. Billedet kan selvfølgelig afhænge noget af undersøgelsesintensiteten, som ikke er den samme ved de to undersøgelser. I 2015 har designet betydet, at man har intensive undersøgelser i 5-m cirklerne fra alle dele af skoven. Så alt andet lige ville man umiddelbart forvente flere arter i 2015.

Der er en relativ stor udskiftning af arter. I 2015-undersøgelsen er genfundet ca. 70 % af arterne registreret i 1994. Da sammenligningen af arter er baseret på fund i hele bevoksningen, kan arter med lille lokal forekomst være overset. Arter, der kun er fundet i 1994, er derfor ikke nødvendigvis forsvundet ligesom arter, der kun er fundet i 2015, godt kan have været til stede ved første undersøgelse i 1994.

Tabel 3 viser et lille udpluk af de mest almindelige arter i hver kategori. De arter, der findes ved begge undersøgelser, er hovedsageligt typiske skovarter som dunet steffensurt (*Circaea lutetiana*), hvid anemone (*Anemone nemorosa*), mosebunke (*Deschampsia cespitosa*), skovmærke (*Galium odoratum*). Forsvundne arter ("Kun 1994") er i flere grupper. Man bemærker bl.a. at haremåd (*Lapsana communis*), skovarve (*Moehringia trinervia*) og skovgaltetand (*Stachys sylvatica*) ikke er genfundet i en række skove. Det samme gælder snævre skovarter som tredelt egebregne (*Gymnocarpium dryopteris*) og stor fladstjerne (*Stellaria holostea*). I gruppen "kun 2015" bemærker man en række arter under generel spredning, som sildig gyldenris

Tabel 2. Det samlede antal arter i skovbundsfloraen fundet i 2015 og 1994. Rådmandshave er angivet fra venstre til højre i rækkefølgen A,B,C,D. Status for driften angiver tilstanden i 2015.

Total number of species in the ground flora found in 2015 and 1994. Rådmandshave is presented from left to right in the order: A,B,C,D. Management regime is shown according to the situation in 2015.

	2015		1994		Ratio 2015/1994							
	Urørt	Forstlig drift	Urørt	Forstlig drift	Urørt	Forstlig drift						
Bredvig Mose	94	126	93	107	1,01	1,18						
Farum Lillevang	54	49	58	46	0,93	1,07						
Joenstrup Vang	68	79	73		0,93							
Nørreskoven	103	103	80	79	1,29	1,30						
Rådmandshave	92	88	99	92	98	66	94	82	0,94	1,33	1,05	1,12
Strødam 1/ Strøgårdsv.	99		72		105		102		0,94		0,71	
Strødam 2	85				103				0,83			
Suserup/ Næsbyholm	117		129		143		108		0,82		1,19	
Krenkerup					113							
Total for drift	233	251	239	221	0,96	1,13						
Total	291		282									

Ikke genfundne arter			Arter tilstede både i 1994 og 2015			Nye arter		
Dansk navn	Latin	Antal	Dansk navn	Latin	Antal	Dansk navn	Latin	Antal
haremad	<i>Lapsana communis</i>	7	dunet steffensurt	<i>Circaea lutetiana</i>	16	sildig gyldenris	<i>Solidago gigantea</i>	7
liljekonval	<i>Convallaria majalis</i>	7	febernellikero	<i>Geum urbanum</i>	16	milturt	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	6
dunet dueurt	<i>Epilobium parviflorum</i>	6	fjærbregne	<i>Athyrium filix-femina</i>	16	småblomstret balsamin	<i>Impatiens parviflora</i>	6
gederams	<i>Epilobium angustifolium</i>	6	hindbær	<i>Rubus idaeus</i>	16	bjergærenpris	<i>Veronica montana</i>	5
gærdevikke	<i>Vicia sepium</i>	6	hvid anemone	<i>Anemone nemorosa</i>	16	dueurt sp	<i>Epilobium</i>	5
skovarve	<i>Moehringia trinervia</i>	6	mosebunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	16	engrørhvene	<i>Calamagrostis canescens</i>	5
vild kørvel	<i>Anthriscus sylvestris</i>	6	skovmærke	<i>Galium odoratum</i>	16	kantet dueurt	<i>Epilobium tetragonum</i>	5
druehyld	<i>Sambucus racemosa</i>	5	skovstar	<i>Carex sylvatica</i>	16	korbær	<i>Rubus Sect. caesius</i>	5
forlænget star	<i>Carex elongata</i>	5	stor nælde	<i>Urtica dioica</i>	16	krybhvene	<i>Agrostis stolonifera</i>	5
nyrebladet rannkel	<i>Ranunculus auricomus</i>	5	akselblomstret star	<i>Carex remota</i>	15	ladden dueurt	<i>Epilobium hirsutum</i>	5
skvalderkål	<i>Aegopodium podagraria</i>	5	enblomstret flitteraks	<i>Melica uniflora</i>	15	skovkogleaks	<i>Scirpus sylvaticus</i>	5
stor konval	<i>Polygonatum multiflorum</i>	5	mangeløv, almindelig	<i>Dryopteris filix-mas</i>	15	bredbladet mangeløv	<i>Dryopteris dilatata</i>	4
bjergærenpris	<i>Veronica montana</i>	4	smalbladet mangeløv	<i>Dryopteris carthusiana</i>	15	gederams	<i>Epilobium angustifolium</i>	4
buresnerre	<i>Galium aparine</i>	4	bredbladet mangeløv	<i>Dryopteris dilatata</i>	14	glat dueurt	<i>Epilobium montanum</i>	4
gedeblad, alm	<i>Lonicera periclymenum</i>	4	miliegræs	<i>Milium effusum</i>	14	guldstjerne, almindelig	<i>Gagea lutea</i>	4
mangeløv, finbladet	<i>Dryopteris expansa</i>	4	rapgræs, alm	<i>Poa trivialis</i>	14	hyldebladet baldrian	<i>Valeriana sambucifolia</i>	4
pigget star	<i>Carex pairaei</i>	4	småblomstret balsamin	<i>Impatiens parviflora</i>	14	mangeløv, finbladet	<i>Dryopteris expansa</i>	4
skovgaltetand	<i>Stachys sylvatica</i>	4	bingelurt	<i>Mercurialis perennis</i>	13	bidende pileurt	<i>Persicaria hydropiper</i>	3
skovsalat	<i>Mycelis muralis</i>	4	knoldet brunrod	<i>Scrophularia nodosa</i>	13	bleg star	<i>Carex pallescens</i>	3
stor fladstjerne	<i>Stellaria holostea</i>	4	kæmpesvingel	<i>Festuca gigantea</i>	13	dunet dueurt	<i>Epilobium parviflorum</i>	3
tredelt egebregne	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	4	løgkarse	<i>Alliaria petiolata</i>	13	gærdesnerle	<i>Calystegia sepium</i>	3
tykbladet ærenpris	<i>Veronica beccabunga</i>	4	skovsyre	<i>Oxalis acetosella</i>	13	hvas randfrø	<i>Torilis japonica</i>	3
ørnebregne	<i>Pteridium aquilinum</i>	4	stinkende storkenæb	<i>Geranium robertianum</i>	13	hylsterguldstjerne	<i>Gagea spathacea</i>	3
almindelig hulsvøb	<i>Chaerophyllum temulum</i>	3	vortero	<i>Ranunculus ficaria</i>	13	kvalkved	<i>Viburnum opulus</i>	3

(*Solidago gigantea*) og småblomstret balsamin (*Impatiens parviflora*). Som man kan se, er der også en række arter, der kan lide fugtighed: milturt (*Chrysosplenium alternifolium*), engrørhvene (*Calamagrostis canescens*) og skovkogleaks (*Scirpus sylvaticus*). Et par arter optræder hyppigt både blandt de nye og de ikke genfundne arter. Det er arter som bjergærenpris (*Veronica montana*) og gederams (*Epilobium angustifolium*). Af arter, der ikke er vist i tabel 3, kan nævnes orkidæarterne, hvor skovhullæ-

Tabel 3. De arter blandt skovbundsfloraen der hyppigst er fundet både i 1994 og 2015, kun fundet i 1994 og kun fundet i 2015. Antal viser i hvor mange af undersøgelsens skovområder arten er i den angivne kategori.

The most common ground flora species belonging to the three categories: found both in 1994 and 2015, found exclusively in 1994 and found exclusively in 2015. The number shows the number of stands in a given category.

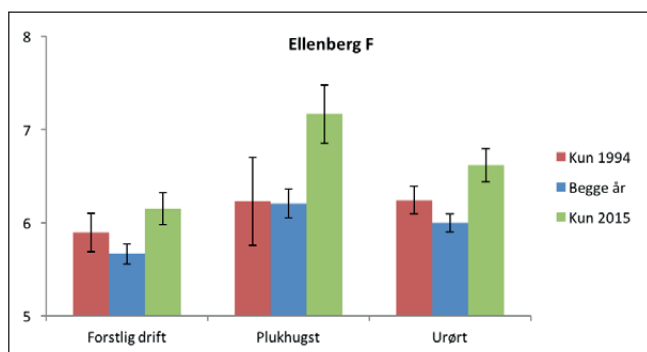
be (*Epipactis helleborine*) ikke er genfundet i de to områder den tidligere fandtes i, og hvor ægladet fliglæbe (*Neottia ovata*) ikke er genfundet i Bredvig Mose. Til gengæld

er der som ny art fundet liden steffensurt (*Circaea alpina*) i et fugtigt punkt i Bredvig Mose. Den eneste rødlisteart, der fandtes i 1994 er bægerbregne (*Cystopteris fragilis*).

Der er lavet Wilcoxon's parvis test, hvor Ellenbergværdierne i hver af de 3 grupper: "Begge" (Tilstede ved begge undersøgelser), "kun 1994" (kun fundet i 1994) og "kun 2015" (kun fundet i 2015) i hver af de 16 bevoksninger er sammenlignet (Tabel 4). De viser en stærkt signifikant forskel for Ellenberg L mellem grupperne "begge" og "kun 1994". De ikke genfundne arter har en gns. L-værdi på 5,50, mens arter fundet ved begge undersøgelser har gns. L-værdi på 4,73. Forskellen er også signifikant mellem grupperne "begge" og "kun 2015", hvor de "nye arter har en L-værdi på 5,72. Derimod er der ikke signifikant forskel mellem grupperne "ikke genfundne" og "kun 2015". Det er med andre ord de planter, der er mest tilpassede lave lysmængder, der findes ved begge undersøgelser, mens der er en stor udskiftning blandt de lyskrævende arter.

For planternes tilpasning til fugtighed, Ellenberg F, findes der en signifikant forskel mellem grupperne "begge" og "kun 2015". Der er også en forskel mellem "kun 1994" og "kun 2015", som viser, at de nye arter generelt er tilpasset mere fugtighed end dem, der ikke kunne genfindes ($P < 0,05$). Ellenberg R viser en ikke signifikant tendens til forskel mellem grupperne "kun

Figur 1. Ellenbergs fugtighedsindeks (F) og surhedsgradsindeks (R) for arter, der er fundet ved begge undersøgelser (begge), kun ved undersøgelsen i 1994 (kun 1994) og kun ved undersøgelsen i 2015 (kun 2015) fordelt på driftstyperne forstlig drift, plukhugst, urørt skov. Usikkerhedsintervallerne er standardafvigelsen på midelværdien.



Ellenberg Indeks	Wilcoxon signed ranks test			Gennemsnit		
	Begge / kun 1994	Begge / kun 2015	Kun 1994 / kun 2015	Begge	Kun 1994	Kun 2015
L	<0,001	<0,001	ns	4,73	5,50	5,72
F	ns	<0,001	<0,05	5,96	6,15	6,61
R	ns	ns	<0,1	5,90	5,64	6,11
N	ns	ns	ns	5,87	5,77	5,89

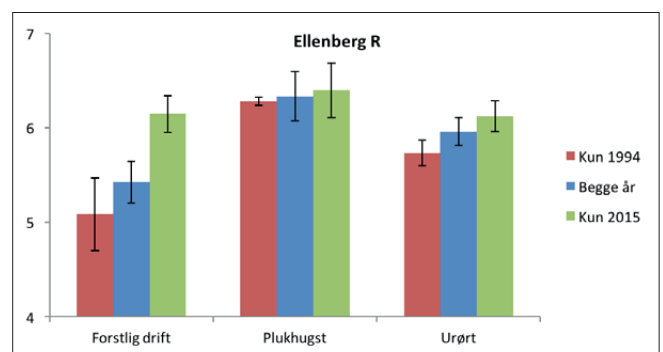
Tabel 4. Parvis sammenligning af Ellenberg kårfaktorer mellem planter kun fundet i 1994, fundet begge år og kun fundet i 2005. Wilcoxon's signed rank test er blevet brugt til test af ændringerne i de 16 parvise observationer (områder). Der er også angivet gennemsnit for Ellenberg indikatorværdier for de tre artsgrupper.

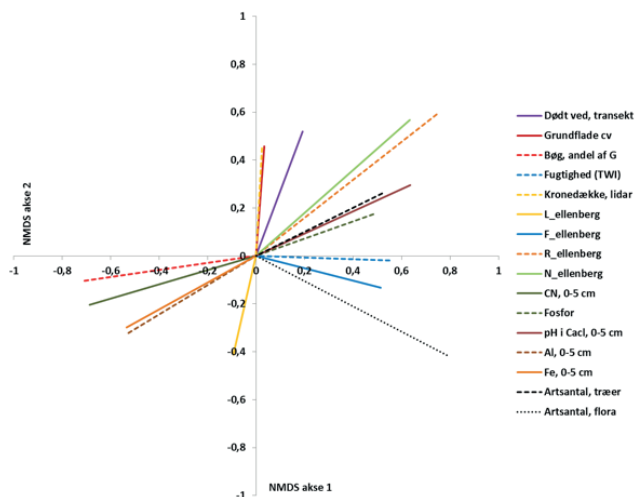
Pairwise comparison of Ellenberg indicator values between ground flora species found only in 1994 "kun 1994", found both years "begge" and found only in 2015 "kun 2015" within each forest. Wilcoxon's signed rank test has been used for comparison of changes in the 16 forest stands. Average of the indicator values are also shown.

1994" og "kun 2015" ($P < 0,1$). De planter, der ikke er genfundet, er tilpasset mere sure forhold, mens de nye arter er tilpasset mere basiske forhold. Ellenberg N udviser ingen signifikante forskelle. Der er altså ikke noget i udskiftningen af plantearter, der tyder på, at næringstilgængeligheden er steget i årenes løb.

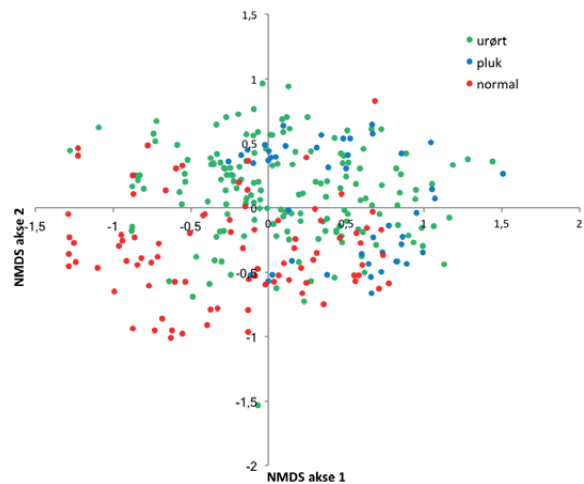
Ændringerne i Ellenbergs indikatorværdier opdelt på driftstype viser, at Ellenberg F er steget i alle drifttyper (Figur 1). Ellenberg R er uændrede for plukhugstdriften, men er steget for både områderne under forstlig drift og i de urørte skove. Bemærk, at der også er en tydelig forskel i niveauerne for gruppen "begge" og "kun 1994" med lave værdier af R for den forstlige og højere værdier for de øvrige drifttyper.

Ellenberg's indicator values for moisture (F) and soil reaction (R) for species found both in 1994 and 2015 (begge), species found exclusively in 1994 (kun 1994) and species found exclusively in 2015 (kun 2015) grouped according to the management regimes: intensive forestry, selective forestry and unmanaged. Error bars show the standard error of mean.





Figur 2. Omgivelsesfaktorer og andre faktorer afbildet som korrelation mellem en faktor og hhv. NMDS akse 1 og NMDS akse 2. Symbolet for enden af en linje viser i hvilken retning, en faktor øges og længden viser, hvor stærk sammenhængen er mellem variabelen og akserne. Alle korrelationer er signifikante med mindst én akse. *Environment variables and other variables are shown as the correlation between a variable and the NMDS ordination axis 1 and axis 2, respectively. Only correlations that are significant along at least one axis are shown.*



Figur 3. NMDS ordination over bundvegetationen. Hvert punkt i diagrammet svarer til et 5 m plot. Punkterne er farvet efter driftstyperne: urørt, plukhugst og intensiv skovdrift. *NMDS ordination of the ground flora. Each point in the diagram corresponds to a 5 m plot. Points are coloured according to their management : unmanaged, selective forestry and intensive forestry.*

Parameter	NMDS1	NMDS2	NMDS3	Antal observationer
Volumen, m3 pr. ha	-0,14	0,21	-0,20	304
Bøg, % af grundflade	-0,71	-0,10	-0,25	308
Standardafvigelse for DBH i punkt	-0,09	0,37	-0,05	307
Dødt ved målt i transekt	0,19	0,52	-0,19	141
Dødt ved, området, transekt	0,04	0,37	-0,26	308
Kronedække, LIDAR 25x25m	0,01	0,45	0,10	316
Bevoksningshøjde, LIDAR	-0,49	0,00	-0,16	316
Fugtighed, TWImean	0,55	-0,02	0,31	308
Fugtighed, Thetaprobe	0,16	-0,18	0,46	123
pH i CaCl, 0-5 cm	0,64	0,30	-0,11	112
Aluminium, 0-5 cm	-0,53	-0,32	0,10	112
Jern, 0-5 cm	-0,53	-0,30	0,17	112
Kvælstof, 0-5 cm	0,00	-0,06	0,36	112
CN forhold, 0-5 cm	-0,69	-0,20	0,08	112
NP forhold	-0,57	-0,08	0,18	112
Ellenberg L	-0,09	-0,41	0,26	280
Ellenberg F	0,51	-0,13	0,46	293
Ellenberg R	0,75	0,59	0,00	273
Ellenberg N	0,63	0,57	0,08	280
Antal arter, Træer	0,52	0,26	0,13	308
Antal arter, skovbundfloraen	0,79	-0,41	-0,06	316

Bundvegetationen og omgivelsesfaktorer

Der er udført en ordination af vegetationsdata i 5 m cirklerne (Figur 2). Baseret på stresskurven var den endelige løsning en med 3 akser (stress= 0,14). Akserne korrelerer med en række omgivelsesfaktorer (tabel 5). Korrelationerne med akse 3 er svagere end de øvrige, og den ekstra information har mest at gøre med fugtighed

målt i sensommeren med thetaprobe, samt med N-indhold i jorden.

Korrelationerne med ordinationsakserne 1 og 2 (figur 2; Tabel 5) viser, at der er flere tydelige gradienter i materialet. Jordbundsparametre som CN-forhold og Al og Fe i 0-5 cm dybde stiger skråt ned mod venstre hjørne og indikerer sure forhold. Fosfor og

Tabel 5. Korrelationer mellem en række faktorer og de tre ordinationsakser. Bemærk, at der i skemaet er både direkte målte omgivelsesfaktorerne og indirekte estimerede Ellenberg værdier. Desuden er korrelationer med artsantal af træer og antal plantearter pr. prøveflade vist. *Correlations between selected variables and the three ordination axes. Note that the table contains both directly measured environmental factors and indirectly estimated Ellenberg indicator values. Finally correlations with number of tree species and the ground flora species number per plot are shown.*

pH_{CaCl2} stiger skråt op mod højre hjørne sammen med Ellenberg R og Ellenberg N. Her er der højere pH og god næringstilstand. Kronedække målt ved lidar stiger op ad 2. akse lige modsat Ellenberg L, der øges ned ad 2. akse. Fugtighed (TWI) stiger mod højre langs 1. akse næsten parallelt med Ellenberg F, hvilket viser, at der er tørt i venstre side af diagrammet og fugtigt mod højre. Bøgens andel af træernes grundflade stiger mod venstre, hvor der er mere tørt. Artsrigdommen af træer peger modsat og stiger op mod højre hjørne sammen med en god næringstilstand. Artsrigdommen af karplantearter stiger ned mod højre hjørne, hvor der er fugtigt og mere lys. De følgende ordinationsdiagrammer for bundvegetationen og træarterne i de forskellige størrelsesklasser er fordelt ift til disse akser og parametre.

Figur 3 viser driftstypernes fordeling i ordinationsdiagrammet for bundvegetationen. Det er tydeligt, at de førstligt drevne skove placerer sig i nederste venstre halvdel af diagrammet, hvor korrelationerne viser, at der generelt er mere lyst, surt og næringsfattigt (Tabel 5). Vegetationen er her som i en typisk lysåben bøgeskov på morbund (Habitattypen 9110). De urørte skove placerer sig, hvor korrelationerne viser, at der er mere mørkt, næringsrigt og der er flere arter af træer. Men det er også klart, at der er et stort overlap mellem driftstyperne og specielt, hvor der er mere fugtigt i nederste højre kvadrant. Det er også her, der er den største artsrigdom af karplanter.

To punkter (outliers) springer klart i øjnene. Det ene er det nederste punkt i diagrammet. Det symboliserer en prøveflade i urørt skov, mens alle andre punkter i nærheden repræsenterer prøveflader i førstligt drevne skove. Provefladerne ligger i Strødam 1 og er meget vådt med rødelsump og gul iris (*Iris pseudacorus*), men også surbundsarter som skovsyre (*Oxalis acetosella*) og bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) på flader hævet over vandspejlet. Det andet punkt, der falder udenfor, er en prøveflade med førstlig drift, der ligger helt oppe i højre hjørne, hvor alle andre punkter repræsenterer prøveflader i skove, som er urørte eller med plukhugst. Det er en ung, tæt og mørk utyndet beplantning af bøg med striber af sitkagran (*Picea sitchensis*) plantet i Næsbyholm ca. år 2002.

Planternes fordeling i diagrammet er vist i tabel 6, hvor kolonneoverskrifterne A til M henviser til opdelingen af diagrammet som vist på Figur 4.

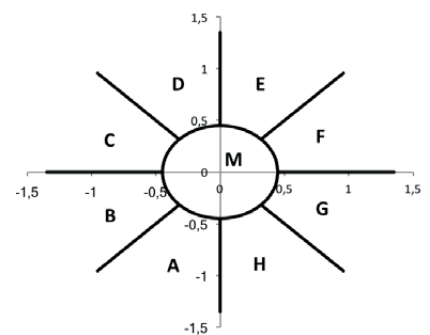
I A og B er plantesamfundene en typisk morbundsvegetation med håret frytle (*Luzula pilosa*), pillestar (*Carex pilulifera*) og bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*). Øverst, i C, er der meget få arter, og ingen, der har den største udbredelse her. Udover de viste urter er der dog en del vedplanter som bøg, ask og ahorn (ikke vist) på

oftest under 20 cm højde. D ligner meget C bortset fra at hvid anemone (*Anemone nemorosa*) her er på alle prøvefladerne og der begynder at optræde flere urter. I E ses en rigere flora, hvor både hulrodet lærkespore (*Corydalis cava*), gul anemone (*Anemone ranunculoides*), guldnælde (*Lamium galeobdolon galeobdolon*) og bjergærenpris (*Veronica montana*) har deres højeste forekomstpcenter. Bingelurt (*Mercurialis perennis*) og skovstar (*Carex sylvatica*) og flere andre har toppunkt i F. G er den del af diagrammet, hvor flest arter har deres toppunkt. Det gælder desmerurt (*Adoxa moschatellina*), korsknop (*Glechoma hederacea*), firblad (*Paris quadrifolia*) og vorterod (*Ranunculus ficaria*). H markerer overgangen til plantesamfundene på mere sur bund. Her finder vi både krybende læbeløs (*Ajuga reptans*) og lungesurt (*Pulmonaria obscura*) samt skovsyre (*Oxalis acetosella*) og lundrapgræs (*Poa nemoralis*). I midten (M) er der en almindelig bøgeskovsflora med enblomstret flitteraks (*Melica uniflora*), miliegræs (*Milium effusum*) og hvid anemone.

Foryngelse af skoven

De fleste skove er domineret af bøg. I gennemsnit er 62 % af grundfladen bøg, men der er en stor variation fra 8 % til 99 %. Blandt de urørte skove kan Nørreskov A og Strødam 1 karakteriseres som næsten rene bølgebevoksninger. Overordnet set er bøgedominansen mindst i områder med plukhugst og størst i de førstligt drevne bevoksninger.

Generelt er der i alle skovene også en del træer under 1,3 meters højde, som potentielt kunne etablere sig. Langt de fleste af dem er små planter under 20 cm højde. Selv i de mest ensidige bølgebevoksninger findes der langt flere arter blandt de små træer. I Nørreskov A, hvor 99 % af grundfladen i bevoksningen er bøg, findes de små bølgeplanter i 88 % af 5 m prøvefladerne. Her er der små ahorn i 75 % af prøvefladerne, ask i 25 % af prøvefladerne og andre arter i 31 % af prøvefladerne. I Strødam 1, er der forekomst af små bøgetræer i 70



Figur 4. Opdelinger af ordinationsdiagrammet i underafdelinger, der benævnes A til M. Disse underopdelinger bruges bl.a. som søjleoverskrifter i tabel 6.

Partition of the ordination space in different compartments named A to M. These compartments are used as column names in table 6.

% af prøvefladerne, men også ahorn 8 %, ask 35 %, elm 3 %, stilkeg 5 % og andre arter 35 %. Den mest ensidige skov i Projektet er den førstligt drevne Strøgårdsvang A. Her er fordelingen af opvæksten på prøvefladerne: bøg 94 % af prøvefladerne, ahorn 29 %, ask 8 %, elm 3 % stilkeg 9 % og andre arter 11 %. Det viser, at der er et potentiale til at skabe en mere artsrig træarts sammensætning på sigt - også i de mest bøgedominerede områder. Det springende punkt er, om de små træer får mulighed for at vokse sig større.

Træernes foryngelse kan beskrives på baggrund af ordinationen. På figur 5 er vist prøveflader med bøg i forskellige størrelsesklasser. Kimplanter er ikke regnet med. Man kan se, at nye planter med en højde under 1,3 m optræder overalt, hvor der er bøge over 40 cm i diameter. Kun helt til højre i diagrammet er der felter, hvor bøg ikke forekommer. Disse felter er præget af en større fugtighed. Man kan også se, at der i hele området forekommer bøg i alle størrelsesklasser. Nederst til venstre i diagrammet, hvor de førstligt drevne skove er placeret (jfr. Figur 3), er der dog en noget

Dansk navn	Latin	A	B	C	D	E	F	G	H	M
ørnebregne	<i>Pteridium aquilinum</i>	19	3	2	0	0	0	2	0	0
lyse-siv	<i>Juncus effusus</i>	42	0	0	0	0	0	28	30	0
håret frytle	<i>Luzula pilosa</i>	38	31	0	0	0	0	0	25	1
pille-star	<i>Carex pilulifera</i>	77	97	0	0	0	0	4	40	7
bølget bunke	<i>Deschampsia flexuosa</i>	62	69	2	0	0	0	2	30	1
hvid anemone	<i>Anemone nemorosa</i>	50	21	40	100	100	95	88	85	96
hulrodet lærkespore	<i>Corydalis cava</i>	0	0	0	10	24	5	8	0	0
gul anemone	<i>Anemone ranunculoides</i>	0	0	0	10	62	44	8	0	1
fladkravet kodriver	<i>Primula elatior</i>	0	0	0	0	0	33	4	0	0
feber-nellikerod	<i>Geum urbanum</i>	0	0	0	0	5	51	42	10	0
skov-galtetand	<i>Stachys sylvatica</i>	4	0	0	0	0	28	20	10	0
almindelig bingelurt	<i>Mercurialis perennis</i>	0	0	0	0	19	64	46	5	22
skov-star	<i>Carex sylvatica</i>	8	7	0	5	29	62	52	30	7
skovmærke	<i>Galium odoratum</i>	4	3	0	10	43	59	36	40	35
småblomstret balsamin	<i>Impatiens parviflora</i>	0	0	0	15	5	51	48	15	15
lund-fladstjerne	<i>Stellaria nemorum</i>	0	0	2	10	5	15	6	5	10
desmerurt	<i>Adoxa moschatellina</i>	0	0	0	0	5	3	24	0	0
firblad	<i>Paris quadrifolia</i>	0	0	0	0	0	15	30	0	1
korsknap	<i>Glechoma hederacea</i>	0	0	0	0	0	28	44	10	0
mose-bunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	62	14	0	0	0	23	76	70	24
hindbær	<i>Rubus idaeus</i>	46	21	0	0	0	28	58	45	18
akselblomstret star	<i>Carex remota</i>	8	3	0	0	0	38	58	30	9
stor nælde	<i>Urtica dioica</i>	0	3	0	0	19	56	84	40	12
almindelig rapgræs	<i>Poa trivialis</i>	0	0	0	0	5	33	46	20	1
skov-stilkaks	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	0	0	5	51	72	25	6
stinkende storkenæb	<i>Geranium robertianum</i>	0	0	0	0	5	15	46	10	4
stor konval	<i>Polygonatum multiflorum</i>	0	0	0	0	5	10	28	10	3
nyrebladet ranunkel	<i>Ranunculus auricomus</i>	0	0	0	0	0	3	30	10	1
fjerbregne	<i>Athyrium filix-femina</i>	23	7	0	15	10	21	44	20	22
burre-snerre	<i>Galium aparine</i>	8	0	0	20	24	33	76	40	19
dunet steffensurt	<i>Circaea lutetiana</i>	0	0	0	10	57	79	82	30	25
vorterod	<i>Ranunculus ficaria</i>	0	0	0	10	62	59	84	10	18
skovbyg	<i>Hordelymus europaeus</i>	0	0	0	5	24	18	24	15	4
vedbend-ærenpris	<i>Veronica hederifolia</i>	0	0	2	5	5	5	18	0	0
mangeblomstret frytle	<i>Luzula multiflora</i>	23	3	0	0	0	0	2	25	0
krybende læbeløs	<i>Ajuga reptans</i>	0	0	0	0	0	13	12	15	0
almindelig lungeurt	<i>Pulmonaria obscura</i>	0	0	0	0	0	0	2	10	0
lund-rapgræs	<i>Poa nemoralis</i>	27	10	0	0	0	3	14	60	7
almindelig hvene	<i>Agrostis capillaris</i>	23	7	0	0	0	0	2	30	1
stor fladstjerne	<i>Stellaria holostea</i>	23	7	0	0	0	5	72	75	21
majblomst	<i>Maianthemum bifolium</i>	15	3	0	0	0	0	14	20	4
skovsyre	<i>Oxalis acetosella</i>	58	28	5	0	0	0	46	80	49
miliegræs	<i>Milium effusum</i>	46	10	2	5	0	5	50	60	46
enblomstret flitteraks	<i>Melica uniflora</i>	15	24	7	5	10	15	68	50	69

Tabel 6. Forekomst af et udvalg af plantearter i procent af prøveflader indenfor ordinationsdiagrammets akse 1 og 2. Søjlenavnene A til M henviser til Figur 4.

Presence of some selected herb species as a percentage of plots in different parts of the ordination diagramme. Column names A to M refer to Figure 4

tyndere forekomst af bøgetræer i mellemgrupperne 10-30 cm og 30-40 cm.

Med ahorn (*Acer pseudoplatanus*) forholder det sig lidt anderledes (Figur 5). Ahorn i den mindste størrelsesklasse findes næsten over hele arealet og mangler kun i

de mest fugtige dele (til højre på diagrammerne), i de mørkeste prøveflader (øverst i midten) og i de forstligt drevne skove på sur bund (nederst til venstre). Ahorn ser ud til at findes også i nogle af de prøveflader, hvor der er for fugtigt til bøgen. De lidt større træer findes stort set de samme

steder, men der er dog en tendens til, at der kun er små træer i de sure forstligt drevne skove nederst til venstre, men ingen mellemstore eller store. Som man kan se, er der forholdsvis få store træer i klassen > 40 cm.



Figur 5. Bøg (*Fagus sylvatica*), Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Ask (*Fraxinus excelsior*) og Stilkeg (*Quercus robur*) fordelt i ordinationsdiagrammet og fordelt i forskellige størrelseskategorier. Alle undersøgte prøveflader er vist i diagrammet. De farvede punkter viser forekomster. De enkelte størrelsesklasser er undersøgt i forskellige cirkelstørrelser: højde < 1,3 m: 5 m r cirkel, 0-4 og 4-10 cm dbh: 3,5 m r cirkel, 10-30 og 30-40 cm dbh: 10 m r cirkel, > 40 cm dbh: 15 m r cirkel.

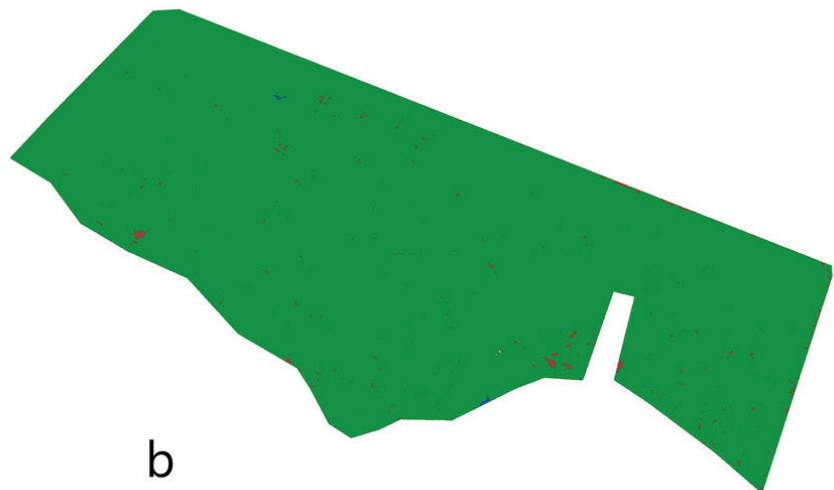
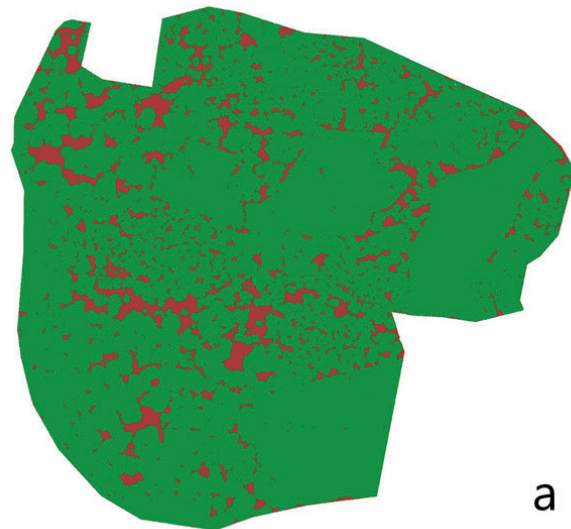
Distribution of beech (*Fagus sylvatica*), sycamore (*Acer pseudoplatanus*), Ash (*Fraxinus excelsior*) and Pedunculate oak (*Quercus robur*) in the ordination diagram in different size classes. All surveyed points are shown and colored points show presence of the species. The size classes are registered in different circle sizes: Height < 1,3 m: 5 m r circle, 0-4 cm and 4-10 cm dbh: 3.5 m r circle, 10-30 and 30-40 cm dbh: 10 m circle, > 40 cm dbh: 15 m r circle.

Askeopvækst under 1,3 m findes hyppigt i den fugtige del af diagrammet (Figur 5) og i fugtigere områder end ahorn. I den tørre og sure ende af spektret mangler ask. I forhold til ahorn er der flere i den del af diagrammet, hvor skovens kronedække er størst. Ask i alle størrelsesklasser over 10 cm i dbh fordeler sig stort set som de mindste, bortset fra, at de er fordelt lidt over mod den fugtige ende af spektret. I klasserne fra 0 – 10 cm dbh kan man se en relativ mangel på træer, hvilket sandsynligvis skyldes stor dødelighed også på de unge træer på grund af asketoptørre. Ligesom ask har elm også været ramt af sygdom. Angrebet af elmesyge ligger tilbage i midt 90'erne og betyder, at der ikke er store elmetræer (ikke vist i figuren). Ligesom ask foretrækker elm de lidt fugtige jorder, og der er ikke opvækst af elm på de tørreste områder.

De mindste egetræer på under 1,3 m's højde har en spredt forekomst inden for det område, hvor de store ege på mere end 40 cm i diameter befinder sig undtaget tre ege (Figur 5). I størrelsesklassen 0-4 cm i diameter og 4-10 cm i diameter er der ikke registreret en eneste eg på nogen af områderne. De lidt større ege på 10-30 og 30-40 cm i diameter er fåtallige. De er placeret i områder, hvor korrelationerne viser, at der er mest lyst og der er flest i det område, der samtidig er fugtigt. De fleste er fundet i forstligt drevne skove (8 stk.), mens der er fundet 1 ved plukhugst og kun 3 i urørte skove.

Forstyrrelser og huller i kronedækket

En vigtig parameter for foryngelse af skoven er tilgængeligheden af lys. I de seneste årtier, har de danske skove været udsat for flere større forstyrrelser, der kan skabe huller i kronedækket og dermed regeneration af lyskrævende arter som eg. I de forstligt drevne skove skyldes bevoksningshullerne ofte tyndinger. I den forstligt drevne skov Næsbyholm (Figur 6 a) kan man se en række bevoksningshuller (lysbrønnde) i vegetationen, som skyldes jævnlig tynding. I skovbrynet ud mod søen er



Figur 6 a og b. Lidar-billede af skovvegetationen i Næsbyholm (a) og Suserup (b). Billedet viser de rå data farvelagt efter deres klassifikation som jord (brunt), vegetation (grønt) og vand (blåt).

Airborne Lidar scanning of the forest vegetation at the managed forest Næsbyholm (a) and the unmanaged forest Suserup (b). The picture show the unprocessed data colored after their classification as bare ground (brown), vegetation (green) and water (blue).

der kun få huller i kronedækket. De jævnt grønne bevoksninger med lidt kantet omrids er tætte unge bevoksninger plantet ca. 2002. I Suserup er der få lysbrønde (Figur 6 b). En opgørelse af den procentvise andel af lysbrønde for samtlige skovbevoksninger viser, at der er en mindre andel i de urørte skove. En parvis t-test mellem de urørte skove og de forstligt drevne viser, at dette billede er signifikant ($P=0,021$), men det skal alligevel tages lidt med et gran salt, da der kun er 5 parvise observationer. Dele af Rådmandshave A og B er stærkt påvirket af asketoptørre, der har skabt områder, hvor næsten hele overetagen er væk. Det har dog ikke her resulteret i en mere lysåben skov, for i stedet har en tæt undervækst af især hæg taget over. Den har efter alt at dømme været der hele tiden, idet der stadig er partier med kronedække og undervækst af hæg.

DISKUSSION

Ordinationen viser en markant forskel mellem driftstyperne urørt skov og forstligt drevet skov. De forstligt drevne skove er præget af en bundvegetation tilpasset mere sure forhold end de urørte, og af flere lyskrævende urter på tør bund.

Udskiftningen af arter fra områderne siden første undersøgelse indikerer, at skovene generelt er blevet vådere både i de urørte og forstligt drevne skove. Det er svært at vide, hvad årsagen er. Det kan være forsumpning i de urørte skove efter dræningsgrøfterne gror mere og mere til, kombineret med en mindre vedligeholdelse af grøfter i de forstligt drevne skove eller overgang til naturnær skovdrift. Det kan imidlertid også skyldes stigende nedbør (Cappelen 2016).

Vi fandt en ikke signifikant stigning i Ellenberg R generelt, men set for de forstligt drevne skove steg Ellenberg R. Med en stigning kommer de forstligt drevne skove til at nærme sig de urørte skove og skove med plukhugst, som dog stadig har både en højere pH i jorden (Kepfer-Rojas m. fl.

2017) og højere Ellenberg R. Årsagerne kan være mange. Det store fald i den atmosfæriske tilførsel af forsurende stoffer fra 1990'erne til i dag (Anonym 2014) kan måske bidrage til en stigning. Ligeledes kan en ændring i træarter påvirke jordens pH.

Vi finder nogenlunde samme artsantal af karplanterne som i 1994. Den relative forskel i artsantal mellem forstligt drevne skove og urørte skove viser, at de forstligt drevne skove relativt set har fået flere arter. Andre undersøgelser antyder, at der ved overgang til urørt skov sker en nedgang i antallet af plantearter. Det er især de lyskrævende arter og generalister, som forsvinder, men også dele af den egentlige skovbundsflora (Oheimb & Brunet 2007). Der hvor vi finder det største antal plantearter, er i de fugtige områder, og det gælder både i urørte skove og i de forstligt drevne. Genetablering af en naturlig hydrologi er derfor en vigtig faktor for at bevare biodiversiteten i skovene.

Undersøgelsen har vist, at træarterne fordeles sig forskelligt. Bøgen findes ikke i de fugtigste områder, men det gør de fleste af de andre træarter, som ask, ahorn og eg. De skyggetålende arter som bøg, ahorn, elm og ask synes foreløbigt at klare sig i den mørke urørte skov. Dog er det svært uden genmålinger gennem en længere årrække at udtale sig om relative tilbagegange og fremgange for disse arter. Andre undersøgelser viser også, at naturlige bøgeskov kan have en meget ensidig artsstruktur. I Europas største oprindelige bøgeskov med et stort kerneområde af urørt bøgeskov, Uholka-Shyrokyi Luh, udgør grundfladen af bøg ca. 97% af alle arter (Commarmot m.fl. 2013). I Suserup Skov synes der at være en mere artsrig trævegetation med en cyklus mellem bøg og ask (Emborg m.fl. 2000).

Det står dog klart, at mere lyskrævende træarter har det svært. Det gælder f.eks. eg, der ikke har haft regeneration i de sidste mange år i nogen af områderne. Der er heller ingen regeneration af eg på arealer

lysnet af asketoptørre i de fugtige dele af Bredvig Mose og Rådmandshave. Ikke engang på steder, hvor bøg er fraværende.

At områder, der lægges urørt, bliver mørkere, og at træarter som eg og en række andre lyskrævende arter forsvinder, er observeret over hele Europa. I Europa er et dominerende skyggetræ bøg, og udenfor bøgens udbredelsesområde som f.eks. i Bialowieza er det typisk avnbøg, der er medvirkende til at gøre skoven mørkere (Vera 2000; Miscicki 2012). Den mørke urørte skov beskrives også i undersøgelserne i Uholka-Shyrokyi Luh (Commarmot m.fl. 2013). Her er der ligeledes en struktur med en mellemetage, hvor undervegetation på under 1/3 af kronehøjden dækker ca. 30-40 %, hvorimod lysninger, hvor man kan se jordoverfladen, kun udgør 0,75 % af de 102,8 km² skoven dækker. Lysningerne er små og hovedparten er under 200 m² (Hobi m.fl. 2015). Kun 7 % af arealet har ikke en flerlaget struktur (Commarmot m.fl. 2013).

Huller i kronedækket i de undersøgte urørte bøgeskove i Danmark ligner meget dette billede, og lysninger med bar jord udgør ca. 1% . Der kommer ganske vist huller i kronedækket, men selv ved større forstyrrelser som stormen i 1999, elmesyge og asketoptørre har lysningerne ikke haft en størrelse eller været åbne nok til, at lyskrævende træarter har kunnet etablere sig. Den sandsynlige forklaring er, at der med tiden udvikles en fleretageret bevoksning, hvor der altid er arter i underskoven, der kan tage over umiddelbart efter en forstyrrelse.

Bøgeskoven er normalt ikke udsat for de store naturlige forstyrrelser. Der er meget sjældent brand eller fladefald i større områder. I stedet sker der et spredt fald, der skaber små åbninger i vegetationen på få hundrede kvadratmeter. I disse åbninger kan kun de skyggetålende træarter regenerere (Commarmot et al. 2013, Bigler et al. 2007).

Dalby Söderskog i Sydsverige er et af de

steder, hvor man har set regeneration af eg efter større naturlige forstyrrelser. Skoven er en blandet løvskov med eg, elm, ask og bøg (Bukina 2012). Den har været udsat for den samme udvikling som andre urørte skove med en gradvis overgang til mere skyggetålende arter (Oheimb & Brunet 2007). Bukina (2012) beregnede, at egen ville være væk i år 2080 (hvilket er sammenligneligt med estimerer for Suserup Skov). De naturlige forstyrrelser og huller i kronedækket har betydet regeneration af eg for første gang i 200 år. De samme forstyrrelser har ikke resulteret i egetræer over 1,3 m i de østdanske skove i denne undersøgelse. Det kan skyldes, at de to områder med nye ege i Dalby Söderskog er for fugtige til bøg, og at forstyrrelsen har været større, idet elm udgjorde en meget stor andel af trævæksten i Dalby Söderskog (Brunet m.fl. 2014). Dalby Söderskog har desuden været udsat for nogle rydninger af opvækst af skyggearter for at beskytte gamle ege (Johansson 2007; Sörensson 2008), og plejeplaner peger stadig på den mulighed (Länstyrelsen 2005). Hvor det er, og hvor store arealer, det drejer sig om, er ikke dokumenteret, så indflydelsen af rydningerne på regenerationen er ukendt. Egeopvæksten vurderes dog ikke at kunne erstatte de større ege (Finnström 2016).

Forsvinder eg fra de urørte skove vil det have en negativ indflydelse på biodiversiteten, da eg er den træart med flest organismer knyttet til sig (Southwood 1961), heraf mange truede arter.

Når egen tidligere har kunnet regenerere de steder, hvor den i dag forsvinder, skyldes det tidligere tiders græsning med husdyr, som har skabt lys nok til, at pionerarten eg har kunnet etablere sig (Vera 2000). Men samtidig ved vi også, at eg har været et konstant element i skovvegetationen i alle tidligere mellemistider. Vera (2000) argumenterer for, at det skyldes græsning med store græsædere som urokse, europæisk bison mv. Men dette billede støttes ikke af pollendiagrammer, der viser, at der midt i en mellemistid vil være en ret mørk skov

og kun meget få åbne arealer på næringsrig bund i Østdanmark (Kunes m.fl. 2011). Det kan skyldes rovdynens betydning for græsningen (Ripple & Beschta 2012, Ripple m.fl. 2015).

Måske har naturlig græsning medvirket til at skabe lysninger på fugtig bund – og måske er det her egen har haft sin naturlige plads. Fremtidige pollenanalyser kan måske finde svaret, men vil nok ikke kunne svare på, hvordan en naturlig urørt dansk skov med den konkurrencesterke bøg vil se ud, da bøgen ikke har været her i tidligere mellemistider og i denne mellemistid er kommet sent, hvor landskabet og de græssende dyr allerede var ændret af menneskelig påvirkning.

Når skove på næringsrig bund bliver udlagt til urørt skov, sker der en række positive ændringer for biodiversiteten. Der gendannes en mere naturlig hydrologi. Der kommer med tiden en stor mængde dødt ved af betydning for en række nedbrydere. Der skabes også mange mikrohabitater, men som vist kan det også betyde en mere ensidig trævegetation med tab af en af de vigtigste træarter for biodiversiteten, eg. Udgangspunktet er her afgørende. Forventningen er, at udlæg af ensaldrende bøgeskov til urørt skov vil resultere i flere træarter. Det kan være omvendt for en artsrig blandet skov.

Hvis lysbrønde bliver meget få og kortlivede kan det også have en negativ betydning for den del af skovbundsfloraen, som ikke trives i en tæt skyggegivende skov. Her skal man dog også huske på, at der i fugtige områder, hvor der ikke kan gro bøg, stadig vil være lysninger, og at udlæg til urørt skov også vil betyde at fugtige områder vil brede sig med overgangen til naturlig hydrologi.

KONKLUSION

Der er påvist en generel ændring af skovbundsfloraen mod færre surbundsarter, og en tendens til ændring i retning mod en

flora tilpasset mere fugtige forhold. Begge disse ændringer er observeret uanset driftstype.

En veludviklet flora typisk for lyse bøgeskove på morbund ses kun på de forstligt drevne arealer. Det forventes, at en forstligt drevet skov med ensaldrende bøg med tiden vil udvikle en mere varieret træarts- og alderssammensætning. Denne proces vil understøttes af genetablering af naturlig hydrologi, hvor bøgen ikke vil etablere sig i de fugtigste områder.

Urørt skov vil skabe mange positive ændringer for biodiversiteten, men der må også forventes enkelte negative ændringer. Den vigtigste af disse ændringer er, at eg vil forsvinde fra skove på næringsrig bund med mindre udlæg af urørt skov følges op af f.eks. skovgræsning.

TAK

Tak til 15. juni fonden uden hvis økonomiske støtte, det ikke havde været muligt at foretage undersøgelserne. Tak til de skovejere, der velvilligt har stillet arealerne til rådighed for undersøgelserne. Tak til Peter Friis Møller for din fremsynethed og samarbejde.

CITERET LITTERATUR

- Anonym 2014. Air pollution fact sheet 2014, Denmark. European Environment Agency. 20 s.
- Bigler J, Wolf A 2007. Structural impact of gale damage on Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Ecol Bull* 52, 69-80
- Brunet J, Bukina Y, Hedwall P, Holmström E & von Oheimb G 2014. Pathogen induced disturbance and succession in temperate forests: Evidence from a 100-year data set in southern Sweden. *Basic and Applied Ecol* 15(2): 114-121
- Bukina Y 2012. Long-term Succession and Loss of Foundation Species in a Temperate Broadleaved Forest in Southern Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences. Master Thesis no.

194. Southern Swedish Forest Research Centre. Alnarp.
- Cappelen J 2016. Denmark - DMI Historical Climate Data Collection 1768-2015. Danmarks Meteorologiske Institut. DMI Report 16-02. 111 s.
- Commarmot B, Brändli U-B, Hamor F & Lavnyy V 2013. Inventory of the Largest Primeval Beech Forest in Europe. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf, Ukrainian National Forestry University, Lviv, Carpathian Biosphere Reserve, Rakhiv
- Ellenberg H, Weber HE, Dull R, Wirth V & Werner W 2001. Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 18, 106 p.
- Emborg J, Christensen M & Heilmann-Clausen J 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *For Ecol Mgmt* 126: 173-189
- Finnström O 2016. Regeneration dynamics of pedunculate oak in natural temperate forests: a case from southern Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences. Master Thesis no. 251. Southern Swedish Forest Research Centre, Alnarp.
- Hermý M & Verheyen K 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecol Res* 22: 361-371.
- Hermý M, Honnay O, Firbank L, Graishof-Bokdam C & Lawesson JE 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for conservation. *Biol Conserv* 91:9-22.
- Hobi ML, Ginzler C, Commarmot B & Bugmann H 2015. Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere* 6(5):76. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00390.1>
- Jessen B & Andersen VS 1994. Skovbundsvegetation i urørt og forstligt drevet skov. Specialerapport. Københavns Universitet, Økologisk Afdeling, Botanisk Institut. 101 s.
- Johansson H. 2007. Dalby Söderskog - en studie av trädarternas sammansättning 1921 jämfört med 2005. Centrum för Geobiosfärsvetenskap, Naturgeografi och Ekosystemanalys, Lunds Universitet. Seminarieuppsatser nr 135. 48 s.
- Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Alban M & Johannsen VK. 2017. Skovstruktur i urørt og forstligt drevet skov. *Flora og Fauna*: 123 (2-4).
- Kunes P, Odgaard B & Gaillard M-J 2011. Soil phosphorus as a control of productivity and openness in temperate interglacial forest ecosystems. *J Biogeogr* 38, 2150-2164
- Länsstyrelsen 2005. Bevarandeplan för Natura 2000-område Dalby Söderskog. Länsstyrelsen, Skåne Län. 2005-12-16.
- Miljø- og Fødevareministeriet 2016. Aftale om Naturpakke. 19 s. http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/Naturpakke-2016.pdf
- Miljø- og Fødevareministeriet 2017. Faktaark om biodiversitetsskov. http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/Faktaark_biodiversitetsskov.pdf
- Miscicki S 2012. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry* 85(4), 473-483
- Moeslund JE, Arge L, Bøcher PK, Dalgaard PK, Ejrnæs R, Odgaard MV & Svenning J-C 2013. Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiv Cons* 22, 2151-2166. DOI 10.1007/s10531-013-0442-3.
- Møller PF 1997. Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov - En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands geologiske Undersøgelser. Rapport 1997/41. 209 s.
- Møller PF 2017. Biologisk mangfoldighed i naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Projektets baggrund og formål. *Flora & Fauna* 123 (2-4)
- Nord-Larsen T, Riis-Nielsen T & Ottosen MB 2017. Forest resource map of Denmark - Mapping of Danish forest resource using ALS from 2014-2015.
- Nord-Larsen T & Johannsen V K 2016. Danish National Forest Inventory. Design and calculations. Dept Geosci Nat Res Mgmt, University of Copenhagen, Frederiksberg. 33 pp.
- Poos, MS & Jackson DA 2012. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. *Ecol Indicators* 18: 82-90.
- Ripple WJ & Beschta RL 2012 Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. *Biol Cons* 145: 205-213.
- Ripple WJ, Beschta RL, Luke E & Painter LE 2015. Trophic cascades from wolves to alders in Yellowstone Forest. *Ecol & Mgmt* 354: 254-260.
- Southwood TRE 1961: The number of species of insects associated with various trees. *Journal of Animal Ecology* 30: 1-8.
- Sörensson M 2008. Pilotinventering av den sapro-xyliiska insektsfaunan i Dalby Söderskog 2008. Länsstyrelsen i Skåne län. Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering 2017. DHM/punktsky fra 2014-15. Download fra Kortforsyningen (download.kortforsyningen.dk) maj 2017.
- Svenning J-C 2002. A review of natural vegetation openness in northwestern Europe. *Biological Conservation* 104: 133-148.
- Vera FWM 2000. *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, UK. 527 s.
- Von Oheimb G & Brunet J 2007. Dalby Söderskog revisited: long-term vegetation changes in a south Swedish deciduous forest. *Acta oecologica* 31: 229-242.

Biologisk mangfoldighed i sjællandske løvskove – vedboende svampe

Jørn Kofod¹ og Erik Rald †.

Svampe, der har specialiseret sig i nedbrydning af dødt ved, udgør en artsrig gruppe. Alene i Danmark vurderes det, at der er omkring 1000 arter af storsvampe, som er primært vedboende, og langt de fleste af dem må formodes at være aktive vednedbrydere, der spiller en væsentlig rolle i skovens økosystem (Heilmann-Clausen & Christensen 2000).

En meta-analyse af 120 individuelle sammenligninger af skove i Europa viser, at artsrigdommen af svampe i urørt skov er højere end i forstligt drevet skov (Bergés et al. 2010). Antallet af arter er afhængig af skovens kontinuitet, mængden af dødt ved og store træer. Den store forskel i artsrigdommen mellem urørt skov og forstligt

drevet skov falder med tiden efter ophør af skovdriften. Det indikerer en gradvis genopretning af biodiversiteten (Bergés et al. 2010). Artsantallet af svampe pr. træ stiger betydeligt med øget størrelse på træerne, derfor giver store træer den største biodiversitet. Tillige stiger forekomsten af rødlistede arter med øget diameter på træerne. Det gælder blandt andet for arten Løv-tjærepeposvamp (*Ichnoderma resinosum*) (Heilmann-Clausen & Christensen 2004). Dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier har stor betydning for diversiteten af vedboende svampe og en række rødlistede arter er knyttet til dødt ved i skov (Heilmann-Clausen & Christensen, 2004). Store træstammer af dødt ved giver en lang nedbrydningsstid, ofte mere end 35 år, alt efter

træarten. Det giver mulighed for, at mange forskellige svampearter kan kolonisere træstammerne successivt, efterhånden som substratet bliver mere anvendeligt. Mange svampe er meget specifikke i deres substratvalg, derfor har variation af træarterne betydning for, hvilke svampearter der kan gro på det døde ved. Fugtighedsforhold har også væsentlig betydning for forekomsten af svampe, fordi dødt ved i det sene nedbrydningsstadium kan holde på vandet og give gunstige forhold for svampene.

Formålet med denne undersøgelse er at studere biodiversitetsmønstre inden for vedboende svampe i forskellige typer bøgeskove på Sjælland. De forskellige typer af bøgeskove karakteriseres som naturskove

Summary

Wood inhabiting fungi in managed and unmanaged forests

We studied wood inhabiting fungi in unmanaged and managed forests (selection cutting or clear-cut) in Zealand, Denmark. This was done using a linetranssect method (50 x 10 m) in 7 different forest areas with both unmanaged and managed stands. Fungi diversity was assessed in the field and was done a single time in the period between the 16th October and the 8th November 2015.

From 130 different transects; 70 in unmanaged stands, 48 in clear-cut stands, and 12 in selection cutting stands, a total of 134 fungi species were found from 1144 individual observations. The average number of species per transect in the different areas varied greatly from 2.6 ± 1.9 to 18.5 ± 6.2 . Species richness was significantly higher in transects in unmanaged stands compared to clear-cut and selection cutting stands.

The mean number of red-listed species was seven in the unmanaged stands, one in the clearcut stands, and one in the selection cutting stands. Only the red-list species *Plicatura crispata* was observed in the clear-cut stands, and the species has been observed commonly in the recent years, and is therefore expected to be removed in the next version of the Danish red-list. There were only seven red-listed species in the 70 transects

in the unmanaged stands significantly lower number than at a previous survey in 1993. This may be due to an unstable population but may also be related to the design and timing of the present survey late in autumn and only once and in fixed plots.

The study shows the largest amount of dead wood in the unmanaged forests but also large variation in the amount of dead wood (m^3 per. ha) of unmanaged stands, which vary from $43 m^3/ha$ to $282 m^3/ha$. The Natura 2000 forest types requires $45 m^3/ha$ deadwood, if it is characterized as "favorable conservation status". This requirement was generally observed in the unmanaged stands.

The study indicates a correlation between the onset of *Fomes formentarius* and Red List species of fungi in unmanaged forest.

We found insignificantly larger amount of Polypores in Unmanaged forests in accordance with their status as good indicator of the amount of deadwood. In unmanaged forests, the continuous formation of dead wood ensures dead wood in various stages of decomposition, which is necessary for the rare fungi to colonize the area.

Keywords: Danish redlist species, dead wood, Polypores, beech, mixed deciduous forests

¹ Jørn Kofod. E-mail: jko@tdcadsl.dk



Foto 1 Børstehåret Savbladhat (*Lentinellus ursinus*). Foto: Tobias Bøllingtoft.

(urørt skov) og kulturskove, hvor der udføres to driftsformer; plukhugst og forstlig drevne skove (renafdrift).

Et andet formål med svampeundersøgelsen er at undersøge mulige sammenhænge mellem mængden af dødt ved og antallet af vedboende svampearter.

METODER OG MATERIALER

Fra 7 skovområder på Sjælland med urørt og forstligt drevne bevoksninger (Møller 2017), blev der oprettet i alt 130 transekter (69 i urørt og 60 i drevet skov) á 10 x 50 m

fra kvadratnettes hjørnepunkter og i en tilfældig retning (se Kepfer-Rojas m.fl. 2017, for detaljer). Transekterne er rektangulære felter med en længde på 50 m og en bredde på 10 meter. Svampe blev registreret i transekterne i perioden fra d. 16. oktober til 8. november 2015. Der blev gennemført én registrering pr. transekt. Vi registrerede svampe på såvel levende træer som døde træer, herunder træstubbe, stammer, grene og kviste i skovbunden. Vi arbejdede efter linje transekt metoden for registrering af vedboende svampe på bøg (Warren & Olsen, 1964). Denne omfatter hatsvampe, bugsvampe, poresvampe, barksvampe med pigge eller årer og stomatiske kernevampe.

Udeladt er barksvampe uden ydre kendetegn og non-stromatiske kernesvampe. Til bestemmelse af disse kræves specialviden. Svampene blev primært bestemt i felten ud fra makroskopiske karakterer (inklusive lup, og ved efterfølgende konsultation af bestemmelsesværker). Vi førte lister i felten over de vedboende svampe, som vi fandt i hver enkel transekt. Vi noterede den træslægt, som den pågældende svamp voksede på. En del ikke umiddelbart bestemmelige fund blev hjemtaget til grundigere bestemmelse og mikroskopisk analyse. Danmarks Svampeatlas er anvendt som en metode til bestemmelsen af svampefundene. Data er indtastet i Svampeatlas og i Tabel 3 bagerst i artiklen.

Fotodokumentation af sjældne svampe blev foretaget i felten (billeder 1-5, frugtleget).

Tabel 1. Tabel over lokaliteter med fund af antal svampearter, antal registreringer, antal arter pr. transekt, beregning af biodiversitet (Shannon diversitet - eksponentiel), registeret mængde dødt ved og antal poresvampe pr lokalitet. Antal arter pr. transekt og Shannon er angivet med standardafvigelsen.

The investigated forests, type of forest management, number of species and specimens, number of transects and species per transect, Shannon diversity (exponential), dead wood and number of polypores.

Lokalitet	Driftsform	Antal arter	Antal registreringer	Antal transekter	Arter pr. transekt	Shannon diversitet eksponentiel	Mængde dødt ved m ³ /ha	Antal poresvampe pr. transekt
Farum Lillevang_B	Renafdrift	45	75	4	18 ± 2,2	18,1 ± 1,8	na	5,3
Jonstrup Vang_B	Renafdrift	25	42	5	7,4 ± 2,9	7,7 ± 2,5	10	1,4
Næsbyholm	Renafdrift	35	66	21	2,6 ± 1,9	8,1 ± 8,3	5	0,3
Nørreskov_B	Renafdrift	27	42	5	8 ± 4,1	7,6 ± 3,6	22	2
Strøgårdsvang	Renafdrift	42	110	13	7,6 ± 2,8	8,1 ± 3,3	na	1,4
Bredvig Mose_B	Plukhugst	24	30	4	7,5 ± 5,7	8,1 ± 5,4	59	2
Rådmandshave_CD	Plukhugst	32	51	8	5,9 ± 2,6	5,8 ± 2,6	21	3
Bredvig Mose_A	Urørt	43	86	9	9,3 ± 5,6	12,2 ± 7,5	130	3
Farum Lillevang_A	Urørt	44	77	4	18,5 ± 6,2	18,8 ± 5,5	72	3,3
Jonstrup Vang_A	Urørt	38	50	5	10 ± 6,4	9,1 ± 5,6	75	3
Nørreskov_A	Urørt	38	69	5	12,8 ± 4,5	12,6 ± 4	142	2,6
Rådmandshave_AB	Urørt	35	69	7	9 ± 4,5	9,2 ± 4,1	43	3,9
Strødam_1	Urørt	43	99	10	10,3 ± 4,8	12,3 ± 7,8	85	2
Strødam_2	Urørt	45	94	8	10,5 ± 5,9	10,5 ± 5,6	282	1,1
Suserup Skov_A	Urørt	59	184	22	7,8 ± 4,9	9,3 ± 7,1	124	2,3

Rødliste arter	Latinsk navn	Dansk navn	Rødlistekategori	Forstlig drevet						Pluk-hugst	Urørt skov							
				Farum Lillevang_B	Jonstrup Vang_B	Næsbyholm	Nørreskov_B	Strøgårdsvang	Bredvig Mose_B		Rådmandshave_CD	Bredvig Mose_A	Farum Lillevang_A	Jonstrup Vang_A	Nørreskov_A	Rådmandshave_AB	Strødam_1	Strødam_2
	<i>Flammulaster muricata</i>	Pigget grynskælhat	EN									1						
	<i>Hericium coralloides</i>	Koralpigsvamp	NT									1				1*	1*	
	<i>Ischnoderma resinosum</i>	Løv-tjæreporesvamp	EN							1			2				2	
	<i>Lentinellus ursinus</i>	Børstehåret Savbladhat	EN									1*					1	
	<i>Plicatura crispa</i>	Krusblad	NT	1		1	1	2				2		2	2	2	1	1
	<i>Pluteus umbrosus</i>	Skygge-skærmhat	NT									1		1				1
	<i>Polyporus badius</i>	Kastaniebrun stilkporesvamp	NT															1

Data er bearbejdet med henblik på at op-gøre mangfoldigheden af arter i skovom-råderne med de tre driftsformer intensiv hugst (renafdrift), plukhugst og urørt skov. Feltarbejdet med registrering af svampe blev udført af cand.scient. Jørn Kofod, cand. mag. Tobias Bollingtoft og cand. scient. Erik Rald.

Forskelle mellem antallet af arter per transekt mellem driftstyperne blev testet med en model, der tager højde for prøvetagningsstørrelse og områdernes indbyrdes forskelle. Analysen er lavet i statistikprogrammet R (R Core Team, 2013) med funktionen 'lme4' (Bates et al. 2014). Shannons diversitet er udregnet som det gennemsnitlige antal effektive arter pr. transekt ved hjælp af programmet EstimateS (Colwell, 2013), og er estimeret ud fra den frekvensvise fordeling (presence/absence) af svampearter i transekterne for hver lokalitet. Estimatet er angivet med standardafvigelsen. I begge analyser er ubestemte (sp.) arter udeladt.

RESULTATER

Biodiversitet

Der blev i alt registreret 134 forskellige svampearter (inklusive Honningsvamp sp.) fra 1144 registreringer af svampe-frugt-

Tabel 2. Oversigt over fund af rødlistede arter med angivelse af navn, driftsform, rødlistekategori og skovområde i 2015. Rødliste kategori: RE (Forsvundet), CR (Kritisk truet), EN (Moderat truet), VU (Sårbar), LC (Ikke truet), NT (Næsten truet), NE (Ikke bedømt) – hentet fra Wind & Pihl (2004). Koralpigsvamp (*Hericium coralloides*) er også registreret i Strødam_2 og Suserup udenfor transekterne. (*)

*Red listed fungal species and the number of observations in relation to forest and management type. From left the intensively managed forests, selectively managed forests and unmanaged forests. The red list categories EN=moderate threatened, NT=near to threatened. * indicates that the species was also found outside the transects.*

legemer i de 130 transekter. Antallet af arter pr. transekt er stærkt varierende mellem lokaliteterne med $2,6 \pm 1,9$ i Næsbyholm og $18,5 \pm 6,2$ i Farum Lillevang_A (Tabel 1).

Antallet af arter pr. transekt var overordnet set signifikant højere i de urørte bevoksninger sammenlignet med bevoksninger med renafdrift ($P > 0.001$) og plukhugst ($P = 0.034$), men ingen forskel blev fundet mellem renafdrift og plukhugst (Figur 1). Både den urørte og den forstligt drevne del i Farum Lillevang havde et højt antal arter pr. transekt sammenlignet med resten af lokaliteterne (Tabel 1) og afviger dermed fra det generelle mønster med flest arter i de urørte skove. Der blev ikke fundet nogen signifikant forskel på artssammensætningen i den urørte og forstligt drevne del i Farum Lillevang (PERMANOVA: $F = 1.4$, $df = 1$, $P = 0.19$).

Sjældne og rødlistede artsfund

Vi fandt få sjældne rødlistede arter ved vores besøg på de enkelte lokaliteter i forhold til dem, som blev beskrevet fra undersøgelsen i 1995 (Møller 1997). En oversigt over rødlistede artsfund fra undersøgelsen i 2015 kan ses i Tabel 2.

Krusblad (*Plicatura crispa*) blev registreret i 10 ud af 15 lokaliteter. Krusblad i Danmark har været betragtet som uddød men er nu veletableret og under rivende udvikling. Årsagerne bag artens forsvinden og genindvandring i Danmark er ukendte (Svampeatlas 2017). Alle steder den er blevet registreret er den tilsyneladende stabil. Det formodes at Krusblad vil ændre status i rødlisten ved næste revision. Det vurderes, at den ikke er egnet som indikator for skovens naturkvalitet, fordi den findes i både forstlig skov med renafdrift og urørt skov.

Løv-tjæreporesvamp (*Ischnoderma resinosa*) (Foto 2) er tilknyttet store faldne løvtræsstammer og højstubble fortrinsvis af bøg, og den synes at være snævert tilknyttet længe urørte naturskovsmiljøer. Løv-tjæreporesvamp er vidt udbredt i Europa mod nord til Danmark og Skåne. Den er tilknyttet gamle naturskove og anses på europæisk plan som indikator for særligt værdifulde naturskove af bøg med høj dødvedskontinuitet (Heilmann-Clausen & Christensen 2004). Løv-tjæreporesvampen er tilsyneladende under spredning. Den er fundet på 298 lokaliteter i Jylland og på Fyn, Sjælland, Lolland samt Bornholm. Arten blev ikke registreret i Rådmandshave_CD i 1995.

Skygge-skærmhat (*Pluteus umbrosus*) (Foto 3) er vidt udbredt i de tempererede dele af den nordlige halvkugle, men er generelt sjælden i Europa. Arten anses på europæisk plan som indikator for særligt værdifulde naturskove af bøg med høj dødvedskontinuitet (Heilmann-Clausen & Christensen 2004). Den blev registreret i Nørreskov_A i 1995 og 2015 og i Bredvig Mose i 2015, men ikke registreret i 1995 fra Bredvig Mose.

Pigget grynskælhat (*Flammulaster muricata*) vokser på stammer af løvtræer især bøg. Den er sjælden i Danmark og kendes kun fra få urørte naturskove i Jylland, på Sjælland og Møn. I alt er der angivet 41 fund af svampen (Svampeatlas 2017). Arten er ikke fundet i undersøgelsen i 1995.

Skærmagtig Rødblad (*Entoloma pluteisimilis*) (Foto 4) er en vedboende Rødblad-art, som er en ny art for Danmark. Den blev opdaget inden for få dage både i Suserup og i Grib Skov. Den blev beskrevet som ny for videnskaben i 2004, fra Spanien

(Noordeloos 2004) og er siden fundet i Ungarn, Italien og Nordtyskland (Bøllingtoft & Heilmann-Clausen 2016). Svampen blev først fundet i et område af Gribskov, der har bøgetræer helt tilbage fra 1778. Den er netop kendetegnet ved at vokse på råddent træ i naturlige skove, så det er bemærkelsesværdigt, at nogle af vores få urørte skovområder i Danmark nu huser sådan en sjælden art.

Arts sammensætning

Den polære ordination viser, at Tøndersvamp (*Fomes fomentarius*) og de rød-

listede arter ofte forekommer samtidig på lokaliteterne (Figur 2). Tøndersvampen, som findes på stammer, høje stubbe og tykke grene af løvtræer især bøg og birk, er særligt hyppig i udlevede bevoksninger af birk og bøg, hvor træerne er ved at nå deres maksimale alder. Tøndersvampen indgår som en indikatorart til overvågningen af skovhabitattyper (Rune m.fl. 2007).

Dødt ved

Mængden af dødt ved er korreleret med antallet af svampearter pr. transekt (Figur 3). Korrelationen er signifikant ($P < 0,0001$)



Foto 2. *Ischnoderma resinosa* fra Rådmandshave. Foto: Tobias Bøllingtoft.

Foto 3. Skygge-skærmhat (*Pluteus umbrosus*) Foto: Tobias Bøllingtoft.

Foto 4. Skærmagtig Rødblad (*Entoloma pluteisimilis*). Foto: Tobias Bøllingtoft.

Foto 5. Korallpigsvamp (*Hericium coralloides*). Foto: Jørn Kofod.

og beskrives bedst med en mætningskurve med formlen:

$$\frac{N_{max}}{1 + a \cdot \exp(-k \cdot DW)}$$

Hvor $N_{max} = 15,3 (\pm 1.95)$, $a = 1,31 (\pm 0.32)$, $k = 0.00765 (\pm 0.00391)$ og $DW =$ mængden af dødt ved (m^3/ha) pr transekt (10×50 m), gennemsnit \pm standard error i parentes.

Poresvampe som indikatorer

I forbindelse med skovkortlægningen anvendes poresvampe som en generel indikator for dødt ved. Denne undersøgelse viser, at antallet af poresvampe i forstlig drevet skov ligger gennemsnitligt på 2 pr. transekt, og et tilsvarende antal for skove, hvor der foretages plukhugst. I urørt skov ligger det gennemsnitlige antal på ca. 3 pr. transekt. Der er altså et større antal poresvampe i den urørte skov, hvor der findes mest dødt ved under nedbrydning (Ejrnæs et al. 2014). Antallet af poresvampe er en brugbar indikator til at kortlægge skove med dødt ved, men denne undersøgelse viser også, at forskellene i poresvampe mellem de tre driftsformer ikke er signifikant forskellige.

DISKUSSION

Et tilbagevendende problem med at registrere svampe er, at det må foretages på baggrund af frugtleger, hvis forekomst bortset fra de flerårige, er stærk svingende fra år til år. Det betyder, at der kun registreres frugtleger, mens resten af hovedmassen af organismen, myceliet, findes skjult i det substrat svampen vokser på. De fleste svampe er kortlevede. Frugtleget af en typisk lille hatsvamp vil holde ca. en uge, en stor op til to uger og kun særlige arter som f.eks. poresvampe kan holde 1-2 måneder eller er flerårige.

Svamperegistrering kræver en omfattende feltindsats, der involverer flere besøg i flere forskellige år, hvis man skal have et rimeligt komplet billede. Vi har fået et øjebliksbil-



lade af en økologisk svampegruppe, som i et ellers temmelig dårligt svampeår pga. vandmangel var fremme i et nogenlunde antal netop i vores undersøgelsesperiode fra d. 16. oktober til d. 8. november 2015. Beregning af biodiversitet kræver årelange studier med mange hyppige besøg på et sted for at beregne en troværdig biodiversitet. Men undervejs gennem årene kan man risikere, at arter forsvinder, og der kommer nye arter til lokaliteten.

Der er imidlertid også problemer, når sammenhæng mellem ved og svampe skal undersøges. For svampene er ved ikke bare ved, der er stor forskel på, hvor egnet veddet er for de enkelte arter, afhængigt af træernes alder, og selvfølgelig også træslægt. Lige efter at et større træ er faldet, vil der være mange frugtleger, der udgøres af få arter, og efterhånden som årene går, vil der komme flere, og i vid udstrækning også andre arter.

Værtsspecifikke svampe kan være meget selektive i valg af værtstræ og vedkvalitet. Generelt er der givetvis tale om en tilpasning til den specielle vedkemi, der er karakteristisk for hver enkelt træart, bestemt bl.a. ud fra forekomsten af hemicellulose,

garvestoffer og harpiksstoffer. Der kan også være tale om en tilpasning til særlige, artsspecifikke forhold, der gælder i det levende træ. I hvert fald er værtsspecificitet og -selektivitet særlig udbredt blandt biotrofe parasitter, dvs. arter der danner kerneråd, og endofytter - arter der inficerer træet, mens det endnu er i live.

Forskellen mellem lokaliteterne beror især på de sjældne arter, hvis forekomst og registrering i høj grad kan bero på tilfældigheder, fordi transekterne ikke nødvendigvis dækker de gode steder med sjældne arter. Til næste år er det sikkert nogle helt andre arter, som vil kunne findes.

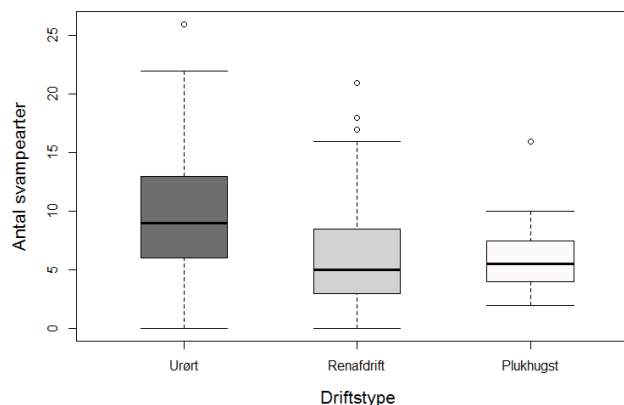
En ulempe ved anvendelse af linje transekt metoden er, at man ikke får en dækkende undersøgelse, f.eks. fandt vi Korallpigsvamp (*Hericium coralloides*; foto 5) i Strødam og Suserup Skov udenfor transekterne. Metoden sikrer ikke, at man får alle de gode steder med, hvor de rødlistede svampearter findes, og den bør suppleres med en gennemgang af områderne for rødlistearter.

Shannon diversitet indeks er det mest kendte indeks til beregning af biodiversitet, idet det tager højde for både artsantallet

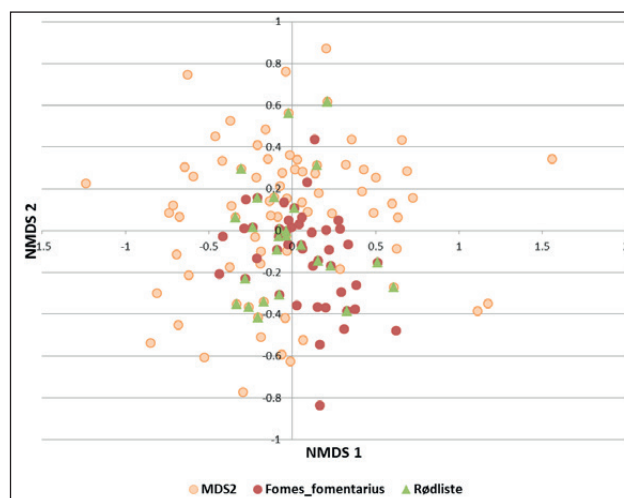
og artsfordelingen på en gang. Det højeste Shannon diversitet indeks fandt vi i Farum Lillevang_A og Farum Lillevang_B, hvor der er fundet hhv. 45 og 44 arter i de 4 transekter, som er udlagt i de to lokaliteter. Det skal bemærkes, at Farum Lillevang_B er forstligt drevet, og derfor kunne man forvente et færre antal arter. Også i Bredvig Mose_B forventede vi meget lav diversitet, da der udføres plukhugst og skoven er drænet med grøfter og har en meget lav mængde dødt ved ($2 \text{ m}^3/\text{ha}$). Det betyder, at nedbør hurtigt bliver ledt bort, så svampene får svært ved at etablere frugtlegermer. På trods af de vanskelige forhold blev der registreret 24 svampearter i 4 transekter.

Der er registreret 59 forskellige svampearter i Suserup Skov, og dermed har skoven den største diversitet af alle undersøgte skovområder, hvis der ikke tages højde for, at antallet af transekter også er højest i Suserup. Suserup Skov er den ældste urorte skov i forsøget, og den har en høj mængde dødt ved pr. ha ($124 \text{ m}^3/\text{ha}$), og der bliver kontinuert tilført dødt ved. Det medfører, at der findes dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier. Derudover skal det nævnes, at der er forskellige træarter, som bøg, hyld, eg, ask, ahorn og kirsebær. Variationen i antal træarter har også betydning for hvilke svampe der vil kolonisere området. Nogle svampe er generalister og kan vokse på flere træarter, mens andre er meget specifikke med hvilken træart, der kan koloniseres. Således vil en blandingskov indeholde flere forskellige svampearter end en skov med kun én træart.

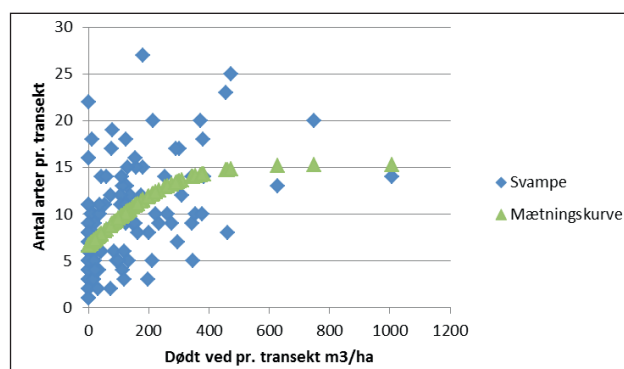
Vi fandt Aske-Bæltekugle (*Daldinia concentrica*), som er velkendt fra Bredvig Mose, men i 2015 var den tilstede i forbløfende mængder, i alt blev den fundet på 4 ud af 14 undersøgte transekter. Derimod observerede vi den ikke på de andre lokaliteter, selvom der er store mængder af dødt asketræ flere steder som følge af de senere års angreb af Asketoptørre-Stilkskive (*Hymenoscyphus fraxineus*). Aske-Bæltekugle vokser næsten udelukkende på ask, men er også fundet på værttræet poppel (*Popu-*



Figur 1. Antal svampearter pr. transekt i de forskellige driftstyper. Boxplot med minimum, maksimum, median, 25 % kvartil og 75 % kvartil. *The number of fungal species per transect in the three forest management types, from left unmanaged forests, intensively managed forests with clearcut and selective managed forests. Boxplot with min, max and median, 25 and 75 % quantile.*



Figur 2. NMDS ordination af arts sammensætningen i transekterne, specifikt er Tøndersvamp (*Fomes fomentarius*) og de rødlistede svampearter fremhævet. *NMDS ordination of species composition in the transects. The red dots are Fomes fomentarius and the green dots the red listed species.*



Figur 3. Korrelation mellem mængden af dødt ved og antal svampearter. Grafen viser at der er en korrelation mellem mængden af dødt ved og antallet af registrerede svampe pr. transekt. *Correlation between dead wood (m^3/ha) and fungal species per transect.*

lus). Vi fandt Hassel-læderskive (*Encoelia furfuracea*) på dødt ved af Rød-El (*Alnus glutinosa*) i Bredvig Mose_A (urørt skov), hvilket er en sjældenhed, fordi den normalt kun gror på hassel (*Corylus*).

I den urørte skov på den mest artsrige lokalitet, Farum Lillevang_A, blev der registreret 44 arter i 4 transekter (2000 m²), mens der blev registreret 59 arter i 22 transekter (11000 m²) i Suserup Skov. Forskellen i registrerede antal arter kan ikke skyldes forskellen i mængden af dødt ved, da den var størst i Suserup, men veddets nedbrydningsgrad, lokale abiotiske miljøfaktorer samt at der kun blev foretaget én måling i svampesæsonen, kan være mulige forklaringer.

I skove med renafdrift ligger medianværdien for artsantal pr. transekt på 5 og i skove med plukhugst ligger medianværdien for artsantal pr. transekt på 5.5, mens medianværdien for antal arter pr. transekt i urørt skov ligger på 8.5. Grunden til at antallet af svampearter i transekterne i skove med renafdrift og plukhugst er forholdsvis højt kan skyldes, at nogle svampe ikke er så specifikke med hensyn til kvaliteten og mængden af dødt ved. Der vil ofte være mange stubbe og rester af grene, selvom mængden af dødt ved pr. ha er lille, (Kepfer-Rojas m.fl. 2017). Det understreges af, at de rødlistede svampe næsten udelukkende blev fundet i urørt skov med meget dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier.

Tidligere undersøgelser

I 1995 blev der fundet 17 rødlistede arter i tilknytning til store stammer af især bøg på fugtige steder i modsætning til 7 arter fra 2015. Det skal tilføjes, at undersøgelsen i 1995 ikke blev udført systematisk efter linje transekt metoden. Derimod blev undersøgelsen udført som en generel undersøgelse af området med interessant svampeflora i tilknytning til døde stammer af især bøg på fugtige steder og 3 besøg på lokaliteterne.

De 15 lokaliteter er tidligere undersøgt for svampe i vidt forskelligt omfang. Strødam

er en velundersøgt lokalitet takket være Thomas Læssøes mangeårige arbejde, og i Suserup Skov har Jacob Heilmann-Clausen og Morten Christensen gjort omfattende studier. Der er stor forskel på de lange artslistes fra disse lokaliteter, som er registreret i Danmarks svampeatlas, og de få arter, vi fandt (www.svampeatlas.dk). Det skal understreges, at kun Suserup Skov kan sammenlignes med data fra Danmarks svampeatlas, idet denne lokalitet er den eneste, hvor forsøgsområdet dækker hele lokaliteten. Stiftelsen Sorø Akademi, der bl.a. ejer Suserup Skov, har samlet litteratur om Suserup Skov (Stiftelsen Sorø Akademi). Henning Knudsen undersøgte forsøgsområder i 1995, ikke med henblik på specielt vedboende svampe, men på sjældnere svampe generelt (Knudsen 1997).

Knudsen registrerede rødlistede arter uden brug af prøveflader, mens man i nærværende undersøgelse holdt sig til de udlagte transekter og registrerede alle arter inden for protokollen. Der burde være brugt et par mandetimer på at gennemse forsøgsområderne for områder med optimale betingelser for svampe til udarbejdelse af en supplerende artsliste.

KONKLUSIONER

Undersøgelsen viser, at der er signifikant flere svampearter pr. transekt i urørt skov sammenlignet med plukhugst drevet skov og skov med renafdrift. Dette kan bl.a. tilskrives manglen på egnet dødt ved. Undersøgelsen viser, at der er stor variation i mængden af dødt ved (m³ pr. ha) i urørt skov, varierende fra 43 m³/ha til 282 m³/ha. I Natura 2000-skovtyper kræves der 45 m³/ha dødt ved, hvis det skal have en "gunstig bevaringsstatus". Dette krav kan generelt overholdes i de urørte naturskove.

– I forstligt drevet skov med renafdrift mangler de rødlistede svampearter bortset fra Krusblad (*Plicatura crispa*), som er meget udbredt de senere år, og derfor forventes at blive taget af rødlisten ved næste revision.

- Der blev kun fundet 7 rødlistede arter i 70 transekter i urørt skov, hvilket tyder på at populationerne er meget variable. Om det kan relateres til, at flere af populationerne af de rødlistede arter er truet, kan vi ikke konkludere ud fra nærværende studie.
- Undersøgelsen viser, at der er en sammenhæng mellem forekomst af Tøndersvampe og rødlistede svampearter i urørt skov
- Vi fandt at mængden af poresvampe i urørt skov er størst. Poresvampe er relateret til dødt ved og det er vigtigt, at der i de urørte skove sker en kontinuerlig tilførsel af dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier, som er nødvendig for at sjældne svampe kan kolonisere området.

TAK

15. Junifonden takkes for støtte til at denne undersøgelse kunne gennemføres. Samtidig vil vi takke Professor Inger Kappel Schmidt, seniorforsker Vivian Kvist Johannsen, postdoc Sebastian Kepfer Rojas og ph.d. studerende David Bille Byriel for støtte og opmuntring til at afrapportere registreringerne. En særlig tak til cand. scient. Torben Riis-Nielsen for databearbejdning og værdifuld vejledning. Tak til Thomas Læssøe og Jacob Heilmann-Clausen for bestemmelse i Danmarks Svampeatlas.

CITERET LITTERATUR

- Bates D, Maechler M, Bolker B & Walker S 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version, 1(7).
- Bergès, L. et al. 2010. Does biodiversity differ between managed and unmanaged forests? A meta-analysis on species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101-112.
- Bøllingtoft T, Heilmann-Clausen J 2016. Skærmhatagtig Rødblåd (*Entoloma pluteisimilis*) ny for Danmark – to steder på to dage. – *Svampe* 73: 22-23.

- Colwell RK 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Ejrnæs R, Petersen AH, Bladt J, Bruun HH, Moeslund JE, Wiberg-Larsen P & Rahbek C (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, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. Videnskabelig rapport fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, (112).
- Heilmann-Clausen J & Christensen M 2004. Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *For. Ecol. Manage.* 201: 105–117.
- Heilmann-Clausen J & Christensen M, 2000. Introduktion til vedboende svampe. Svampe 41.
- Kepper-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Alban M, Johannsen VK 2017. Struktur med betydning for biodiversiteten i urørt og førstligt drevet skov. *Flora og Fauna* 123 (2-4).
- Knudsen H 1997. Svampe. I: Møller PF. Biologisk mangfoldighed i dansk natur-skov: en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) p121-123.
- Møller PF 1997. Biologisk mangfoldighed i dansk natur-skov: en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS). 184 pp.
- Møller PF 2017. Biologisk mangfoldighed i naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Projektets baggrund og formål. *Flora & Fauna*. 123 (2-4).
- R Core Team (2013): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org/>.
- Rune F, Aude E & Heilmann-Clausen J 2007. 25 danske indikator-arter (svampe, mosser og laver) til overvågning af skovhabitat-typer (NOVANA). – Upubliceret rapport, Skov & Landskab og DMU, 26 sider.
- Stiftelsen Sorø Akademi. <http://www.stift-sor.dk/skovbrug/suserup-skov/litteratur-om-suserup-skov/>
- Svampeatlas.dk – database over danske svampefund. Foreningen til svampekundskabens fremme. Administreret af Frøslev T, Heilmann-Clausen J, Lange C, Læssøe T, Petersen JH, Søchting U, Jeppesen TS, Vesterholt J†. online www.svampeatlas.dk (10.1.2017).
- Warren WG & Olsen PF 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. – *For. Sci.* 10: 267–276.
- Wind P, Pihl S 2004. The Danish Red List. The National Environmental Research Institute, University of Aarhus, available from redlist.dmu.dk (last updated April 2010).

SUPPLERENDE MATERIALE

Tabel 3. Oversigt over lokaliteter, driftsform (almen hugst, plukhugst og urørt skov) samt summen af antal arter, herunder antal poresvampe og antal arter pr. transekt.

Latinsk navn	Dansk navn	Almen hugst					Pluk hugst		Urørt skov						sum			
		Farum Lillevang_B	Jonstrup Yang_B	Næsbyholm	Nørreskov_B	Strogårdsvang	Bredvig Mose_B	Rådmandshave_CD	Bredvig Mose_A	Farum Lillevang_A	Jonstrup Yang_A	Nørreskov_A	Rådmandshave_AB	Strodam_1	Strodam_2	Suserup Skov	FUND	Poresvampe
<i>Annulohypoxylon cohaerens</i>	Sammenflydende kulbær	1			1	1				1	1	3		1	2	1	12	
<i>Annulohypoxylon multiforme</i>	Foranderlig kulbær						2										2	
<i>Antrodiella serpula</i>	Gulrandet elastikporesvamp													1		1	2	1
<i>Armillaria</i> sp.	Honningsvamp sp.	3	5	2	2	8	3	3	6	3	3	5	6	6	7	3	65	
<i>Ascocoryne cylichnium</i>	Stor sejskive			1		1					1	1		1		3	8	
<i>Ascocoryne sarcoides</i>	Rødlilla sejskive				1								2	2			5	
<i>Ascodichaena rugosa</i>	(tom)			6		3		1								7	17	
<i>Athelia arachnoidea</i>	Randet barkhinde													1			1	
<i>Auricularia auricula-judae</i>	Almindelig judasøre									2						4	6	
<i>Bisporella citrina</i>	Almindelig gulskive			1													1	

Latinsk navn	Dansk navn	Almen hugst					Pluk hugst		Urørt skov							sum	Poresvampe	
		Farum Lillevang_B	Jonstrup Vang_B	Næsbyholm	Nørreskov_B	Strøgårdsvang	Bredvig Mose_B	Rådmandshave_CD	Bredvig Mose_A	Farum Lillevang_A	Jonstrup Vang_A	Nørreskov_A	Rådmandshave_AB	Strødam_1	Strødam_2	Suserup Skov		FUND
Bjerkandera adusta	Sveden sodporesvamp	1				1	1	2	3	1	1		2			2	14	1
Bulgaria inquinans	Afsmittende topsvamp										1		1				2	
Byssocorticium atrovirens	Blå førnehinde	2	1		1	1											5	
Calocera cornea	Liden guldgaffel	1	1		1	1				1							5	
Ceriporia excelsa	(tom)								1								1	
Cerocorticium confluens	Glat naftalinskind									1							1	
Chlorociboria aeruginascens	Almindelig grønskive								1							2	3	
Chondrostereum purpureum	Purpur-lædersvamp					1	1		1		1		2				6	
Coniophora puteana	Gul tømmer svamp														1		1	
Coprinellus micaceus	Glimmer-blækhat	2		2			1		3	1	1		1		3		14	
Crepidotus cesatii	Almindelig muslingesvamp				1			1									2	
Crepidotus mollis	Blød muslingesvamp			1					1			2					4	
Cylindrobasidium laeve	Sprækkehinde			1													1	
Dacrymyces stillatus	Almindelig tåresvamp	1								1			2		1		5	
Daedaleopsis confragosa	Rødme nde læderporesvamp							1	1								2	1
Daldinia concentrica	Aske-bæltekugle						1		3								4	
Datronia mollis	Blød begporesvamp								1		1			1			3	1
Dendrothele acerina	Navr-barkskind											2					2	
Diatrype disciformis	Kant-kulskorpe	1		4		4		1	2	1	2		1	1	8		25	
Diatrype stigma	(tom)												1	1			2	
Encoelia furfuracea	Hassel-læderskive								1								1	
Eutypa spinosa	Grov kulskorpe	2			1		1	3	2		1		2	1	10		23	
Exidia nucleata	Klar bævretop										1			1	1		3	
Exidia pithya	Gran-bævretop	1															1	
Exidia plana	Almindelig bævretop	1	1						1	1	1	1	1				8	
Fistulina hepatica	Oksetunge														2		2	1
Flammulaster carpophilus	Bøge-grynskælhat												1				1	
Flammulaster muricata	Pigget grynskælhat									1							1	
Fomes fomentarius	Tøndersvamp	2			1	3		3	4	3	2	4	4	3	2	15	46	1
Fomitopsis pinicola	Randbæltet hovporesvamp				1			1			1	1		1			5	1
Fuscoportia ferrea	Skorpe-ildporesvamp														1		1	1
Galerina marginata	Randbæltet hjelmhat			1		3		2	2	2		2	2	2	2	2	20	
Ganoderma applanatum	Flad lakporesvamp							2	2	1		2		1	1	1	10	1
Gloeophyllum sepiarium	Fyrre-korkhat	1															1	1
Gymnopilus penetrans	Plettet flammehat					4											4	
Hericium coralloides	Koralpigsvamp								1								1	
Hymenochaete rubiginosa	Stiv ruslædersvamp	1				1		2			1		1			4	10	
Hymenoscyphus fraxineus	Asketoptørre-stilkskive													4			4	
Hyphodontia paradoxa	Hvid tandsvamp	2								1	1	1			1		6	
Hyphodontia sambuci	Hyldehinde														2		2	
Hypholoma fasciculare	Knippe-svovlhat	3	1	3	3	8		1	2	2	3	4	1	2	3	2	38	
Hypholoma lateritium	Tegl rød svovlhat		1		1												2	
Hypholoma tuberosum	Knippe-svovlhat												1				1	

Latinsk navn	Dansk navn	Almen hugst					Pluk hugst		Urørt skov							sum	Poresvampe	
		Farum Lillevang_B	Jonstrup Vang_B	Næsbyholm	Nørreskov_B	Strøgårdsvang	Bredvig Mose_B	Rådmandshave_CD	Bredvig Mose_A	Farum Lillevang_A	Jonstrup Vang_A	Nørreskov_A	Rådmandshave_AB	Strødam_1	Strødam_2	Suserup Skov		FUND
<i>Hypomyces aurantius</i>	Almindelig snylteskorpe	1															1	
<i>Hypoxylon fragiforme</i>	Kuljordbær	4	3	1	1	2		2	3	2	2		5	4	7		36	
<i>Hypoxylon macrocarpum</i>	Skorpe-kulbær						1								1		2	
<i>Ischnoderma resinosum</i>	Løv-tjæreporesvamp							1		2					2		5	1
<i>Kretzschmaria deusta</i>	Stor kulsvamp	1	1	3	2	5		1	2	2	2		1	1	3		24	
<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	Foranderlig skælhat	3	2	1		7			1		2						16	
<i>Laetiporus sulphureus</i>	Svovlporesvamp														1		1	1
<i>Laxitextum bicolor</i>	Tvefarvet lædersvamp					1											1	
<i>Lentinellus cochleatus</i>	Anis-savbladlæderhat					1											1	
<i>Lenzites betulina</i>	Birke-læderporesvamp							1									1	1
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	Pære-støvbold			5	2	1		4		3	1	3	1	3	2	4	29	
<i>Lentinellus ursinus</i>	Børstehåret Savbladhat								1									
<i>Macrotyphula fistulosa</i>	Pibet rørkølle							1	1								2	
<i>Marasmius rotula</i>	Hjul-bruskhat	1		1						1	1	1				4	9	
<i>Megacollybia platyphylla</i>	Bredbladet væbnerhat					1		1					2	1			5	
<i>Mensularia nodulosa</i>	Bøge-spejlporesvamp				2	1							2		4		9	1
<i>Mensularia radiata</i>	Elle-spejlporesvamp							1	4				2				7	1
<i>Meripilus giganteus</i>	Kæmpeporesvamp					1		1		1			1	1			6	1
<i>Meruliopsis corium</i>	Læder-åresvamp						1	1	1				1				4	
<i>Mycena crocata</i>	Gulmælket huesvamp	2	2		1	3		1	4	4	1	3	2	4	4	6	37	
<i>Mycena galericulata</i>	Toppet huesvamp	2	2	1	3	2		2	4	2	1	1	2	4	5	3	34	
<i>Mycena galopus</i>	Hvidmælket huesvamp						1										1	
<i>Mycena haematopus</i>	Blødende huesvamp	2				1		3	2	1		1	4	3	4		21	
<i>Mycena inclinata</i>	Nikkende huesvamp									1				2	2		5	
<i>Mycena renatii</i>	Smuk huesvamp														2		2	
<i>Mycena sanguinolenta</i>	Rødmælket huesvamp	1	1				1			1							4	
<i>Mycena speirea</i>	Kvist-huesvamp										1	1					2	
<i>Mycena vitilis</i>	Blankstokket huesvamp		1	1		2		1	2	2	1	2		2	6		20	
<i>Mycetinis alliaceus</i>	Stor løghat	4	4	4	5	8	1	1	3	4	2	5	2	9	8	13	73	
<i>Nectria cinnabarina</i>	Almindelig cinnobersvamp	1	2	4		1	1		2				1	1	3		16	
<i>Oudemansiella mucida</i>	Porcelænschat	1			1				3	4	1	2		5	2	1	20	
<i>Panellus stipticus</i>	Kliddet epaulethat			1													1	
<i>Peniophora incarnata</i>	Laksefarvet voksskind	1															1	
<i>Peniophora quercina</i>	Ege-voksskind	1	1							1							3	
<i>Peziza varia (sensu lato)</i>	Ved-bægersvamp								1		1			2	2		6	
<i>Phlebia radiata</i>	Stråle-åresvamp	1						1		1		1		1			5	
<i>Phlebia rufa</i>	Ege-åresvamp	1															1	
<i>Phlebia tremellosa</i>	Bævrende åresvamp		1	2	1				1				1				6	
<i>Pholiota adiposa</i>	Højtsiddende skælhat									2							2	
<i>Pholiota squarrosa</i>	Krumskællet skælhat								1	1							2	
<i>Physisporinus sanguinolentus</i>	Blod-skorpeporesvamp	1								1						1	3	1
<i>Physisporinus vitreus</i>	Mastesvamp			1										1			2	

Latinsk navn	Dansk navn	Almen hugst					Pluk hugst		Urørt skov							sum	Poresvampe	
		Farum Lillevang_B	Jonstrup Vang_B	Næsbyholm	Nørreskov_B	Strøgårdsvang	Bredvig Mose_B	Rådmandshave_CD	Bredvig Mose_A	Farum Lillevang_A	Jonstrup Vang_A	Nørreskov_A	Rådmandshave_AB	Strødam_1	Strødam_2	Suserup Skov		FUND
Piptoporus betulinus	Birkeporesvamp						1	1									2	1
Pleurotus dryinus	Korkagtig østershat													1			1	
Pleurotus ostreatus	Almindelig østershat				1		1		3	1	1		2	1			10	1
Plicatura crispa	Krusblad	1		1	1	2			2		2	2	2	1	1		15	
Pluteus cervinus	Sodfarvet skærmhat			1		2		2	1	1	1		3	3	5		19	
Pluteus salicinus	Stiv skærmhat					1				1				1			3	
Pluteus umbrosus	Skygge-skærmhat							1			1					1	3	
Polyporus badius	Kastaniebrun stilkporesvamp														1		1	1
Polyporus brumalis	Vinter-stilkporesvamp						1										1	1
Polyporus leptocephalus	Foranderlig stilkporesvamp		2									1			1		4	1
Postia alni	Blegblå kødporesvamp	3				2		2	1			2			1		11	1
Psathyrella piluliformis	Lysstokket mørkhat							1									1	
Psathyrella piluliformis	Lysstokket mørkhat	2	1			5		2	1			1	1				13	
Pseudoclitocybe cyathiformis	Almindelig bægertraghat											1			1		2	
Ramaria stricta	Rank koralsvamp	2									1	1	3				7	
Rutstroemia firma	Gren-brunskive														1		1	
Sarcomyxa serotina	Gummihat									1		2					3	
Schizophyllum commune	Kløvblad		1				2		1	1	1	1	1	1			9	
Scutellinia scutellata	Frynset skjoldbæger					1					1				1		3	
Scytinostroma portentosum	Naftalinskorpe														3		3	
Skeletocutis nivea	Stor krystalporesvamp	3		2		1	1	2	5	1		6	2		5		28	1
Steccherinum ochraceum	Almindelig skønpig	1		1													2	
Stereum hirsutum	Håret lædersvamp	2		1	2				1	2	1	2	1	5	1	5	23	
Stereum rugosum	Rynket lædersvamp	1	1			1			1		1		3				8	
Stereum subtomentosum	Smuk lædersvamp	2	1							1	1		1	1	1		8	
Trametes gibbosa	Puklet læderporesvamp				2												2	1
Trametes hirsuta	Håret læderporesvamp		1			1	1	1		1		3		1			9	1
Trametes versicolor	Broget læderporesvamp	2	2	3	2	3	2	1	1	1	1	2	1		1		22	1
Tremella foliacea	Kruset bærvsvamp											1					1	
Tremella mesenterica	Gul bærvsvamp			1	1	1		1				2	1	1	1		9	
Trichaptum abietinum	Almindelig violporesvamp					1											1	1
Tubaria conspersa	Bleg fnughat	1															1	
Tubaria furfuracea	Kliddet fnughat						2										2	
Vuillemina comedens	Almindelig barksprænger						1							1			2	
Xerula radicata	Almindelig pælerodshat								1				2				3	
Xylaria hypoxylon	Grenet stødsvamp	2	3	5	1	12	1	4		3	2	4	3	5	6	9	60	
Xylaria longipes	Slank stødsvamp			1			1						1			1	4	
Xylaria polymorpha	Kølle-stødsvamp									2							2	
Hovedtotal, antal fund		75	42	66	42	110	30	51	86	77	50	69	69	99	94	184	1144	27
Antal transekter		4	5	21	5	13	4	8	9	4	5	5	7	10	8	22		
Antal arter		45	25	35	27	42	24	32	43	44	38	38	35	43	45	59		

Anmeldelse: Pattedyr i Norden

Bog anmeldelse:

Jan Kjærgaard Jensen & Ole Frank Jørgensen. Pattedyr i Norden. Gyldendal 2017. 348 s., 349,95 kr. (vejl.)

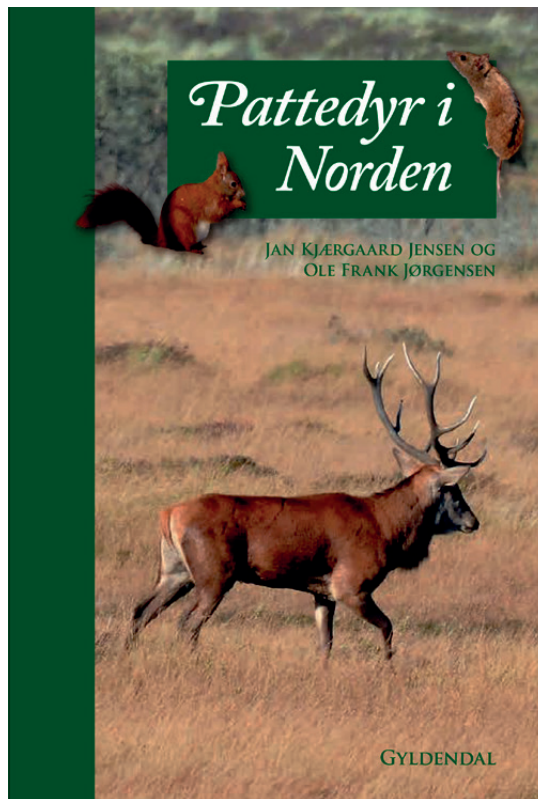
Mange kender forfatteren biolog og naturvejleder Jan Kjærgaard Jensen, ikke mindst som den indlevende og inspirerende formidler af naturen i bl.a. TV. Jan kaster sig i bogstaveligste forstand begejstret over de forskellige biologiske emner og får på denne måde inddraget den brede befolkning. Dette er ikke på samme grad tilfældet med medforfatteren, biolog Ole Frank Jørgensen. Derimod har han i mange år stået i kulissen som forlagsredaktør på adskillige håndbøger om naturen, og dermed været med til at formidle biologisk viden på den skriftlige måde og her som forfatter.

Bogen indeholder:

- Nøgler til artsbestemmelse af pattedyr ud fra dyrets udseende, fodspor, ædespor, kranier eller dele heraf.
- Korte beskrivelser af pattedyrenes hovedgrupper.
- Beskrivelser af alle arter med oplysninger om navn, forvekslingsmuligheder, kendetegn, levested og udbredelse, føde og levevis.
- Praktiske anvisninger på, hvordan man kommer til at se dyret eller spor efter det.

De mange indledende nøgler (knap 90 s.) om spidsmus, flagermus i hvile, flagermus i flugt, små gnavere, mårer, hjorte, sæler, hvaler i vandet, hvaler på land, fodspor, ekskrementer og kranier og tænder er noget nyt og særdeles positivt i en håndbog om pattedyrenes biologi. Nøglerne er opbygget som et sammendrag af tidligere forskellige udgivne bestemmelsesnøgler, og den store udfordring har her været at give plads til gode og anvendelige illustrationer. Her har forfatterne indgået et kompromis ift størrelse og tilgængeligt layout, som ikke tilgodeser brugeren. De anvendte illustrationer og især fotos er små og i mange tilfælde ikke brugbare til nøglebrug for amatøren. Jeg er af den opfattelse, at vil man fordybe sig i 'dyrespor' fra pattedyr, kommer man ikke uden om Preben Bangs og Preben Dahlstrøms bog fra 2005 og Verner Frandsens 'Dyrespor i Farver' fra 2007.

Beskrivelser af pattedyrenes hovedgrup-



per giver en fin indledning til de enkelte artsgruppers fælles kendetegn og træk. Beskrivelserne af de enkelte arter er kort, men frisket op med nyere og relevante fotos. Forfatterne lægger ikke skjul på, at inspirationen til den nye bog stammer fra Nordens Pattedyr (1993) skrevet af afdøde zoolog Birger Jensen. Det må også konstateres, at der i stor udstrækning er tale om genbrug fra bl.a. dette værk samt Havpattedyr i Nordatlanten (2001), Dansk Pattedyratlas (2007) samt flere numre i serien Natur og Museum (Naturhistorisk Museum, Aarhus). Tekstmæssigt er der tale om en beskåret udgave af Nordens Pattedyr, og det er tydeligt, at den historiske belystning samt den biologiske fremstilling, forståelse og indlevelse, som dette værk indeholder, ikke findes i den nye bog.

De praktiske anvisninger på, hvordan man kommer til at se dyret eller spor efter det, er et rigtig godt initiativ i forsøget på

at udvide den almindelige interesse for pattedyr. Men der skal stadig megen tålmodighed til at komme tæt på pattedyrene. Tidligt op og sent i seng er nøgleord for den, der ønsker at studere vilde pattedyr i det fri.

Det angives i litteraturlisten, at der er tale om ældre referencer, det er for så vidt ærligt nok at påpege. Men indimellem er der for anmelderen at se medtaget nyere rapporter og artikler, som man tilfældigt er faldet over. Der eksisterer en lang række lignende og offentligt tilgængelige rapporter og notater, som man også kunne have refereret til.

Nøglerne er ikke i alle tilfælde entydige, fx kan man ikke nå frem til vaskebjørn i hovednøglen, og mårerne adskilles på det lyse/gullige bryst, hvilket betyder at man går forkert, hvis man står med en odder i hånden. Når man anvender størrelsen som nøg-

lekarakter vil man selvfølgelig have udfordringer med unge individer. Nye latinske navne er i dag gældende for fx polarræv (*Vulpes lagopus*), mink (*Neovision vison*) og mosegris (*Arvicola amphibius*) og rødms (*Myodes glareolus*). Sidstnævnte er nok et resultat af, at forfatterne ikke til daglig beskæftiger sig professionelt med pattedyr, og derfor ikke er opdateret med den nyeste viden herom.

Der er meget begrænset ny biologisk viden i bogen, og dette er ærgerligt. Men for den læser, der ønsker ét samlet overordnet og generelt bredt værk om nordens pattedyr og ikke er interesseret i detaljer, kan bogen anbefales.

Aksel Bo Madsen, Institut for Bioscience – Kalø, Aarhus Universitet

Pansermider (*Acari, Oribatida*) i dansk naturskov – en restfauna fra Danmarks urskov?

Peter Gjelstrup¹

Pansermider er små 0,2-1,5 mm store mider, der i skove findes talrigt mellem blade i jord, i dødt ved samt på træer. Sammen med svampe og andre jordbundsdyr har de stor betydning for nedbrydning af organisk materiale, og en hel gruppe af arter (Phthiracaridae) har ligefrem cellulose-nedbrydende bakterier i tarmen. Mange pansermider er yderst følsomme for f.eks. fysisk jordbearbejdning (Petersen og Gjelstrup 1987; Gjelstrup 2006) og synes at have ringe spredningsevne, hvorfor de kan tænkes at være gode indikatorer på oprindelighed (Gergócs & Hufnagel 2009). Arter, der i særlig grad synes tilknyttet til

gammel skov, kaldes her gammelskovsarter.

Pansermider er specielt talrige i større hulheder i stående eller liggende døde træer, hvor der er dannet insektvedmuld. Ved insektvedmuld menes det næringsberigede løse smuld af insektlarve-faeces incl. insektræster mv, der opstår ved insektlarvers gennemgnavning af svampeangrebet vedmasse (Jönsson, Méndez & Ranius 2004; Heilmann-Clausen 2010), hvorved der kan opstå træ-hulheder med løst smuld (Fig. 2). Da større hulheder ofte indeholder mange andre dyr som mosskorpioner,

bænkebidere, snegle, tusindben og større dyr som f.eks. fugle, kan insektvedmuld også indeholde rester af alle disse dyr. På egetræer kan hulheder med insektvedmuld blive mange hundrede år gamle og med tiden helt udhule disse (Taylor 2014). Insektvedmuld afviger fra "insektmuld" (Müller 1878, Bornebusch 1930), der er mineraljord fyldt med insektræster og andre leddyr samt deres efterladenskaber.

I en tværvideenskabelig undersøgelse af flora og fauna i gamle skove i Østdanmark, hvoraf nogle måske er op til 5000 år gamle (længe før bøgen indvandrede i Danmark), blev pansermidefaunaen undersøgt i 1995 og 2015. Samlet i de to analyser blev i alt 18 (Krenkerup kun i 1995) gamle skove undersøgt, heraf 9 urørte naturskove og 9 sammenlignelige nærliggende skove udlagt til intensiv drift eller plukhugst (Møller, 1997 og Møller 2017). Pansermidefaunaen fra 1995 er publiceret i Møller (1997).

Summary

In 1995 and 2015 the Oribatid mite fauna of 18 old wood areas in Denmark were investigated. Oribatid mites are small mites, 0.2-1.5 mm in size and common in most terrestrial habitats. In woods they live among leaves in soil, in deadwood and even on the bark surface of living trees. Together with fungi and many other soil invertebrates they seem to be important decomposers. In total 114 species were found of which 39 species are supposed to be especially connected to old woods and are here named oldwood species. The occurrence of the species in the woods shows, that most old wood species of Oribatid mites were found in unmanaged woods as Bredvig A, Strødam S, Suserup and Nørreskov A with 17-20 oldwood species in each. In comparison, 15 species were found in the managed wood Bredvig B and 12 in the managed wood Strøgårdsvang, 9 species in the managed wood Næsbyholm and 8 species in Nørreskov B. Lowest number of oldwood species were found in the managed woods with only 1 sampling (Jonstrup B, Rådmandshave B, C, D with 4-6 species). In Farum Lillevang, 16 old wood species were found in both managed and unmanaged forest. In deadwood 7-9 oldwood species of Oribatid mites were found in woods with 148-337 dw/ha and 0-6 species in most woods with less than 200 dw/ha/wood. Nine oldwood species were found in hollow trees with insect-woodmould, 5 species in standing trees and 2 species in down logs and stumps. Some of the Oribatid mite species are supposed to be remnants of a fauna belonging to a much older forest in Denmark as they have low dispersal ability. The relatively high number of Oribatid mites associated with old woodlands indicates that the mites reflect forest continuity and that the mites are sensitive to disturbance as indicated by lower abundance in the managed forests.

Keywords: Ancient woodland, Oribatid mites, old-wood species, forest continuity, management.

METODE

Pansermidefaunaen blev i begge år undersøgt ved, med et jordbor (17 cm² i 1995 og 26 cm² i 2015), at udtage prøver på og ved et tilfældigt udvalgt bøgetræ i hvert skovområde med en mindst 20 cm høj moszone ved basis (Fig.1). Træer med mos ved basis blev valgt, fordi disse vides at indeholde mange pansermider (Gjelstrup 1979). På/ved hvert udvalgt træ blev der om efteråret taget én prøve i 1 m og 0 m højde på stammen samt i 0 m, 0,5 m, 1 m, 2 m, 5 m's afstand fra stammen i jord ned til 6 cm dybde.

Desuden blev der indsamlet 3 prøver i dødt ved i henholdsvis insektvedmuld i hule træer, oprettede døde træer, stammer på jord eller træstubbe i nævnte prioriterede

¹ Peter Gjelstrup, Institut for Bioscience – Jordfaunaøkologi og økotoxologi, Vejlsøvej 25, 8600 Silkeborg, pgje@bios.au.dk



Fig. 1. Bøgetræ og jordbor. Jonstrupvang B, 2015. Foto: Peter Gjelstrup
Fig. 1. Beech tree and soil core for sampling. Jonstrupvang B, 2015

rækkefølge som de fandtes i skovene – i alt 10 prøver/skov/år. I driftsskov var der mest nedbrudte stubbe tilstede, mens der i urørt naturskov ofte fandtes hule træer med insektvedmuld, oprette døde træer samt stammer under nedbrydning på jord med nedbrydningsklasse 3 (Heilmann-Clausen & Christensen 2003) eller klasse 4 (Gjelstrup 2010).



Fig. 2. Bøg med hulhed og insektvedmuld i 2m's højde. Suserup 2015. Foto: Peter Gjelstrup
Fig. 2. Beech with insect-woodmould, Suserup 2015

På stammer blev kun det yderste barklag medtaget, mens der i jord og i dødt ved blev taget prøver til en dybde af 6 cm, hvis muligt.

Efter prøvetagning blev pansermiderne uddrevet i high-gradient uddrivningsapparater (Gjelstrup & Petersen 1987) på henholdsvis Molslaboratoriet, Naturhistorisk Museum (1995) og Aarhus Universitet (2015), klaret i mælkesyre og derefter bestemt i mikroskop. I denne artikel er kun forekomsten af gammelskovsarter behandlet.

RESULTATER OG DISKUSSION

I alt blev der fundet 7424 pansermider fordelt på 114 arter i de udvalgte skove, og 39 af disse arter synes i Danmark i særlig grad knyttet til gammel skov (Gjelstrup upubl.), hvorfor de her kaldes gammelskovsarter (Appendiks 1). Skove med forekomst af mange gammelskovsarter (Appendiks 1, Fig. 3) tænkes at have særlig stor oprindelighed.

Det er forskelligt, hvilke gammelskovsarter, der blev fundet i de forskellige skove. Det kan – med forbehold i den begrænsede prøvemængde – skyldes, at skovene i forskellig grad har været udsat for forstyrrelse gennem tiderne, eller bare ikke har været ens. Ikke bare de urørte skove men også flere af driftsskovene viste sig at indeholde

mange gammelskovsarter. Herved bidrager alle de udvalgte skove på hver sin måde til biodiversiteten i dansk naturskov.

Af Appendix 1 fremgår det, at der blev fundet 8 gammelskovsarter af pansermider på træstammer, 17 gammelskovsarter i jord og 14 gammelskovsarter i dødt ved. Det ses også, at det synes at være forskellige gammelskovsarter, der især er tilknyttet forskellige substrattyper som stammer, jord og dødt ved – et forhold, der også er belyst af f.eks. Huhta et al 2012, Skubala & Marzec 2013, Taylor & Ranius 2014. Arter med fremhævet skrift er i Europa særligt sjældne arter, hvoraf nogle, som f.eks. de jordlevende *Hermannella punctulata* kan tænkes at udtrykke stor oprindelighed og kontinuitet.

Der blev fundet 37 gammelskovsarter i de urørte naturskove og 27 gammelskovsarter i de gamle driftsskove. I de urørte skove er der fra 12 til 20 arter, medens der i de fleste driftsskove blev fundet 12 arter eller mindre med Farum B og Bredvig B som undtagelse. Antal arter i de enkelte skove fremgår af fig. 3.

Det synes vanskeligt at se en entydig sammenhæng mellem estimeret skovalder og antal gammelskovsarter af pansermider, og måske er antallet af gammelskovsarter af pansermider et resultat af skovenes alder, kontinuitet og evt. forstyrrelser gennem tiderne.

De hyppigste arter var *Carabodes femoralis*, *Damaeus onustus* og *Euzetes globulus* der blev fundet i 14 af skovene, *Chamobates subglobulus*, der blev fundet i 13 skove, samt *Rhysotritia duplicata* og *Xenillus tegeocranus*, der blev fundet i 12 af de 18 skovområder.

Af særligt sjældne arter blev der i alt fundet 8 arter i de urørte naturskove og 5 arter i de gamle driftsskove. Der blev fundet 4 arter i Krenkerup (kun 1995), 3 arter i Bredvig A, Strødam S, Suserup og i driftsskoven Jonstrup B (1 indsamling), 2 arter i Nørreskov A og Jonstrup A og 1 art i Farum A,

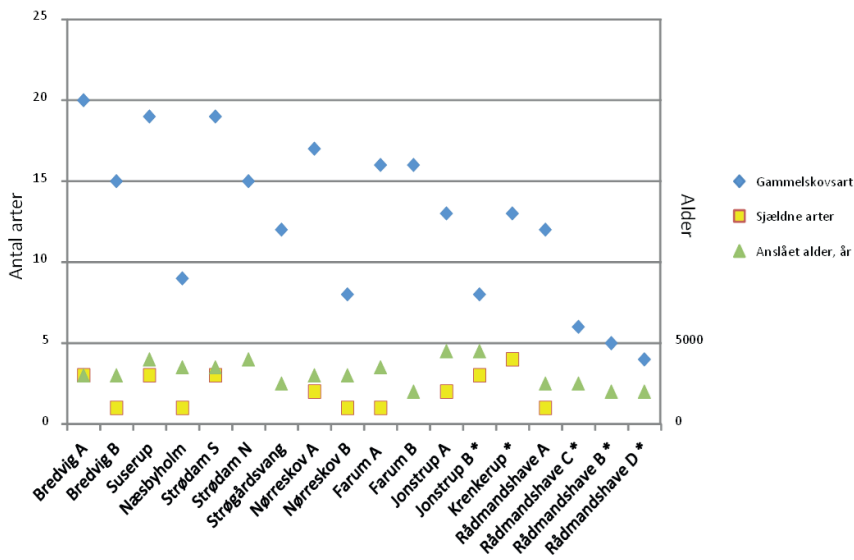


Fig. 3. Antal gammelskowsarter af pansermider, antal særligt sjældne gammelskowsarter samt anslået skovalder i de undersøgte skove. Anslået skovalder er oplyst af Friis Møller (pers. medd.). Lokalteter efterfulgt af * på X-aksen er skove med kun 1 indsamling (Krenkerup 1995, øvrige 2015).

Fig.3. Number of oldwood species of Oribatid mites, especially rare oldwood species and estimated age of the investigated wood areas (Møller, pers.com.).

Rådmandshave A, og i driftsskovene Bredvig B, Næsbyholm og Nørreskov B.

På stammer blev der i alt fundet 8 gammelskowsarter, heraf 6 i urørt skov og 5 arter i driftsskov. Der blev fundet gammelskowsarter i 7 af 9 urørte naturskove men kun i 4 af 9 driftsskove. I driftsskov skiller Jonstrup B sig markant ud med 3 sjældne gammelskowsarter på bare 1 indsamling, hvoraf 2 arter *Poroliodes farinosus*



Fig.4. *Cymbaeremaeus cymba*. Nørreskov A, 2015. Foto: Peter Gjelstrup

og *Tritegeus bisulcatus* tilmed ikke er fundet i de undersøgte naturskove. På Figur 4 ses som eksempel den stammelevende art *Cymbaeremaeus cymba*.

I jord blev der i alt fundet 17 gammelskowsarter, heraf 17 arter i urørt naturskov og 13 arter i driftsskov. I urørt naturskov blev der fundet flest arter i Bredvig A og Farum A med 10 henholdsvis 9 arter. I Jonstrup A blev dog kun fundet 5 arter. I driftsskov blev der fundet 11 arter i Farum B, og 8 arter i Bredvig B, men under 6 arter i resten af skovene, og færrest i skove med kun 1 indsamling.

I dødt ved blev der i alt fundet 14 arter i urørt skov og 8 arter i driftsskov. I urørt skov blev der fundet 9 arter i Bredvig A og Suserup, men kun 4 arter i Rådmandshave A. I driftsskov blev der fundet 6 arter i Strøgårdsvang og ellers mindre, og i Rådmandshave D blev der slet ikke fundet gammelskowsarter tilknyttet dødt ved.

I dødt ved blev det største antal gammelskowsarter fundet i insektvedmuld i hule træer i naturskov med 9 arter, herunder i 1995 1 ny *Carabodes* art samt 2 nye *Oppia* arter for videnskaben i henholdsvis eg og bøg (Gjelstrup, 1997), 5 arter i opretstående døde bøgestammer, 2 arter i stammer på jord i urørt skov, 1 art på stammer på jord i driftsskov og 2 arter på stubbe i både urørt skov og driftsskov.

Også i Sverige er i der 2010 fundet en ny *Carabodes* art i hule egetræer (Taylor & Ranius 2014), og der er formentlig tale om samme art som i Krenkerup (Gjelstrup, upubl). Hule træer med insektvedmuld i urørt skov synes at være et biologisk hotspot for gammelskowsarter af pansermider og hule træer betegnes som "keystone structures" i landskabet (Taylor 2014, Tews et al. 2004), fordi de kan være levested for talrige organismer som pansermider, insekter, mosskorpioner, bænkebidere, tusindben, snegle, fugle mv. De fleste af de i hule træer fundne gammelskowsarter af pansermider (Appendiks 1) blev også fundet i hule træer i Sverige (Taylor & Ranius 2014).

Drift af skov, selv med plukhugst ser ud til at have medført reduceret antal gammelskowsarter af pansermider i dødt ved (Strødam N, Bredvig B, Nørreskov B, Rådmandshave B, C, D). Der synes dog ikke at være en entydig sammenhæng mellem mængden af dødt ved i skovene og antal gammelskowsarter af pansermider tilknyttet dødt ved. I skove med 148-337 dw (dead wood)=m³ dødt ved/ha blev fundet 7-10 gammelskowsarter (Bredvig A, Strødam S, Suserup, Nørreskov A, Jonstrup A), hvor der blev fundet 0-6 gammelskowsarter tilknyttet dødt ved i skove med under 200 dw/ha (Strødam N, Rådmandshave A samt alle undersøgte driftsskove). Undtagelse herfra er Farum A med 5 arter og 230 dw/ha. Endvidere skiller Rådmandshave D sig ud, idet der på trods af 127 dw/ha ingen gammelskowsarter tilknyttet dødt ved blev fundet overhovedet.

Sammenfattende er der fundet mange gammelskowsarter af pansermider i de

udvalgte skove, og sammenlagt synes resultaterne at vise, at Bredvig A, Suserup, Strødam S og Nørreskov A samt Krenkerup er de skove, hvor der er flest gammelskovsarter tilstede og dermed formentlig de skove, der har størst oprindelighed og kontinuitet – et resultat, der også blev peget på efter indsamlingen i 1995 (Gjelstrup, i Møller (1997)).

Når der i flere gamle driftsskove er fundet mange gammelskovsarter, tages det som udtryk for, at disse skove endnu ikke har været udsat for hårdhændet skovdrift.

Det konkluderes derfor, at skovhistorie herunder driftstype synes at være af afgørende betydning for forekomst af gammelskovsarter af pansermider og at både skovhistorie og dødvedmængde er af afgørende betydning for forekomsten af gammelskovsarter i dødt ved.

Undersøgelsen har vist, at ved blot at udvælge 2 tilfældige træer i en skov og udtage få, små prøver dækkende tilsammen 430 cm² (170 cm² + 260 cm²), eller hvad der svarer til arealet af en lille tallerken med diameter på ca. 23 cm, er muligt at få et indtryk af skovens biodiversitet og mulige kontinuitet.

TAK

Tak til Verdensnaturfonden og 15. Juni Fonden for støtte til projektet, og til Naturhistorisk Museum I Aarhus og Aarhus Universitet for at stille laboratoriefaciliteter til rådighed. Tak til Peter Friis Møller og Vivian Kvist Johansson for at involvere mig i projektet, og til Inger Kappel Schmidt for kommentarer til manuskriptet.

CITERET LITTERATUR

- Bornebusch CH 1930. The fauna of forest soil. Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark, 11: 1-224.
- Fritz Ö, Heilmann-Clausen J. 2010: Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). – Biological conservation 143: 1008-1016
- Gergócs V, Hufnagel L 2009: Application of Oribatid mites as indicators (Review). – Applied ecology and Environmental Research 7, 1: 79-98
- Gjelstrup P 1979: Epiphytic cryptostigmatic mites on some beech- and birchtrees in Denmark. – Pedobiologia 19: 1-8.
- Gjelstrup P 1995: Projekt Biologisk mangfoldighed i dansk Naturskov. WWF-Verdensnaturfonden. Pansermider (Oribatei, Oribatida). – Faglig rapport til WWF/D.G.U. (se Møller 1997).
- Gjelstrup P 1997: Pansermider (Oribatei, Oribatida) – i Møller P 1997: Biodiversity of Danish natural forests. A comparison between unmanaged and managed woodlands in Denmark – Udarbejdet for WWF Verdensnaturfonden, – Danmarks og Grønlands Geologiske undersøgelser, Miljø- og Energiministeriet 41, 136-137 + bilags-Appendiks VI m.v.
- Gjelstrup P 2010: Bæverfældede døde vedmasser efterladt i Klosterhede plantage 10 år efter udsætning – og betydningen heraf for insekter. – Faglig rapport til DMU, 20 sider. Habitatvision.
- Gjelstrup P, Søndergaard JÅ, Vedsted J 2008: Sandmarkers kultur- og naturhistorie i Nationalpark Mols Bjerger 2006-2007. – Faglig rapport til kulturarvstyrelsen. 148 sider. Forkortet udgave på internettet i 2008: www.naturhistoriskmuseum.dk/Admin/Public/Download.aspx?file...12.08.pdf
- Heilmann-Clausen J, Christensen M 2003: Fungal diversity on decaying beech logs- implications for sustainable forestry. – Biodiversity and Conservation 12: 953-973.
- Huhta V, Siira-Pietikäinen A, Penttinen R 2012: Importance of dead wood for soil mite (Acarina) communities in boreal old-growth forests. – Soil Organisms 84(3): 499-512
- Jönsson N, Méndez M, Ranius T 2004: Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita*. – Animal Biodiversity and Conservation 27(2): 79-82
- Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Alban M, Johannsen VK 2017. Strukturere med betydning for biodiversiteten i urørt og forstligt drevet skov. Flora og Fauna 123 (2-4).
- Møller P 1997: Biologisk mangfoldighed i dansk Naturskov – En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. – Udarbejdet for WWF Verdensnaturfonden, – Danmarks og Grønlands Geologiske undersøgelser, Miljø- og Energiministeriet 41, 209pp + 8 tables.
- Møller PF 2017. Biologisk mangfoldighed i naturskov – en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Projektets baggrund og formål. Flora og Fauna 123 (2-4).
- Müller PE 1878: Studier over skovjord, som bidrag til skovdyrkningens Theorie. – Tidsskrift for skovbrug III, København, 438 pp
- Petersen H, Gjelstrup P 1987: Response of soil microarthropod populations to temporary reclamation of an old *Calluna-Deschampsia* heathland. In B.R. Striganova (editor): Soil fauna and Soil Fertility. – Proc. 9th International Colloquium on Soil Zoology, Moscow, Aug. 1985. 426-430.
- Skubala P, Marzec A 2013: Importance of different types of beech wood for forest soil microarthropod fauna. – Pol. J. Ecol. 61(3): 545-560
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wiechmann MC, Schwager M, Jelsch F 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. J. Biogeogr 31: 79-92
- Taylor AR, Ranius T 2014: Tree hollows harbor a specialised Oribatid mite fauna. – J. Insect. Conserv 18(1): 39-55

Stammer:	Bredvig A	Bredvig B	Suserup	Næsbyholm	Strødam S	Strødam N	Strøgårdsv.	Nørreskov A	Nørreskov B	Farum A	Farum B	Jonstrup A	Jonstrup B*	Krenkerup*	Rådm. A	Rådm. C*	Rådm. B*	Rådm. D*
Cymbaeremaeus cymba								X					X					
Dometorina plantivaga					X													
Licneremaeus licnophorus	X	X																
Poroliodes farinosus			X										X					
Pseudachipteria magna				X						X								
Schelobates pallidulus	X	X	X		X	X	X	X		X		X						
Suctobelba regia				X				X										
Tritegeus bisulcatus													X					
	1	2	2	1	4	1	1	3		2		1	3					
Jord:																		
Adoristes poppei			X		X	X				X	X	X	X	X				
Carabodes subarcticus	X																	
Chamobates borealis		X			X		X	X	X	X	X			X	X			
Chamobates subglobulus* #	X	X		X		X	X	X	X	X	X		X		X		X	
Chamobates voigtsi	X				X					X	X							
Damaeus onustus	X	X	X	X	X			X	X	X	X			X	X	X	X	X
Damaeus riparius	X			X	X	X				X	X				X	X	X	X
Damaeobelba minutissima*						X	X	X			X							
Euzetes globulus*	X	X	X	X	X			X	X	X	X			X	X	X		X
Hermannella punctulata	X	X	X											X				
Hermannella p. var septentrionalis					X													
Microtritia minima	X	X			X			X										
Neoribates aurantiacus								X	X	X	X			X				
Phthiracarus longulus* #	X		X		X	X				X	X						X	
Steganacarus wandaer	X	X								X	X				X	X		X
Xenillus clypeator			X											X	X			
Xenillus tegeocranus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	10	8	8	5	7	7	5	7	6	9	11	4	4	6	8	5	3	4
Dødt ved:																		
Achipteria nitens* ##	X	X		X						X				X	X	X	X	X
Acrogalumna longipluma* ##			X		X			X	X	X		X		X	X			
Autogneta longilamellata			X		X	X	X	X		X					X			
Carabodes areolatus	X		X											X				
Carabodes coriaceus	X				X	X												
Carabodes femoralis ##	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X			
Carabodes sp new ##														X				
Chamobates spinosus ##	X				X													
Liacarus coracinus ##	X	X	X	X	X	X	X	X				X		X				
Neobrachychthonius marginatus	X				X		X	X	X	X	X							
Opplia sp new 1 ##			X															
Opplia sp new 2 ##			X															
Porobelba spinosa	X	X			X	X	X	X		X	X	X						
Rhyssotritia duplicata ##	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X				X
	9	5	9	3	8	6	6	7	3	5	5	7	2	7	4	1	2	
sum	20	15	19	9	19	14	12	17	9	16	16	12	9	13	12	6	5	4
særligt sjældne arter	3	1	3	1	3			2	1	1		2	3	4	1			
vedmængde DW/ha estimated	202	35	227	2	337	197	21	148	32	230	23	241	5		66	68	52	127

Appendiks 1. Forekomst af gammelskovsarter af pansermider i de undersøgte skove. Arter med fremhævet skrift er særligt sjældne arter. Skove med fremhævet skrift er urørte naturskove. Data for dødt ved er mere udførlig beskrevet i Kepfer-Rojas m.fl. 2017. *: Lokalteter med 1 indsamlng.

Appendix 1. Occurrence of oldwood species in the investigated woods. Rare species and unmanaged woods in bold. Woods with asterisk with only one sampling year. Data for dead wood are presented in more details in Kepfer-Rojas et al. (2017).

Ynglefuglene i små uberørte skovbevoksninger – en sammenligning

Steffen Brøgger-Jensen,¹ Sebastian Kepfer-Rojas² & David Bille Byriel²

Som et led i projektet Biologisk Mangfoldighed (Møller 2017) blev ynglefuglebestanden undersøgt i skovbevoksningerne omfattet af dette projekt. Skovfuglene kan derved indgå i bredere sammenligninger af forekomst og udbredelse af biodiversiteten i skovbevoksninger med forskellig karakter og driftsform.

Da den daværende Skov- og Naturstyrelse i 1992 lancerede 'Strategi for de danske naturskove – og andre bevaringsværdige skovtyper' (Skov- og Naturstyrelsen 1992), populært kaldet Naturskogsstrategien, skete det efter en periode, hvor skovens biodiversitet havde fået stigende opmærksomhed blandt forskere og interesseorganisationer. Den globale biodiversitet var sat i fokus under forberedelserne til Biodiversitetskonventionen, og nationale mål for biodiversitetsbeskyttelse blev ivrigt

debatteret. En af konklusionerne fra debatten var, at kendskabet til forekomsten og udbredelsen af skovens biodiversitet var meget begrænset. Joensen (1965) havde i begyndelsen af 1960'erne gennemført en sammenlignende undersøgelse af fuglefaunaen i fire skovområder på Als, men først i 1987 iværksatte Skov- og Naturstyrelsen et program til at overvåge skovens fugleliv (f.eks. Brøgger-Jensen et al. 1989; Petersen & Brøgger-Jensen 1992), baseret på Dansk Ornitologisk Forenings punkttaellingsprogram. I de efterfølgende år iværksattes flere målrettede undersøgelser af danske skovfuglebestande og deres forekomst som funktion af skovdriften (Komdeur et al. 1993; Brøgger-Jensen 1996), med en vægt på sammenligning af fugleforekomster i urørte og forstligt drevne bevoksninger. Den første brede undersøgelse af biodiversiteten i naturskogsbevoksninger blev

gennemført i 1993 (Møller 1997), herunder med en sammenlignende undersøgelse af fugleforekomster i urørte og forstligt drevne bevoksninger (Brøgger-Jensen & Møller 1997).

Skovfugleundersøgelserne fra begyndelsen af 1990'erne viste samstemmende, at gamle og varierede skovbevoksninger med store forekomster af dødt ved rummer et rigere og tættere fuglesamfund end forstligt drevne bevoksninger (Komdeur et al. 1993; Brøgger-Jensen 1996). Særligt vigtige habitatelementer, der giver et rigere skovfuglesamfund, er forekomsten af stående dødt ved samt en strukturelt varieret bevoksning med en rig repræsentation af meget gamle træer (Brøgger-Jensen 1996; Poulsen 2002). Undersøgelserne viste også, at den største forskel i fuglesamfundene i de to typer af bevoksninger er forekomsten af hulrugende fugle i de gamle og urørte bevoksninger, hvor arter som Huldue (*Columba oenas*), Stær (*Sturnus vulgaris*), Rødstjert (*Phoenicurus phoenicurus*) og Brøget fluesnapper (*Ficedula hypoleuca*) næsten udelukkende forekommer som ynglefugle i gamle bevoksninger (Brøgger-Jensen 1996).

Med en gentagelse af undersøgelsen af biologisk mangfoldighed i danske naturskove i 2015 og 2016 er der blevet tilvejebragt et nyt datamateriale omkring skovfugles forekomst i urørte og drevne bevoksninger. I denne artikel gives en oversigt over de væsentligste resultater fra fugleundersøgelserne i 2015 og 2016, og resultaterne sammenlignes og sammenstilles med de tilsvarende undersøgelser i 1993, der blev gennemført i de samme bevoksninger og med samme metode.

Summary

Birds constitute a significant and highly visible part of forest biodiversity and the composition of forest bird communities is a good indicator of forest habitat quality. Forest birds were sampled by means of line transect surveys in pairwise combinations of managed and unmanaged forest plots in seven forest areas in 2015. Surveys were conducted once around late April, mid May and early June using transects with a fixed width belt of 80 m in order to be able to calculate relative densities. Species richness and densities were higher in unmanaged forest parts although variation between forest plots was high due to small sample sizes. Species richness increased with increasing structural heterogeneity in the forest plots and with amount of dead wood and densities increased with average age of the forest plots. The results are consistent with a comparable survey carried out in 1993. In particular cavity-nesting bird species were significantly more common in unmanaged forests and widespread species like Jackdaw (*Corvus monedula*), Stock dove (*Columba oenas*), Starling (*Sturnus vulgaris*) and Blue tit (*Cyanistes caeruleus*) were exclusively or almost exclusively confined to unmanaged forest parts. Structural diversity, age and amount of dead wood were key factors for a richer forest bird community.

Keywords: Forest birds, managed forest, unmanaged forest, species richness, densities

¹ COWI A/S, Parallelvej 2, 2800 Lyngby. sbj@cowi.dk

² Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg. skro@ign.ku.dk



Foto 1. Suserup Skov. Foto: Steffen Brøgger-Jensen.

Tabel 1. Oversigt over undersøgte skovbevoksninger, med angivelse af driftsforhold og transektlængde. Jonstrup Vang A blev ikke undersøgt i 1993 og Rådmandshave B blev ikke undersøgt i 2015.

Surveyed forest sites, with management type and transect length. Jonstrup Vang A was not surveyed in 1993 and Rådmandshave B was not surveyed in 2015. Urørt: Unmanaged, Plukhugst: Selective harvest, Drift: Intensive harvest.

Skovbevoksning Forest site	Forkortelse Acronym	Drift Management	Transektlængde, m Transect length, m	Undersøgt i 1993/2015 Surveyed in 1993/2015	
Bredvig Mose A	BRMO A	Urørt	250	+	+
Bredvig Mose B	BRMO B	Plukhugst	250	+	+
Jonstrup Vang A	JONS A	Urørt	200	-	+
Jonstrup Vang B	JONS B	Drift	200	+	+
Farum Lillevang A	FALI A	Urørt	150	+	+
Farum Lillevang B	FALI B	Drift	150	+	+
Suserup Skov	SUSE A	Urørt	750	+	+
Næsbyholm Skov	NAES A	Drift	500	+	+
Nørreskoven A	NOER A	Urørt	250	+	+
Nørreskoven B	NOER B	Plukhugst	250	+	+
Strødam	STDA 2	Urørt	400	+	+
Strøgårdsvang	SGVA A	Drift	500	+	+
Rådmandshave A	RAAD A	Urørt	500	+	+
Rådmandshave B	RAAD B	Urørt	500	+	-

METODE

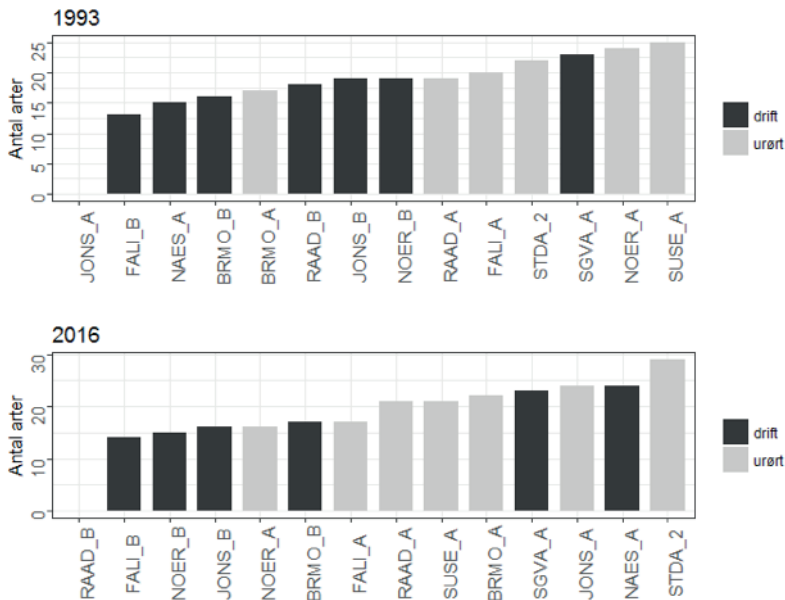
Fugleundersøgelsen har omfattet i alt 14 bevoksninger, heraf otte urørte bevoksninger og seks bevoksninger i drift (plukhugst eller mere intensiv drift) (Tabel 1), således at der så vidt muligt har været en urørt bevoksning og en sammenlignelig bevoksning i drift enten i samme skovområde eller i nærtstående skovområder. Se Møller (2017) for detaljer om de undersøgte bevoksninger samt deres driftsforhold.

Fugleundersøgelserne blev gennemført ved hjælp af linjetransektmetoden (Bibby et al. 2000), med placering af transekter gennem de enkelte bevoksninger, så vidt muligt som en lige linje langs skovveje og stier. I bevoksningerne i Bredvig Mose og i Nørreskoven er optællingen langs transekterne gennemført som en ensidig optælling, da transekten i begge tilfælde af praktiske grunde blev placeret i kanten af den undersøgte bevoksning. Transektlængden i de enkelte bevoksninger fremgår af Tabel 1.

Hvert enkelt transekt er optalt i to bælter langs transekten: Ét hovedbælte på 0-40 m på hver side af transekten og ét supplerende bælte på > 40 m på hver side af transekten. Denne inddeling af transekten i bælter, hvoraf det ene har et kendt areal, gør det muligt at beregne relative bestandstætheder for de fugle, der registreres inden for det 80 m brede bælte omkring transekten. En hovedbæltetbredde på 40 m til hver side af transekten er valgt ud fra hensynet til en sikker registrering og bestemmelse af alle de fugle, der opholder sig i dette bælte og giver lyd fra sig.

Overflyvende fugle og fugle, der med sikkerhed ikke er tilknyttet den undersøgte bevoksning, er ikke medregnet i undersøgelsen.

Der er gennemført tre optællinger i hver bevoksning, en optælling omkring månedsskiftet april/maj, en optælling omkring midten af maj og en optælling i første halvdel af juni. Tællingerne er foretaget i de tidlige morgentimer, som regel med start inden for den første time efter solopgang.



Figur 1. Artsantal i de undersøgte skovbevoksninger i 1993 og i 2015/16. Grå søjler: Urørte bevoksninger, sorte søjler: Bevoksninger i drift. *Species numbers in the study sites in 1993 and 2015/16. Grey columns: Unmanaged forest sites, black columns: Managed forest sites.*

Optællingerne er foretaget under gunstige vejrforhold uden regn og blæst, og der er gennemført én optælling per dag.

Transekterne er gået igennem med en hastighed på ca. 1 km/t svarende til anbefalingen i Bibby et al. (2000), da erfaring viser, at observatøren med denne hastighed vil kunne registrere hovedparten af de tilstedeværende fugle. I praksis er der dog forskel på fuglenes aktivitetsniveau på forskellige dage, og forskellen synes ikke altid at kunne tilskrives vejrforholdene (S. Brøgger-Jensen, pers. observation).

Skovstruktur på bevoksningsniveau er inddraget i analysen for at teste effekten på artsantal og artstæthed. Der er kun målt skovstruktur i 2015, og alene fugledata

fra denne periode indgår i analysen. Se Kepfer-Rojas et al. (2017) for detaljer. Parametrene er dødt ved (mængde), strukturheterogenitet (defineret som koefficienten af variationen i DBH i hvert plot), bevoksningens alder (defineret som det ældste træ i hvert plot), antallet af træer pr. hektar (DBH > 60) og antallet af stående døde træer pr. hektar. Strukturdata er baseret på plotmålinger i 706 m² cirkler med centrum i et 50 x 50 m kvadratnet i alle bevoksninger.

Databehandling

Dataanalysen har omfattet en opgørelse af artsantallet i de enkelte bevoksninger og samlet artsantal samt beregning af individtæthed i det 80 m brede bælte omkring transektmidten. Desuden er der

lavet statistiske beregninger af forskellen i artsantal og individtæthed mellem de urørte bevoksninger og bevoksningerne i drift, og artsantal og tætheder er analyseret mod mål for den strukturelle heterogenitet i bevoksningerne, deres alder samt mængden af dødt ved i bevoksningerne. Se Kepfer-Rojas et al. (2017) for detaljer.

På grund af de korte transekter og dermed den begrænsede optællingsperiode kan individtætheden ikke umiddelbart omsættes til en bestandstæthed, der kan sammenlignes med tætheder fundet i andre og mere omfattende undersøgelser. Vi foretrækker derfor her at benytte begrebet individtæthed for ikke at ansøre til direkte sammenligninger af de fundne tætheder. Individtætheden kan derfor sammenlignes inden for denne undersøgelse (og undersøgelsen i 1993), men næppe med andre undersøgelser.

Individantallet pr. transekt blev fundet ved at lægge observationerne fra de tre optællinger langs transekten i hver bevoksning sammen før dataanalysen og dividere med antallet af optællinger, dvs. 3. Da der kun

Figur 2. Forholdet mellem artsantallet i de urørte bevoksninger og bevoksningerne i drift. Til venstre en samlet opgørelse, opgjort på materialet fra henholdsvis 1993 og fra 2015/16. Til højre den parvise sammenstilling af artsantallet i de urørte bevoksninger og de tilhørende bevoksninger i drift.

Species numbers in unmanaged and managed forest sites. At left a comparison of the combined species numbers in 1993 and 2015/16. To the right a plot of the species numbers in all pairwise study sites. Drift: Managed forest sites, Urørt: Unmanaged forest sites.

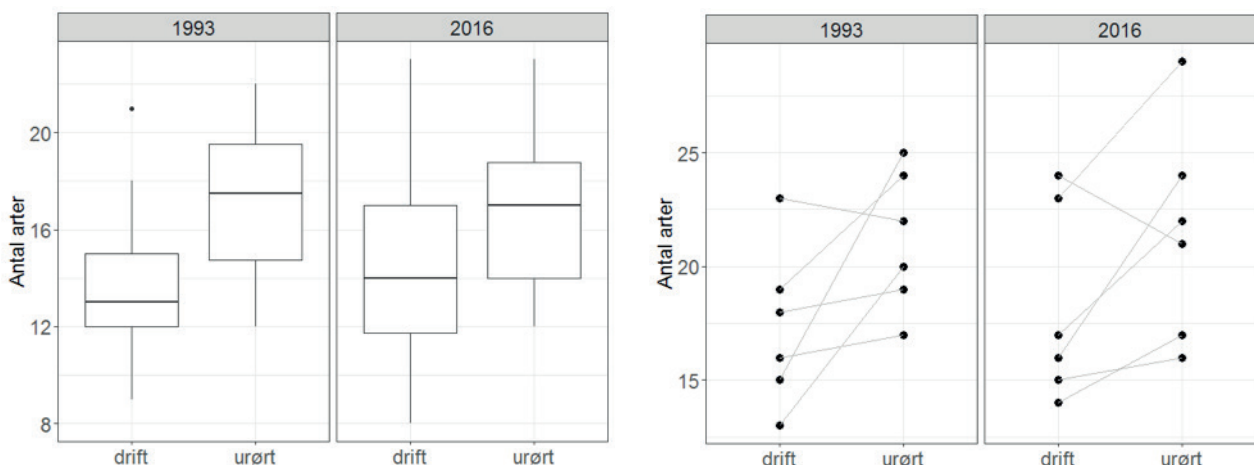




Foto 2. Dødt ved i Nørreskov. Foto: Steffen Brøgger-Jensen. *Deadwood in Nørreskov.*

var foretaget 2 optællinger i Næsbyholm i den første undersøgelse i 1993, blev den tilsvarende optælling fra Suserup fjernet for analysen.

Artsantallet er defineret som det samlede antal arter observeret fra hver transekt, og individtæthed blev udregnet på baggrund af individantallet i et 40 meter bælte på hver side af transektlinjen. Individantallet er angivet som antallet af individer pr. hektar.

Statistik

Effekten af driftstype og tidsperiode (23 år) på artsantallet og individtætheden blev testet ved brug af mixed model. Antal arter blev kvadratrod transformeret og individtæthed blev log-transformeret for at opfylde modellens krav. For at tage højde for gentagne målinger og studiets parvise design blev skovområdet medtaget som en random faktor i alle modeller (R version 3.4.1. software (R Core Team, 2017)).

Skovstrukturens effekt på artsantal og bestandstæthed blev testet på grundlag af parametrene dødt ved, strukturheterogenitet, bevoksningens alder, antallet af træer pr. hektar (DBH > 60) og antallet af stående døde træer pr. hektar. Modellerne inkludere alle de nævnte variable for skovstruktur, men blev reduceret til kun signifikante variable.

RESULTATER

Fugleundersøgelserne resulterede i alt i 39 skovfuglearter i 2015/16, mod 37 arter ved den tilsvarende undersøgelse i 1993. Det samlede artsantal i de enkelte bevoksninger varierer fra 13 til 25. Artsantallet er generelt større i de urorte bevoksninger end i

bevoksningerne i drift ($F_{(1,44)} = 14.49$, $P < 0.001$, $n = 52$; Figur 1 og Figur 2), og dette mønster ses både i 2015/16 og i 1993. Det gennemsnitlige artsantal i de undersøgte bevoksninger var uændret mellem 1993 og 2015/16 ($F_{(1,44)} = 0.12$, $P = 0.73$, $n = 52$).

Der ses en meget stor variation i tæthederne af fugle mellem de enkelte bevoksninger (Figur 3 og Figur 4). Fugletæthederne viser sig at være højere i de urorte bevoksninger end i bevoksningerne i drift ($F_{(1,44)} = 21.59$, $P < 0.001$, $n = 52$). Den gennemsnitlige individtæthed i de undersøgte bevoksning-

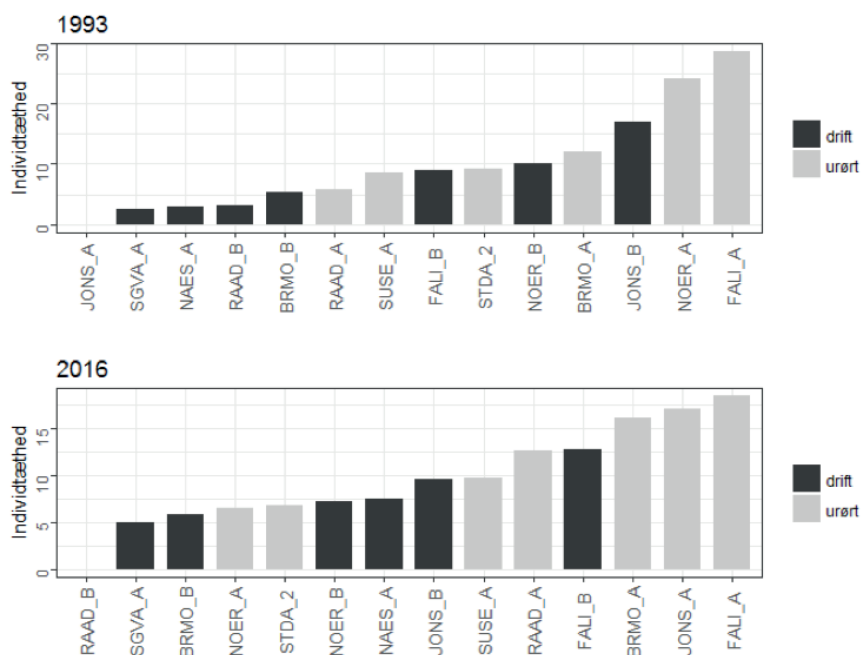
ger var omtrent uændret mellem 1993 og 2015/16 ($F_{(1,44)} = 0.14$, $P = 0.71$, $n = 52$). Den strukturelle heterogenitet i bevoksningerne har en afgørende betydning for artsantallet, idet der er fundet en sammenhæng mellem artsantallet og et indeks for bevoksningernes strukturelle diversitet ($F_{(1,18)} = 5.36$, $P = 0.03$, $n = 52$). Tilsvarende er der en sammenhæng mellem mængden af dødt ved i bevoksningerne og artsantallet, omend denne sammenhæng ikke er signifikant ($F_{(1,23)} = 4.33$, $P = 0.06$, $n = 52$). For individtætheden er der fundet en sammenhæng mellem bevoksningens alder og individtætheden ($F_{(1,7)} = 4.85$, $P = 0.06$, $n = 52$).

DISKUSSION

Undersøgelsen har eftervist, at såvel artsdiversitet som individtæthed er signifikant større i urorte bevoksninger sammenlignet

Figur 3. Beregnede bestandstætheder i de undersøgte skovbevoksninger i 1993 og i 2015/16. Grå søjler: Urorte bevoksninger, sorte søjler: Bevoksninger i drift.

Calculated densities in the study plots in 1993 and 2015/16. Grey bars: Unmanaged forest sites, black bars: Managed forest sites.



med bevoksninger under forstlig drift. Det blev også påvist, at der er en klar sammenhæng mellem artsantal og tæthed på den ene side og bevoksningens alder, strukturelle diversitet og mængden af dødt ved på den anden side. Denne funktionelle sammenhæng, der er beskrevet i flere detaljer af bl.a. Komdeur et al. (1993), Brøgger-Jensen (1996), Poulsen (2002) og Meltofte et al. (2016), giver en klar indikation af betydningen af skovdriften som diversitets- og bestandsregulerende faktor for fugle i de danske skove.

Omvendt peger denne klare sammenhæng også på hvilke habitatelementer, der med god gevinst kan introduceres eller bevares i forstligt drevne skove for at forbedre drevne skove som levested for skovfugle. Som eksempel til at belyse effekten af den strukturelle heterogenitet inden for en bevoksning kan det fremhæves, at artsantallet i lokaliteten Næsbyholm i 2015/16 lå mellem de højeste blandt alle undersøgte bevoksninger, mens artsantallet i denne bevoksning i undersøgelsen i 1993 lå blandt de laveste. Denne fremgang

i artsantallet skal tilskrives det forhold, at bevoksningen markant har ændret karakter i de mellemliggende godt 20 år. Fra at være en forholdsvis åben, ret ensaldret bølgebevoksning er der gennem omfattende rydninger af den modne bevoksning af bøg samt efterfølgende genplantning og naturlig genvækst skabt en strukturelt og aldersmæssigt meget forskelligartet bevoksning (Kepfer-Rojas et al. 2017). Den strukturelle variation har skabt levesteder for fuglearter, der ikke eller sjældent forekommer i den lukkede højskov, herunder Gulspurv (*Emberiza citrinella*), Jernspurv (*Prunella modularis*), Skovpiber (*Anthus trivialis*), Grønirisk (*Chloris chloris*) og Løvsanger (*Phylloscopus trochilus*), og herved er antallet af fuglearter i bevoksningen steget.

Set i sammenhæng med den statistisk signifikante sammenhæng mellem artsantal og strukturel heterogenitet i de undersøgte bevoksninger viser ovenstående eksempel, at strukturelle forhold har en afgørende betydning for artsantallet. Brøgger-Jensen (1996) viste, at indre og ydre skovbryn samt selv mindre lysbrønde i ellers lukkede

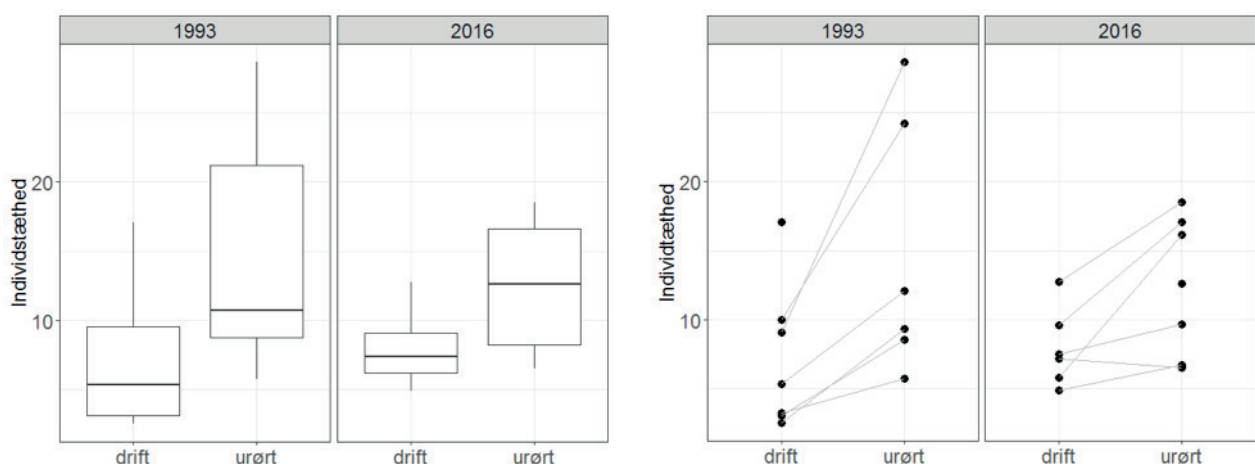
bevoksninger bidrager til diversiteten af skovfuglesamfundet. Nogle arter som Gulspurv og Skovpiber kræver tilstedeværelsen af ydre skovbryn eller indre bryn mod større rydnings- eller stormfaldsflader, mens andre arter som Løvsanger og Have-sanger (*Sylvia borin*) kan forekomme selv i mindre lysbrønde, hvor lys og varme betinger en tættere vegetation og formodentlig et større fødegrundlag.

Den tydelige sammenhæng mellem skovstrukturen og artsdiversiteten viser endvidere, at den strukturelle variation, der sker i urørte bevoksninger som følge af den naturlige dynamik med sammenbrud, henfald, stormfald og naturlig foryngelse og opvækst, selv på en snæver rumlig skala kan skabe levesteder for flere arter af fugle.

Nærværende undersøgelse har påvist nogle mindre markante forskelle i fuglesamfundene mellem urørte og forstligt drevne bevoksninger end i andre, tilsvarende undersøgelser (se overblik i Meltofte et al. 2016). En medvirkende årsag til dette er utvivlsomt, at flere af bevoksningerne i drift i

Figur 4. Forholdet mellem beregnede bestandstætheder i de urørte bevoksninger og bevoksningerne i drift. Til venstre en samlet opgørelse, opgjort på materialet fra henh. 1993 og fra 2015/16. Til højre den parvise sammenstilling af artsantallet i de urørte bevoksninger og de tilhørende bevoksninger i drift.

Calculated densities in unmanaged and managed forest sites in 1993 and 2015/16. At left a comparison of the combined densities in 1993 and 2015/16. To the right a plot of the calculated densities in all pairwise study sites. Drift: Managed forest sites, urørt: Unmanaged forest sites.



denne undersøgelse fremstår som relativt ekstensivt drevne bevoksninger, herunder bevoksningerne i Bredvig Mose, Nørreskoven, Raadmandshave (kun undersøgt i 1993) og Farum Lillevang. Disse fremstår i højere grad som ekstensivt drevne med nogen forekomst af dødt ved (Møller 1997) og med en tydeligere strukturel variation end typisk forekommende i mere intensivt drevne bevoksninger. Herved giver disse bevoksninger bedre betingelser for flere arter af skovfugle end mere intensivt forstligt drevne skove.

Det er påvist i flere sammenhænge (fx Brøgger-Jensen 1996, Brøgger-Jensen & Møller 1997, Poulsen 2002 og Meltofte et al. 2016), at den mest markante forskel i fuglesamfundene i gamle, urørte bevoksninger og i forstligt drevne bevoksninger er den langt rigere forekomst af hulrugende fugle i urørte bevoksninger, hvor tilgang af dødt ved og gamle, døende træer giver gode redemuligheder for hulrugere. Nærværende undersøgelse har i meget høj grad underbygget dette forhold, idet en række arter udelukkende eller langt overvejende findes i de urørte bevoksninger, såsom Allike (*Corvus monedula*), Huldue, Stær, Natugle (*Strix aluco*) og Lille flagspætte (*Dendrocopus minor*), mens mere vidt udbredte hulrugere som Blåmejse (*Cyanistes caeruleus*) og Musvit (*Parus major*) har markant større bestande i urørte bevoksninger.

For tre forskellige arter, Huldue (som repræsentant for en hulruget tilknyttet store og gamle træer), Blåmejse (som repræsentant for en vidt udbredt hulruget) og Stor flagspætte (*Dendrocopus major*) (som repræsentant for en hulruget, der kan bygge sit eget redehul også i friskt træ) blev deres forekomst korreleret med driftsforhold og bevoksningsparametre. Hulduen forekommer næsten udelukkende i urørte bevoksninger og dens forekomst er signifikant korreleret med mængden af dødt ved. Hulduen er også registreret i et par af bevoksningerne i drift, men her forekommer den udelukkende i tilknytning til meget store og gamle træer, hvor disse forekom-

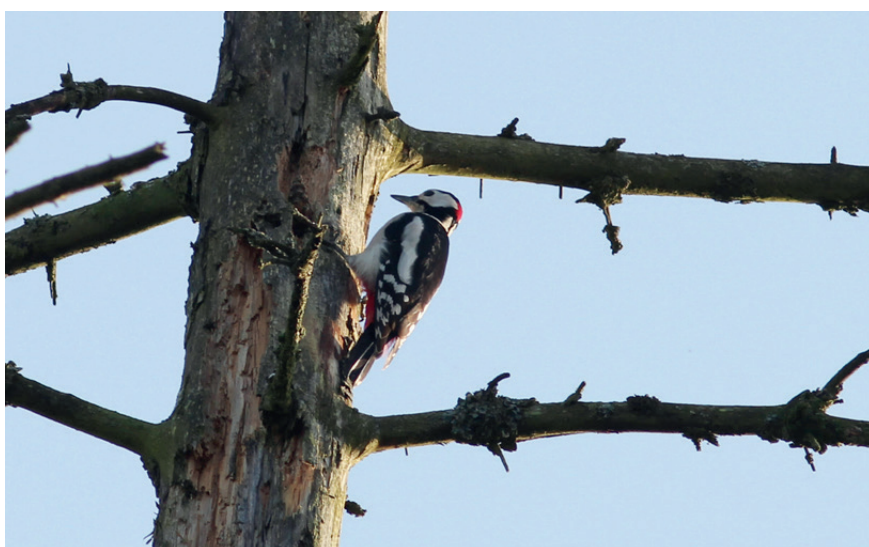


Foto3. Allike (*Corvus monedula*). Foto4. Stor flagspætte (*Dendrocopus major*).
Fotos: Naturhistorisk Museum Aarhus, Marianne Graversen

mer enten som solitære træer eller nogle få træer sammen.

Blåmejsen er ikke så snævert knyttet til urørte bevoksninger som Hulduen, da den på grund af sin væsentligt mindre størrelse er mindre krævende omkring redelhullers størrelse. Arten er dog alligevel signifikant mere almindelig i urørte bevoksninger, og dens forekomst er desuden signifikant korreleret med bevoksningens alder.

Ikke overraskende er forekomsten af Stor flagspætte ikke korreleret med nogle af de givne bevoksningsparametre, selvom den er mere almindelig i urørte bevoksninger.

Både Allike og Stær var ganske talrige i flere af de urørte bevoksninger i 1993, men i 2015/16 blev de registreret i væsentligt lavere antal. Allike blev i 2015/16 slet ikke registreret i tre af de bevoksninger, hvor den optrådte almindeligt i 1993 (Farum Lillevang, Jonstrup Vang og Nørreskoven), og også Stær mangler fra et par bevoksninger, hvor den blev registreret i 1993. Ifølge

Fenger et al. (2016) er den danske ynglebestand af Stær gået jævnt tilbage siden 1990'erne og ligger nu på ca. halvdelen af ynglebestanden før 1990'erne, og tilbagegangen i de undersøgte bevoksninger kan være et resultat af denne markante tilbagegang. Derimod er landsbestanden af Allike gået ca. 50 % frem siden 1990'erne (Fenger et al. 2016), så her må den registrerede tilbagegang skyldes andre forhold. Her kan tænkes, at de pågældende bevoksninger i årene mellem 1993 og 2015/16 på grund af stormfald har mistet nogle af de helt store og gamle træer, som alliken netop benytter til redeplacering. Dette vides at være sket i Suserup og kan være en medvirkende årsag i andre bevoksninger (Riis-Nielsen et al. 2017).

Som nævnt i afsnittet Resultater kan de fundne og beregnede tal for hhv. artsantal og individtæthed for de enkelte bevoksninger ikke direkte sammenlignes indbyrdes eller med andre undersøgelser på grund af forskellen i transektlængde og dermed det tidsforbrug, der er lagt i de enkelte bevoks-

ninger. En ukendt del af forskellen mellem resultaterne af undersøgelsen i 1993 og i 2015/16 skal utvivlsomt forklares ved de relativt korte transektlængder, der på grund af et begrænset, samlet tidsforbrug giver et forholdsvis beskedent datamateriale og dermed stor usikkerhed for hver transekt. Brøgger-Jensen & Møller (1997) undersøgte relationen mellem artsantal per transekt og transektlængde ud fra datamaterialet fra 1993 og fandt, at der ved stigen- de transektlængde registreres et stigende samlet artsantal. Dette skal formentlig især forklares ved, at den anvendte transektlængde gennemgående er for kort, og dermed er det samlede tidsforbrug ved de enkelte transekter for kort til at registrere alle tilstedeværende arter. Artsdiversiteten og bestandstætheden, som er fundet i denne undersøgelse i 1993 og i 2015/16, kan derfor ikke sammenlignes med tilsvarende tal fra andre undersøgelser.

PERSPEKTIVER

Fugleundersøgelsen har bekræftet, at gamle, urørte skove med rig forekomst af dødt ved og store, gamle træer giver et godt grundlag for et rigt fugleliv. Flere skovfuglearter findes udelukkende eller hovedsageligt i denne type af bevoksninger, som for disse fuglearter fungerer som nøglebiotoper. De undersøgte bevoksninger udgøres primært af en række små enklaver af urørt skov, omgivet af bevoksninger under forstlig drift (Suserup Skov undtaget). Deres begrænsede areal sætter en grænse for hvor stor en skovfuglebestand de kan huse, og ikke mindst er det begrænsede areal en hindring for, at større, pladskrævende skovfuglearter kan finde egnede levesteder. For en lang række arters vedkommende, herunder også andre organismer end fugle, vil små, isolerede lommer af urørt skov næppe kunne sikre levedygtige bestande (Bruun & Heilmann-Clausen 2012), og den biodiversitet, der findes i disse områder, udgør derfor blot en større eller mindre fraktion af den diversitet, der vil kunne findes og trives i større og ikke så isolerede bevoksninger.

Bruun & Heilmann-Clausen (2012) giver en række konkrete bud på, hvordan disse små nøglebiotoper gennem forvaltningstil- tag især i den omliggende bevoksning kan opnå en større betydning for beskyttelsen af skovens biodiversitet. Disse forslag går i første række ud på at sikre større area- ler med urørt skov, bevaring af en større mængde dødt ved og gamle træer samt sikring af en naturlig hydrologi.

CITERET LITTERATUR

- Bibby C, Burgess ND, Hill DA & Mustoe SH 2000: Bird Census Techniques, 2nd edition. Academic Press, London.
- Bruun HH & Heilmann-Clausen J 2012: Hvordan sikrer vi skovenes biodiversitet?. I: Meltofte H (red) Danmarks natur frem mod 2020 – om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed. Det Grønne Kontaktudvalg, pp 35-39.
- Brøgger-Jensen S, Jørgensen HE & Petersen BS 1989: Overvågning af skovenes fugleliv 1988. Skov- og Naturstyrelsen.
- Brøgger-Jensen S 1996: The influence of forest management on the occurrence and densities of Danish woodland birds. PhD-afhandling, Institut for Zoologi, Københavns Universitet.
- Brøgger-Jensen S & Møller PF 1997: Fugle. I: Møller PF (red) Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. GEUS rapport 1997/41 Pp. 143-150.
- Fenger M, Nyegaard T & Jørgensen MF 2016: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2015. Årsrapport for Punkttællingsprogrammet. Dansk Ornitologisk Forening.
- Joensen AH 1965: En undersøgelse af fuglebestanden i fire løvskovsområder på Als i 1962 og 1963. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 59: 115-186.
- Kepper-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MM, Nielsen AO, Alban M & Johannsen VK 2017: Skovstruktur i urørt og forstligt drevet skov. Flora og Fauna 123(2-4)
- Komdeur, J, Gabrielsen, L & Hounissen, JP 1993: The role of forest structure and management for woodland birds in Denmark. Teknisk Rapport Nr. 76, DMU, Danmark.
- Meltofte H, Hansen BG, Rigét F & Dabelsteen T 2016: Ynglefuglene i Strødamreservatet i Nordsjælland 1986-2014. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 110: 73-111.
- Møller PF 1997: Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. GEUS, Rapport, 41.
- Møller PF 2017: Biologisk mangfoldighed i naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Projektets baggrund og formål. Flora & Fauna 123 (2-4).
- Petersen BS & Brøgger-Jensen S 1992: Bestandene af almindelige danske skovfugle 1976-1990 belyst ved punkttællinger. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 86: 137-154.
- Poulsen BO 2002: Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. Biodiversity Conservation 11: 1551-1566.
- R Core Team 2017: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Kepper-Rojas S, Nielsen AO, Knudsen MA, Byriel DB, Justesen MJ & Johannsen VK 2017: Skovbundsflora og træ-regeneration af træer i urørt og forstligt drevet skov. Flora og Fauna 123 (2-4).
- Skov- og Naturstyrelsen 1992: Strategi for de danske naturskove – og andre bevaringsværdige skovtyper. Skov- og Naturstyrelsen.
- Tomialojc L & T Wesolowski 1990: Bird communities of the primaeval temperate forest of Bialowieza, Poland. I: Keast A (red) Biogeography and ecology of forest birds communities. SPV Academic Publ., Haag, pp 141-165.
- Wesolowski T, Tomialojc L, Mitrus C, Rowinski P & Czeszczewik D 2002: The breeding bird community of a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. Acta Ornithol. 37: 27-45.

Landsnegle i urørt og forstlig drevet skov

Kåre Fog¹ og Torben Riis-Nielsen²

I Danmark findes ca. 100 arter af landlevende snegle, hvoraf 6 arter tilhører grupperne Prosobranchia eller Basommatophora, mens resten – ca. 94 arter – er landlungesnegle (Stylommatophora); af dem er ca. 20 arter nøgensnegle og resten, ca. 74 arter, skalsnegle. 70 - 75 af arterne er nogenlunde almindeligt udbredte i landet. Ca. 55 af disse arter er knyttet til skov eller forekommer almindeligt i skov. Ca. 5 arter af nøgensnegle forekommer jævnligt i nåleskov. Alle de øvrige arter findes langt overvejende i løvskov.

Snegle ernærer sig – forskelligt fra artsgruppe til artsgruppe – ved afraspning af grønne planter, visne plantedele, samt

belægninger af bakterier og svampe. Visse arter æder desuden dyrisk føde, bl.a. andre snegle.

Der er i grove træk en væsentlig forskel på nøgensnegle og skalsnegle. Skalsneglene skal i sagens natur have tilført store mængder kalk med kosten til dannelse af huset og vil ikke kunne klare sig i for kalkfattigt miljø. Desuden æder mange af skalsneglearterne (bl.a. de barklevende) bakteriebelægninger; hvorimod nøgensneglene har meget mindre kalkbehov og i øvrigt oftere lever af svampe m.v. Nøgensneglene vil derfor gennemgående kunne leve i surere miljøer end skalsneglene, fx. de mørke, førnære, udvaskningsprægede bøgeskove.

De væsentligste habitatforhold som gavner de fleste arter er:

- Høj fugtighed (Stabil, høj fugtighed er gunstigst for de fleste arter)
- Lav surhedsgrad, dvs. høj pH (Høj pH er korreleret med kalkindhold og desuden vigtig for forholdet mellem svampe og bakterier i fødegrundlaget; høj pH giver høj bakterie- og lav svampebiomasse, hvilket gavner de fleste sneglearter).
- Højt kalkindhold (Væsentligt for de skaldannende arter)
- Højt kvælstofindhold. Snegles proteaser er ikke ret effektive, hvorfor de har brug for føde med ret højt proteinindhold, såsom substrater med stort bakterieindhold eller løv af brændenælder, løv af ask, elm m.v. frem for eg og bøg.

I dette studie sammenligner vi landsnegle i 17 skovbevoksninger i Østdanmark som hhv. er under intensiv skovdrift (renafdrift), naturnær skovdrift med plukhugst eller har ligget helt urørt i 20 til 100 år efter længere perioder med meget ekstensiv drift (Møller, 2017). Vi undersøger sneglenes forekomst i relation til bl.a. skovstruktur, dødt ved og Ellenbergs indikatorværdier for lys, fugtighed, næring og surhed baseret på floraanalyse i de samme skove (Riis-Nielsen et al. 2017). Undersøgelsen er en gentagelse af en undersøgelse i 1994.

FORMÅL

Formålet med undersøgelsen var at vurdere, om der var forskelle i landsneglefaunaen mellem forstligt drevet skov og urørt skov.

Summary

Terrestrial gastropods in managed and unmanaged Danish forests

In Denmark, we have about 100 species of terrestrial gastropods. In the present study, we compare the gastropod fauna in pairwise managed and unmanaged forest stands and relate their distribution to forest attributes, which are identified as important for biodiversity in forests e.g. dead wood, forest structures and further to vascular plants and the associated Ellenberg index values. The same survey was conducted in 1994. Changes in gastropod fauna from 1994 to 2015 were only small. We found that the total number of species in unmanaged forests is significantly higher than in managed forests when the area is small but the difference disappears when the area is larger.

Although unmanaged forests are characterized by significantly higher volume of dead wood, the gastropods are mostly feeding on dead wood < 10 years old. In the managed forests, continued thinning may produce sufficient amounts of dead wood in smaller dimensions ideal for the gastropods. The relatively high number of gastropods in the unmanaged forests is rather due to the diversity in habitats, which supports a higher beta-diversity in the unmanaged forests compared to the more uniform managed forests where the supply of smaller dimension twigs and stems is a key driver of the diversity.

Wetland species were also found in the drained managed forests where they survived along drainage canals or small wet areas. None of the registered gastropod species were obvious indicator species.

Keywords: Forest management, unmanaged forests, dead wood, wetlands, Boettgerilla pallens, environmental factors

¹ Hesselholm 107, 3670 Veksø Sjælland, kaarefog@teliamail.dk

² Torben Riis-Nielsen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, trni@ign.ku.dk

METODER

Undersøgelsesområder

Som opfølgning på projektet Biologisk Mangfoldighed (Møller, 1997) blev land-snegle registreret i et antal skovbevoksninger i Østdanmark – 16 bevoksninger i 1994 og 19 i 2015 (Tabel 1). Det giver i alt for begge årene 35 lokalitetsundersøgelser. 13 bevoksninger blev undersøgt i begge årene. En grundig gennemgang af skovene findes i Møller (1997) og Møller (2017).

I forhold til den første undersøgelse i 1994, var vi i 2015 ikke i stand til at inkludere Krenkerup Haveskov på Lolland og den dertil hørende referencelokalitet. Til gengæld blev nogle skovstykker slet ikke undersøgt i 1994 (Strødam 1, Rådmandshave B og D), men kun i 2015.

Der blev ved undersøgelserne af sneglene lagt vægt på, at hvert skovstykke med urørt skov skulle modsvares af et tilsvarende stykke med forstligt drevet skov, for at belyse virkningen af forstlig drift (Tabel 1 og 2).

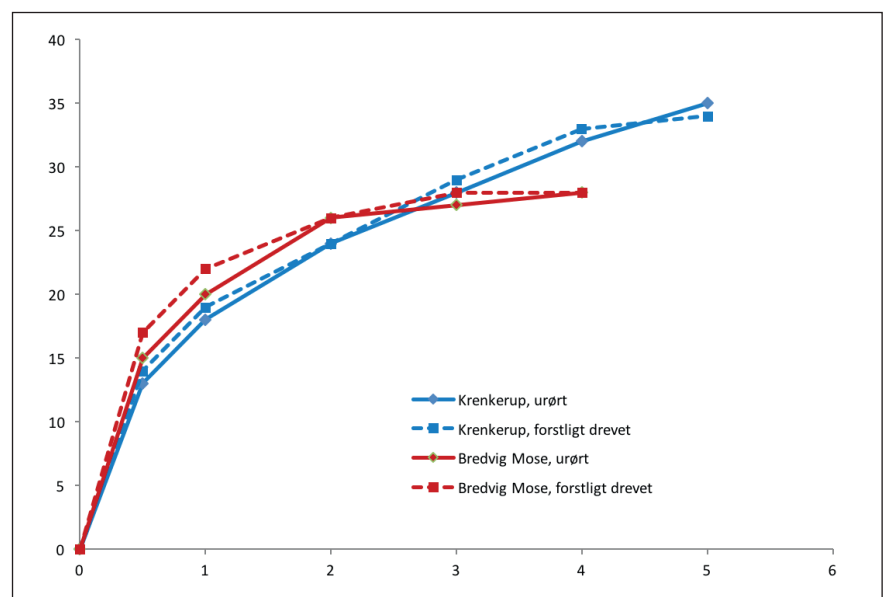
I Nørreskoven ved Furesøen har lokaliteten Nørreskov B, der fungerede som forstligt drevet i 1994, ligget næsten urørt hen siden da. Forskellen mellem Nørreskov A og B er derfor ikke længere markant. I Rådmandshaven ved Næstved fungerede Rådmandshave A i 1994 som urørt parcel, og Rådmandshave B, C og D som parceller med plukhugst. Siden da har de alle ligget stort set urørt, og tjener derfor ikke længere til at belyse effekten af forstlig drift. I stedet er valgt Lammehave vest for Susåen, men tæt ved Rådmandshaven. Den er forstligt drevet og hårdt udgrøftet, men samtidig også meget varieret især m.h.t. udvalget af løvtræarter. Artsantallet af snegle dér er så sammenlignet med gennemsnittet af artsantallet for Rådmandshave A, B, C og D.

De undersøgte skove er alle løvskove. De vigtigste træarter bedømt efter grundfladen er bøg med 67 % (8 – 99 %), ask med 12 % (0 - 44 %), stilkeg med 7 % (0-36%) og rød med 6 % (0-37 %). For yderligere oplysninger om træarterne henvises til (Kepfer-Rojas et al. 2017).



Foto 1. Nøgensneglen *Boettgerilla pallens* (intet dansk navn) hører til sin egen familie, Boettgerillidae. Det er en sydøsteuropæisk art, som i lighed med dræbersneglen (*Arion cf. vulgaris*) er nyindvandrede i Danmark. Foto: Kåre Fog.

Photo 1. The South European slug *Boettgerilla pallens* belongs to its own family, Boettgerillidae. Like the slug *Arion cf. vulgaris*, it has recently colonised Denmark.



Figur 1. Kurverne viser fire eksempler på sammenhæng mellem det samlede antal fundne arter og tidsforbruget.

The number of species as a function of investigation time at four different locations.

Tabel 1. Skove og bevoksninger i undersøgelsen og deres driftsmæssige status.
Forests and stands investigated and their management status.

	Skov og bevoksning	koder	Drift	Urørt	Vedvarighed*	Note	
1	Strødam 1	STDA	Urørt	10-50 år	2	Kun 2015	
	Strødam 2	STDA	Urørt	10-50 år	3		
	Strøgårdsvang	SGVA	Intensiv		3		
2	Bredvig A	BRMO	Urørt	>50 år	5		
	Bredvig B	BRMO	Plukhugst		1		
3	Farum Lillevang A	FALI	Urørt	>50 år	4		
	Farum Lillevang B	FALI	Intensiv		2		
4	Nørreskov A	NOER	Urørt	10-50 år	3		
	Nørreskov B	NOER	Intensiv/Plukhugst		2		
	Nørreskov K	NOER	Intensiv/plukhugst				Kun 2015
5	Jonstrupvang A	JONS	Urørt tidl. plukhugst	10-50 år	4-5		
	Jonstrupvang B	JONS	Intensiv		2		
	Jonstrupvang K vest for Madses Bakke	JONS	Intensiv				Kun 1994
6	Suserup	SUSE	Urørt	>50 år	3-4		
	Næsbyholm (Suserup ref)	NAES	Intensiv		2/0		
7	Rådmandshave A	RAAD	Urørt	>50 år	2-		
	Rådmandshave B	RAAD	Urørt	10-50 år	2-		Kun 2015
	Rådmandshave C	RAAD	Urørt tidl. plukhugst	10-50 år	2-		
	Rådmandshave D	RAAD	Urørt tidl. plukhugst	10-50 år	2-		Kun 2015
	Lammehave K	RAAD	Intensiv		2-		Kun 2015
8	Krenkerup A	KREN	Urørt	10-50 år	4	Kun 1994	
	Østlige del af Holmeskov K	KREN	Intensiv			Kun 1994	

*Vedvarighed fra Møller (2017). 0: <50 år; 1: 50-100 år; 2:100-500 år; 3: 500-1000 år; 4:1000-5000 år; 5: >5000 år.

Tabel 2. I undersøgelsen af sneglene blev inddraget ekstra lokaliteter med forstlig drift, som det fremgår af højre kolonne.
Several locations were added to the survey of gastropods (right column) compared to the investigation of other species groups in order to have good managed reference stands.

År	Urørt Skov	Hertil svarende kulturskov (forstligt drevet)
1994	Madses Bakke	Jonstrupvang vest for Madses Bakke
1994	Krenkerup Haveskov	Østlige del af Holmeskov
2015	Nørreskov A	Område af Nørreskov nord herfor
2015	Rådmandshave A, B, C og D	Lammehave vest for Susåen

Metode i felten

Registrering af landsnegle i felten blev foretaget med samme metode af Kåre Fog i både 1994 og 2015 for at muliggøre en vurdering af den tidsmæssige udvikling. Fremgangsmåden var den samme ved begge årstal, nemlig direkte observation af dyrene på stedet. Der blev især søgt under grene og træstammer på skovbunden, hvorved man som regel hurtigt finder mange forskellige arter. Derudover blev der søgt på alle andre mulige mikrohabitater: på barken af stående træstammer, under bark på træstubbe og større grene, i skovbundens bladforn, under mos, og på urvegetation, f.eks. på blade af brændenælder (direkte inspek-

tion) og på blade af mosebunke og andre græsagtige planter (ved at ryste snegle ned på et underlag). Der blev søgt overalt i felterne på steder med forskellige lys- og fugtighedsforhold. Både på steder, hvor der kunne forventes mange snegle og steder, hvor der kunne forventes få snegle. Forekomsten af hver art blev noteret som 0, enkelte, middel eller mange.

Formålet var så vidt muligt at finde alle de arter, der forekom på den enkelte lokalitet. Det akkumulerede antal af observerede arter blev noteret med intervaller af hele eller halve timer, og først når der ved en halv times eftersøgning ikke blev fundet

yderligere arter, eller højst en enkelt art mere, blev eftersøgningen afsluttet. Dette skete efter 2½ til 5 timers intensiv eftersøgning. Hvordan artsantallet stiger med stigende søgetid, fremgår af figur 1. Først søges der i den parcel, hvor der forventes højest artsantal (den urørte parcel). Derefter søges der i præcis samme antal timer i sammenligningsparcellen (den forstligt drevne skov). Figuren viser f.eks., at det samlede artsantal er højere i de to parceller ved Krenkerup end i de to parceller i Bredvig Mose, idet kurven over antal arter ret hurtigt flader ud i Bredvig Mose.

Ved direkte observation på den beskrevne måde kan det glippe at finde de sneglearter, som lever med en spredt forekomst i førnlaget på skovbunden. For at være mere sikker på at få disse arter med, kan man indsamle førnprøver og udsortere dem efter hjemkomsten. Dette blev gjort i 2015. På hver lokalitet blev der indsamlet al førn på fire arealer, som hver var ca. 20 cm X 20 cm. Førnen fra de fire steder blev blandet sammen og udsorteret efter hjemkomsten.

Det viste sig, at førnprøverne kun forøgede det samlede antal fundne arter ganske lidt.

Det gennemsnitlige artsantal per lokalitet i 2015 var 29 arter ved direkte observation og 31 arter, når resultater af førnprøverne blev tilføjet. Registreringen ved direkte observation er således i høj grad brugbar, og da analysen af førnprøverne er temmelig tidsrøvende, kan det konkluderes at ret effektiv registrering kan ske ved direkte observation alene. Ved sammenligningen mellem 1994 og 2015 er der kun brugt artsantallene ved direkte observation.

Statistisk bearbejdning

Den statistiske bearbejdning af data er udført af Torben Riis-Nielsen. For at kunne overskue materialet er der udført en ordination af registreringerne ved brug af vegan proceduren metaMDS (Oksanen et al. 2017) i programmet R (R Core Team, 2017). Der er udført en ordination (non-metric multidimensional scaling, NMDS) på basis af tilstedeværelse eller fravær af de enkelte arter, hvor afstanden beregnes ved hjælp af Sørensens afstandsformel eller dissimilaritetsindeks (Sørensen, 1948). Der blev også udført en ordination (multidimensional scaling, MDS) på basis af registreringerne: ingen, enkelte,

middel eller mange individer, kodet som hhv. 0, 1, 2 og 3, hvor afstanden beregnes efter den meget lignende Bray-Curtis afstand (Bray & Curtis, 1957). Resultaterne fra de to forskellige ordinationsmetoder (MDS og NMDS) var stort set identiske, og i resten af artiklen er udelukkende brugt resultater fra NMDS ordinationen, som indebærer færre forudsætninger.

For hver af de 35 lokaliteter (nogle fra 1994, andre fra 2015) beregner programmet, hvor meget artssammensætningen på hver lokalitet minder om artssammensætningen på hver af de øvrige lokaliteter. Lokaliteterne ordnes derefter på en sådan måde, at lokaliteter med meget ens sneglefauna står nær hinanden, og de med meget forskellig sneglefauna står langt fra hinanden. Lokaliteterne placeres i forhold til to ordinationsakser, hvor førsteaksen forklarer den største variation. Akse nummer 2 forklarer mest muligt af den resterende variation, som ikke kan forklares ud fra akse nr. 1.

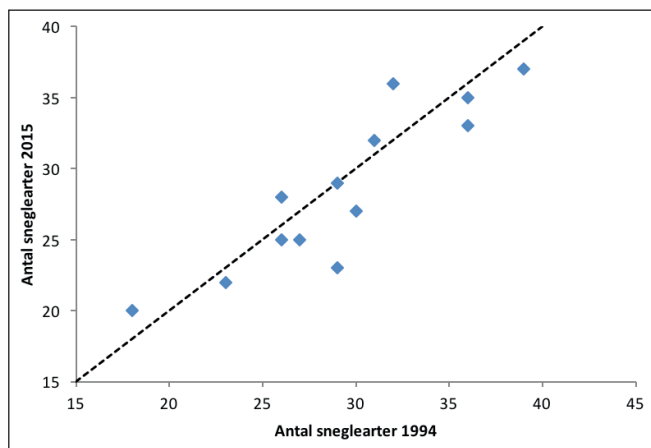
Resultatet kan præsenteres visuelt i et todimensionalt diagram, hvor lokaliteternes

rangorden hen ad akse 1 vises horisontalt, og deres rangorden hen ad akse 2 vises vertikalt. I dette todimensionelle diagram er lokaliteternes sneglefauna mere ens, jo tættere lokaliteterne er placeret i diagrammet.

For at fortolke akserne er de sammenlignet med en række andre faktorer. LIDAR data (Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, 2017) er brugt til at beregne bevokningskarakterer som bevokningens højde, vedmasse og kronedække (Nord-Larsen et al. 2017). Endvidere er de brugt til at opgøre mængden af lysbrønde (Riis-Nielsen et al. 2017). Desuden er indgået data om dødt ved målt i felten i 2015 (Kepfer-Rojas et al. 2017). Fugtighedsforholdene er beskrevet ud fra et Topografisk Wetness Index (TWI) med en rasterstørrelse på 9,6 m som beskrevet af Moeslund et al. (2013). For at belyse de økologiske forhold yderligere er der ud fra floradata registreret i 5 m radius cirkler fordelt over arealet beregnet et fugtighedsindeks, et reaktionsindeks (surhedsgrad) og et næringsstofindeks baseret på Ellenbergs indikatorværdier (Ellenberg, 2010; Riis-Nielsen et al. 2017). Det er beregnet, hvor nær korrelation der er mellem

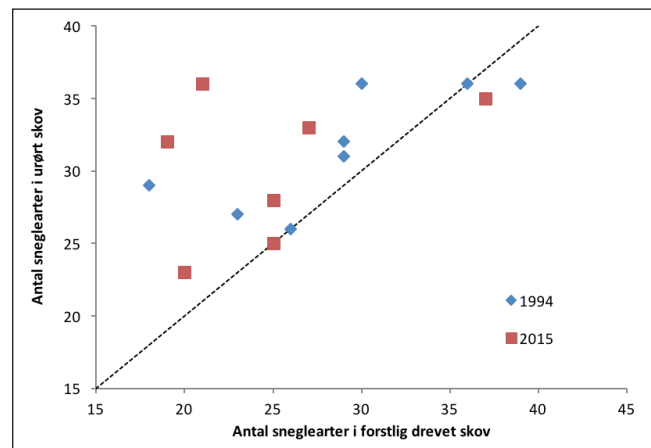
Figur 2. Sammenligning af antal arter på de lokaliteter, der er undersøgt både i 1994 (x-aksen) og i 2015 (y-aksen). Den indtegnede linje viser $x = y$.

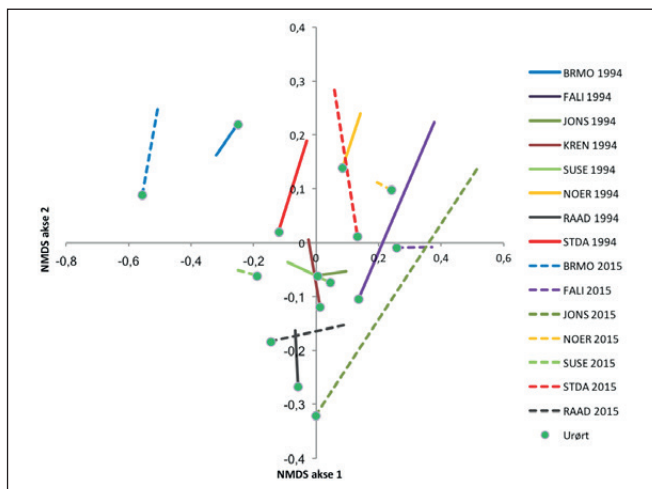
Number of species in 1994 (x-axis) and 2015 (y-axis) with the $x=y$ line.



Figur 3. Sammenligning af antal sneglearter i parceller med forstlig drift (x-aksen) og de tilsvarende parceller med urørt skov (y-aksen). Den indtegnede linje viser $y = x$.

The number of species in pairwise managed forests (x-axis) and un-managed forests (y-axis) with the $x=y$ line included.





Figur 4. De undersøgte lokaliteter indplaceret i et todimensionalt ordinationsdiagram. Sammenhørende par af lokaliteter med hhv. forstlig drift og urørt skov har samme farve og er forbundet med linjer. Linjerne er ubrudte for 1994 og stiplede for 2015. Bollen i den ene ende af linjen markerer den urørte lokalitet
BRMO = Bredvig Mose; FALI = Farum Lillevang; JONS = Jonstrupvang; KREN = Krenkerup; SUSE = Suserup; NOER = Nørreskoven; RAAD = Rådmandshave; STDA = Strødam.

A two-dimensional ordination diagram with locations. The pairwise managed and un-managed forests have same color and linked by a solid line (1994) and dashed (2015). The circle in one end marks the un-managed area.

BRMO = Bredvig Mose; FALI = Farum Lillevang; JONS = Jonstrupvang; KREN = Krenkerup; SUSE = Suserup; NOER = Nørreskoven; RAAD = Rådmandshave; STDA = Strødam.

på den ene side disse parametre, der beskriver skovens karakter, og på den anden side de to forklarende akser i diagrammer over sneglefaunaen.

Kåre Fog har udarbejdet indikatorværdier for sneglens skovtilknytning, deres tilknytning til mose og deres relative skaltykkelse (angivet som tykvægget skal, tyndvægget skal eller ingen skal). På basis af disse er der beregnet en gennemsnitlig indikatorværdi for hver lokalitet, og disse værdier er også korreleret med ordinationsakserne.

RESULTATER

Sammenligning mellem 1994 og 2015

Artsantallet per lokalitet i 1994 og 2015 er næsten det samme (Figur 2). Kun i to tilfælde er forskellen i artsantal større end 3. Når artsantallet således kan reproduceres efter 21 år med en nøjagtighed inden for 3 arter, så tyder det dels på, at resultaterne er reproducerbare, og dels, at artsantallet har forandret sig meget lidt over denne årrække.

Det er dog værd at bemærke, at specielt to arter kun er registreret i 2015, idet de er nyindvandrede til Danmark. Den ene er dræbersneglen (*Arion cf. vulgaris*); den første observation af denne art herhjemme er fra 1991, og i 1994 var den endnu ikke indvandret til nogen af skovparcellerne. I 2015 blev den fundet i mindst 5 ud af 19 skovparceller.

Den anden art er også en nøgensnegl, nemlig *Boettgerilla pallens* (intet dansk navn), som hører til sin egen familie, Boettgerillidae, og altså ikke er nærbeslægtet med vore andre nøgensnegle. Det er en sydøsteuropæisk art, som gradvis har bredt sig op igennem Europa. De første to observationer i Danmark er fra 1998 og 2008 (Pagh & Jensen, 2008). I denne under-

søgelse blev den fundet i 3 skovområder (Strødam, Strøgårdsvang og Rådmandshave). Den blev genfundet af Kåre Fog ved Strødam i 2016. Derudover synes der ikke at være gjort yderligere fund i Danmark.

Sammenligning af artsantal mellem urørt skov og forstligt drevet skov

Som hovedregel har de urørte parceller højere artsantal end de forstligt drevne (Figur 3). Men de fleste steder er forskellen i artsantal ikke ret stor, og i det mest artsrige område (Suserup/Næsbyholm) er det den forstligt drevne skov (Næsbyholm), der har højest artsantal, både i 1994 og i 2015. I gennemsnit er der fundet 26,8 arter i de forstligt drevne parceller mod 30,8 arter i de urørte.

På figur 3 ses tydeligt, at stort set alle punkter ligger over linjen $y=x$, hvilket indikerer, at der er flere arter i urørt skov. En test af differencen i artsantal mellem urørt skov og forstligt drevet skov (Y) som funktion af det totale artsantal i forstligt drevet skov (X_1) og af undersøgelsesåret (X_2) viser, at sammenhængen er den samme i 1994 og 2015 og dermed ikke afhænger af indsamlingsår ($P=0,91$). Derimod viser en regressionsanalyse, at forskellen i artsantal mellem de to skovtyper er en funktion af arealstørrelsen. Forskellen i artsantal falder således fra ca. 7 i en skov på 2 ha til 0, hvis skovene er over ca. 15 ha (hældningen af linjen er $-0,50$ ($P=0,026$) og skæringen med y -aksen er $7,98$ ($P=0,010$)).

Resultat af multidimensional scaling analyse

I figur 4 vises, hvordan lokaliteterne placerer sig i et todimensionalt diagram som resultat af ordinationsanalysen. Ved begge årstal er der en generel tendens til, at lokaliteter med mange af de arter af snegle, som lever på våd eller fugtig bund, ligger til venstre i diagrammet. Det gælder Bredvig Mose (længst til venstre), og i nogen grad

Suserup/Næsbyholm og Rådmandshaven. Lave (negative) værdier på akse 1 angiver altså våde og fugtige lokaliteter. Man må så omvendt formode, at høje værdier angiver tørre lokaliteter. Det stemmer med at Jonstrupvang (forstligt drevet) nok er den tørreste lokalitet og er placeret i højre side af diagrammet.

Vi kan også se på, hvilke af de parametre, der er registreret for skovens fysiske struktur, der er korreleret med akse 1. Dette fremgår af de midterste kolonner i tabel 3. De strukturparametre som angiver en stor mængde af høje træer (to øverste rækker), viser meget stærk positiv korrelation med akse 1. Det vil sige, at der er en kraftig sammenhæng mellem mængden af høje træer og sneglefaunaen. Da korrelationen er positiv, betyder det, at der er stor vedmængde i højre side af diagrammet, dvs. hvor akse 1 har positive værdier. Her har vi altså relativt tør skov med høje træer og stor vedmasse.

De nederste rækker i Tabel 3 viser, at forekomsten af sneglearter, som er knyttet til skov, viser stærk positiv relation til akse 1, og forekomsten af sneglearter, som er knyttet til mose, dvs fugtig og våd bund, viser stærk negativ relation til akse 1. Det bekræfter, at akse 1 viser en spændvidde fra høj, tør skov i højre side til lavere skovsump i venstre side. I 2015 viser Ellenbergs fugtighedsparameter, F, det samme.

I figur 4 sammenlignes parceller med hhv. forstlig drift og urørt tilstand, hvor hvert lokalitetspar er forbundet med rette linjer (den urørte parcel er markeret med en cirkel). I næsten alle lokalitetspar er den urørte parcel placeret længst nede. Især i 1994 peger mange af linjerne næsten lodret nedad. Det vil sige, at forskellen mellem forstligt drevet skov og urørt skov følger akse 2. En parvis t-test for begge undersøgelsesår samlet viser, at denne forskel er statistisk

signifikant ($t=3,17$, $N=15$, $P=0,0067$), sådan at andelen af linjer, der har urørt skov for neden, er større end hvad der kan forventes tilfældigt. Analyseres hvert undersøgelsesår for sig er det signifikant for 1994 ($t=2,43$, $N=8$, $P=0,045$), men ikke for 2015 ($t=2,05$, $N=7$, $P=0,085$). Forskellen er egentlig nogenlunde den samme begge år, men variationen er større i 2015, og derfor bliver det ikke signifikant.

Da urørt vs. forstligt drevet skov ligger forskelligt på akse 2, er det interessant at se, hvilke andre forhold der er korreleret med akse 2. I tabel 3 viser kolonnerne til højre, at det har at gøre med, hvor lysåben skoven er. Positive værdier på akse 2 indikerer mange lysbrønde og et relativt lavt kronedække, mens negative værdier betyder tæt kronedække og altså lavere lysindfald på skovbunden. Samtidig konstaterer vi, at urørt skov har lavere værdier på akse 2 end forstligt drevet skov. Det giver god mening, at kronedækket er tættere i urørt skov, og der er færre steder, hvor sollyset kan trænge ned på skovbunden.

Der er ikke ved ordinationen fundet signifikante forskelle i artssammensætningen af snegle mellem 1994 og 2015 for de skove, der er målt begge år, (parvis T-test; $N=13$, $P=0,14$).

Andre parametre i ordinationsanalysen

Et udvalg af korrelationerne fra Tabel 3 er også vist i figur 5, så man kan få et overblik over, i hvilke retninger de økologiske faktorer peger. Den viser, at andelen af snegle, som er tilknyttet skov, peger tydeligt til højre, mens andelen af snegle, som er knyttet til mose, peger tydeligt til venstre. Fugtighed angivet som TWI_{max} peger til venstre i samme retning. Ellenbergs fugtighedsindeks peger også mod venstre, og i samme retning som den lidt svagere korrelation med TWI_{mean} (Se tabel 3, udeladt på figur). Artsantallet af snegle peger skråt ned mod venstre, dvs. det er højest i skov, der på én gang er relativt fugtig, relativt mørk, og har karakter af urørt skov. Det er i modsætning til antallet af plantearter, der peger mod fugtige og lyse skove. Mest ka-

Parameter	N	Korr. med akse 1	Korr. med akse 2
Vedmassens volumen 2014	19	0,64 **	0,16
Kronehøjde 2014	19	0,58 **	0,28
Andel af pixels m. veg. højde < 2 m	19	-0,22	0,49 *
Andel af pixels m. veg. højde 2 - 10 m	19	-0,25	-0,18
Andel af pixels m. veg. højde > 30 m	19	0,55 *	0,07
Kronedække (%)	19	0,01	-0,42
Skovstykkets areal	34	-0,36 *	0,07
Dødt ved, 2015, 15 m cirkler	15	-0,12	0,09
Dødt ved, 2015, transektmåling	17	-0,09	-0,13
Bøg, % af grundflade	17	0,68 **	0,56 *
Fugtighed (TWI _{max})	35	-0,60 ***	0,03
Fugtighed (TWI _{mean})	35	-0,37 *	-0,09
Skovindeks baseret på flora	17	-0,21	-0,45
Ellenberg Lysinindeks, 2015	17	0,19	0,24
Ellenberg Fugtighedsindeks, 2015	17	-0,57 *	-0,13
Ellenberg Reaktionstal, 2015	17	-0,57 *	-0,39
Ellenberg Kvælstofindeks, 2015	17	-0,45	-0,40
Artsantal af flora i 5 m cirkel, 2015	17	-0,64 **	0,15
Artsantal af snegle	35	-0,43 **	-0,34 *
Skovindeks baseret på snegle	35	0,70 ***	0,36 *
Moseindeks baseret på snegle	35	-0,84 ***	0,07
Indeks for skaltykkelse	35	-0,53 ***	-0,09

Tabel 3. Korrelation mellem registrerede parametre og sneglefaunaens ordinations akse 1 og akse 2.

Correlation between registered parameters and the gastropod fauna ordination axes 1 and 2. The parameters are from above Wood volume; Canopy height; Lidar pixels of vegetation < 2m, 2-10 m and > 30 m; Canopy cover %, area of stand; dead wood 15.m circle; dead wood in transects; forest index based on flora; Ellenberg light, moisture, reactivity, nutrients; Vascular plant species; Gastropod species; Forest index gastropods; Wetland index gastropods; Shell thickness index gastropods.

rakteristisk er det dog, at det vender direkte modsat andelen af bøg i bevoksningen. En korrelation direkte mellem artsantal af snegle og andelen af bøg viser en signifikant negativ sammenhæng ($P=0,04$)

Indekset for andel af snegle med tykvægede skaller peger også til venstre. Både dette og det totale artsantal af snegle ligger ret tæt op ad Ellenberg reaktionstallet, dvs. at det er korreleret med højt pH. Det er letforståeligt, at de sneglearter, der har brug for meget kalk til at danne deres kalkskaller, er mest til stede på de lokaliteter, hvor pH er høj, da der her som regel også vil være et højt indhold af calcium i jord og planter. Men korrelationen mellem Ellenbergs reaktionstal og indeks for skaltykkelse er ikke stor nok til at være signifikant ($P=0,29$).

De enkelte sneglearters placering i ordinationsanalysen

I figur 6 er sneglearternes placering i det todimensionale diagram så vist. Disse

diagrammer er baseret på ordination af de 16 lokaliteter i 1994 og 19 i 2015. Nogle få arter, som kun er fundet på ganske få lokaliteter, er udeladt. Hvis f.eks. en snegleart især er almindelig på lokaliteter med tør bund og mange høje træer, så vil den vise korrelation med akse 1, og placeres den ind i et diagram, vil den ligge langt til højre. Hvis den desuden især er almindelig i lysåben skov med ringe kronedække og mange steder med lysindfald, så vil den vise korrelation med akse 2, og placeres den ind i et diagram, så vil den ligge højt oppe i overkanten af figuren.

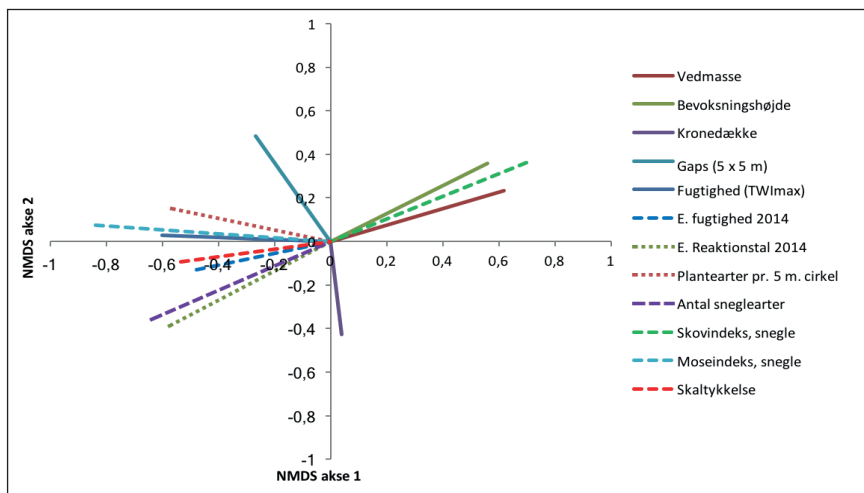
Hvis en art er placeret midt i diagrammet, betyder det, at den ikke viser nogen signifikant korrelation med hverken akse 1 eller akse 2 (indenfor den indtegnede oval). Den er altså nogenlunde lige hyppig i fugtig og tør skov, og lige hyppig i lysåben og mørk skov. De arter, der er placeret uden for ovalen, er derimod korrelerede med enten den ene akse eller den anden akse, eller eventuelt dem begge to.

Der er relativt mange arter til venstre i diagrammet. Det er sneglearter, som ikke overraskende foretrækker fugtig bund, eller undgår tør bund. Kun fire arter viser signifikant positiv sammenhæng med akse 1. Det skyldes sandsynligvis, at de tre mangler på den vådeste lokalitet, Bredvig Mose, og den fjerde mangler i Rådmandshave, som også er fugtig, snarere end at de foretrækker tørre områder.

Da urørt skov hænger sammen med negative værdier på akse 2, er det interessant at se, om der er nogle sneglearter, som har en negativ korrelation med akse 2. Det er der: *Acanthinula aculeata*, *Arion distinctus*, *Arion fasciatus*, *Carychium tridentatum*, *Cepaea hortensis*, *Cepaea nemoralis*, *Cochlicopa lubrica*, *Deroceras reticulatum*, *Limax maximus*, *Merdigera obscura*, *Monachoides incarnatus*, *Oxychilus cellarius* og *Vitrea crystallina*. Men de færreste af dem er arter, som er særlig tilknyttet til skov. De fleste arter, der ligger lavt i diagrammet, har grøn trekant som symbol, og de er altså ikke udprægede skov-arter. Hvis vi ser på de arter, der er nært knyttet til overfladen af vedsubstrater (vist med blå ruder i diagrammet), og på de øvrige skovtilknyttede arter (vist med rødbrune firkanter), så er der ingen tendens til, at disse arter grupperer sig et specielt sted i forhold til akse 2. De ligger nogenlunde ligeligt fordelt omkring 0 på akse 2, dvs. i gennemsnit reagerer skov-arterne ikke på, hvor mørk eller lysåben skoven er, og om den er naturskov eller kulturskov. Den eneste skovart der udpræget ligger lavt i diagrammet, er krystalsneglen (*Vitrea crystallina*) – en temmelig almindelig lille snegl, der findes hyppigt i næsten alle de undersøgte skovparceller, bortset fra Bredvig Mose. Den kan således ikke bruges som indikatorart for naturskov. De fire andre skov- eller ved-arter, der ligger lavt i diagrammet, er *Merdigera obscura*, *Carychium tridentatum*, *Monachoides incarnata* og *Acanthinula aculeata*. Ingen af dem er særlig brugbare som indikatorarter for naturskov. Den sidstnævnte er relativt sjælden og svær at finde, så den er ikke

Figur 5. Korrelationer mellem en række faktorer og de to ordinationsakser. Afbildningen viser hvilke retninger de enkelte korrelationer peger i det todimensionale rum og længden af linjen viser, hvor stor korrelationskoefficienten er. Bemærk at vedmassen peger mod højre, kronedække nedad, Ellenbergs fugtighedsindeks til venstre og forekomsten af gaps (lysbørnde) opad.

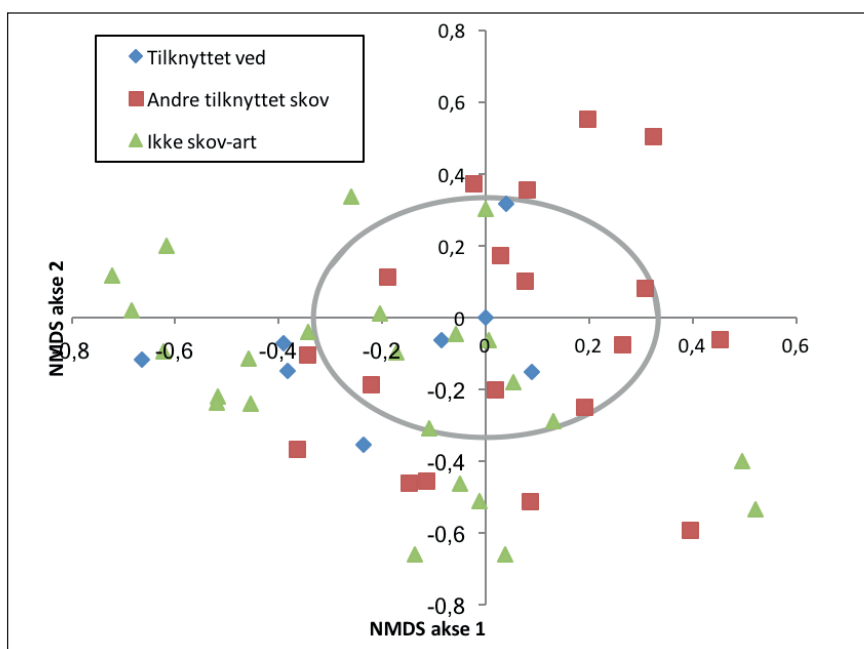
Correlation between the two axes in the ordination and selected parameters. The line illustrates the direction of the correlation and the length the size of the correlation coefficient. The parameters are from above Wood volume, Forest height, Canopy cover, Gaps, Ellenberg moisture (F), Ellenberg reactivity (R), Plant species richness in 5-m circle, no. gastropods species, forest index gastropods, wetland index gastropods, shell thickness.



Figur 6. De registrerede sneglearter indplaceret i det todimensionelle ordinationsdiagram. Blå ruder: Arter som er særlig knyttet til overfladen af ved (grene, stammer). Rødbrune firkanter: Andre arter som mest er tilknyttet skov. Grønne trekkanter: Arter som ikke i speciel grad er tilknyttet til skov.

Den indtegnede oval afgrænser de sneglearter, som er placeret tæt på centrum af diagrammet, dvs. arter som hverken viser nogen signifikant sammenhæng med akse 1 eller akse 2. Arter der i diagrammet ligger uden for ovalen, viser signifikant korrelation med mindst en af akserne.

A two-dimensional ordination diagramme with gastropod species. Blue diamonds: Species related to surfaces of wood (branches and stems). Red squares: species predominantly in forests. Green triangles: Species not particularly related to forests. The circle in the middle includes gastropods without significant relationship to axis 1 or 2. Species outside the circle show significant relationship to at least one axis.



nem at anvende i praksis som indikatorart. *Carychium tridentatum* er besværlig at artsbestemme.

Konklusionen er, at når artsantallet af snegle i gennemsnit er højere i urørt skov end i forstligt drevet skov, så er det ikke fordi, der er en række særligt udprægede skovarter, som er bundet til naturskov. De arter, der giver det høje artsantal i urørt skov, er mest arter med stor amplitude.

DISKUSSION

Artsantallet er generelt højere i urørt skov end i referenceparceller med forstligt drevet skov og signifikant højere, når der er få arter i den forstlige drevne skov, hvilket er en funktion af arealet. De arter, der er ekstra for urørt skov, er ikke de samme i hvert tilfælde. Ingen sneglearter viser udpræget tilknytning til længe urørt skov i denne undersøgelse, men har en bred forekomst på mange forskellige biotoper.

Der findes ikke mange udenlandske undersøgelser af landsneglefaunaen i urørt skov. I en tysk undersøgelse (Kappes 2006) af nøgne snegle, i skove med kort eller lang skovkontinuitet, finder man, at skove med lang kontinuitet og ringe menneskelig forstyrrelse i gennemsnit har noget højere artsantal, og at visse arter findes hyppigst i sådanne skove. I skove, der var mere end 150 år gamle – dvs. havde en vis kontinuitet – var der ringe forskel i artsantal med og uden menneskelig forstyrrelse. Skovene i denne undersøgelse har tilsvarende lang kontinuitet, hvor man kun ville forvente små forskelle med og uden forstyrrelse. Og det er, hvad vi fandt. En enkelt art fandtes i den tyske undersøgelse stort set kun i skov, der er mindst 100 år gammel. Denne art (*Lehmannia marginata*) er ikke i Danmark knyttet specielt til urørt skov, hverken i denne undersøgelse, eller andre steder.

I flere undersøgelser fra England er observeret, at nogen arter har tendens til at undgå skov, der er stærkt påvirket af mennesker (Cameron 1973, Wardhaugh 1997).

En art er i de engelske undersøgelser mest tilknyttet urørt skov, *Limax cinereo-niger*, men er i Danmark bl.a. almindelig i granplantager. I nærværende undersøgelse er den signifikant positivt korreleret med både akse 1 og akse 2, dvs. den findes mest i tør, lysåben skov, og undgår i nogen grad urørt skov. Den reagerer altså helt anderledes i Danmark end i England. De få arter, som i Europa er mest tilknyttet til habitater i urørt skov, så som gammelt frønned ved på skovbunden, kan ikke bruges som indikatorer for urørt skov i Danmark, da de enten mangler, er uddøde, eller er meget sjældne og måske uddøde.

Stort set passer resultatet i nærværende undersøgelse således med resultatet andre steder: landsneglefaunaen er lidt forskellig i urørt skov og forstligt drevet skov; men forskellen er ikke ret stor.

Efter disse overordnede betragtninger kan vi se på betydningen af de enkelte kårfaktorer.

Ikke overraskende har fugtighed betydning. Variation i fugtighed hen igennem terrænet giver variation i sneglefaunaen. Her kunne man så tro, at naturskov ville overgå kulturskov ved at de våde pletter er bevaret i naturskoven, mens de er drænet bort ved udgrøftning i kulturskoven. Men virkeligheden svarer ikke til forventningerne. Der er visse steder en forbløffende tendens til, at snegle som kræver våd eller fugtig bund, overlever udgrøftningen.

To af de landsneglearter, som er mest knyttet til meget våd bund, og som er typiske for uforstyrrede naturlokaliteter, er sumpvindelsneglen (*Vertigo moulinsiana*) og tvetandssneglen (*Perforatella bidentata*). Begge disse arter findes ved Suserup Skov, men mest på våd bund langs søkanten, ikke inde i selve skoven; så de er ikke altid blevet registreret ved nærværende undersøgelse, der kun omfatter egentlig skov. De samme arter findes imidlertid også på reference-lokaliteten, Næsbyholm Storskov, og her findes de langt inde i bøgeskoven.

Tvetandssneglen findes helt usædvanligt i en lille våd lavning midt i bøgeskoven, og sumpvindelsneglen findes helt usædvanligt på blade af mosebunke på den øverste tørre del af en skrænt ned mod en afvandingsgrøft. Langs afvandingsgrøfterne her findes også yderligere en række sneglearter, som ellers mest kendes fra fugtig eng- og sumpvegetation. Tilsvarende er det i Bredvig Mose, hvor vådbundsarter som tvetandssneglen findes i de våde partier i Bredvig Mose A. Men den findes også i den drænedede reference Bredvig Mose B, hvor både den og flere andre mindre almindelige arter findes på skrænterne langs afvandingsgrøfterne.

Den fugtighedparameter, der siger mest om sneglene, er TWImax, som har en fin sammenhæng med de snegle, der forekommer i moser. Også det indirekte mål, Ellenbergs fugtighedsindeks, peger nogenlunde i samme retning, men er svagere. Det ses i figur 5, at artsantallet stiger med stigende fugtighed; men det skal dog nævnes, at artsantallet ikke er specielt højt på lokaliteterne med den højeste fugtighed (Bredvig Mose).

Landsnegle findes i størst individ- og artsantal på lokaliteter med meget kalk i jorden. Det betyder også, at de foretrækker lokaliteter med høj pH. Sammenhængen med pH er dog ikke særlig markant (Wärebörn 1970). I Danmark er det tidligere konstateret, at kun én af de undersøgte skovarter foretrak høj pH (Fog, 1979b). I nærværende undersøgelse er der en positiv sammenhæng mellem artsantal af snegle og Ellenbergs reaktionstallet (Fig. 5). Også andelen af arter med tykke, kalkholdige skaller viser en positiv sammenhæng med reaktionstallet (Fig. 5). Ingen af disse korrelationer er dog signifikante i denne undersøgelse.

Den signifikante negative korrelation mellem andelen af bøg i bevoksningen og antal af sneglearter stemmer godt overens med det almindelige indtryk af sneglefaunaen i danske skove (KF, pers. obs.). Det kan skyl-

des flere faktorer. Under en monokultur af bøg er der så mørkt, at antal og dækning af skovbundsplanter er meget lavt udover forårsperioden. Der vil kun være dødt ved fra bøg og bøgen er desuden med til at forsure jorden eller skabe morbund.

Mange arter landsnegle i skov er i høj grad knyttet til overfladen af vedsstrater, herunder især dødt ved, der ligger på skovbunden. Den vigtigste registreringsmetode i nærværende undersøgelse var netop at finde sneglene på dødt ved på skovbunden. For nøgne snegle har dødt ved især betydning som tilflugtssted, men for en række arter, især af skalsnegle, er overfladen af dødt ved afgørende som næringssubstrat. Her ernærer sneglene sig af bakteriebelægninger (Fog 1979a). Men alderen af det døde ved er vigtig. Mængden af bakterier på vedoverfladen kulminerer efter nogle år og går derefter tilbage; når det gælder træstubbe, er bakterietætheden størst efter 5 år, især på barken, og aftager derefter (Fog, 1977). I sammenhæng hermed er tætheden af fouragerende landsnegle størst efter 6 år, og aftager derefter (Fog 1979a, 1979b). En ti år gammel træstub har ikke længere nogen stor værdi for sneglene. Det samme kan formodes at gælde for andre former for dødt ved, såsom grene og stammer på skovbunden. Også her var det tydeligt i felten, at når grene og stammer på skovbunden er over ca. 10 år gamle, er der næsten ingen snegle på dem. I nogle af de urørte skove i dette projekt, så som Suserup skov, var der betydeligt stormfald i 1999, men ikke siden da. Det vil sige at det meste døde ved på skovbunden var 16 år gammelt i 2015. Selv om der var meget dødt ved, var det meste af dette ved altså for gammelt. Anderledes i Rådmandshave A, hvor der er meget nyt dødt ved efter asketoptørre, og hvor der er den største fremgang i antallet af sneglearter fra 32 til 36 arter (og 40 arter hvis førneproverne inddrages) fra 1994 til 2015. En urørt skov med meget gammelt dødt ved på skovbunden vil derfor være mindre værdifuld for sneglene end en forstligt drevet skov med mange nyligt nedfaldne grene på skovbun-

den. Men uanset drifttype vil der som regel være nedfaldne grene og evt. stubbe, som er få år gamle, nok til at skabe fødegrundlag for sneglene.

Også overfladen af stående træstammer kan være et vigtigt fødesubstrat for landsnegle. Træstammer med glat bark er langt de bedste – her optræder sneglene somme tider i enorme antal. Det gælder stammer af ahorn og ask, i mindre grad bøg. Gamle træstammer med rynket bark, især af eg, men til dels også af elm og lind, er derimod mindre egnede som substrater.

I en forstligt drevet skov vil de stående træstammer også være relativt unge og med glat bark. Af disse grunde kan skove som Suserup skov og Strødam være mindre egnede for sneglene end mængden af dødt og levende ved umiddelbart kunne tyde på. Det understreges af undersøgelser, som KF udførte i de samme to skove i 2016 i et andet projekt, Biowide. I Biowide-projektet er der udlagt felter på 40m X 40m. Både i Suserup og Strødam er disse felter lagt i en ret mørk del af skoven, og antallet af sneglearter i disse felter var ikke særlig højt – i Suserup-feltet oversteg artsantallet f.eks. ikke artsantallet i et andet felt i nærheden i en almindelig, ensartet, højstammet produktionsskov af bøg med mange grene på skovbunden. Når man således studerer artsantallet i et lille, ensartet felt på 40m X 40m, så er det ikke højt.

Det høje artsantal i Suserup Skov og Strødam i nærværende undersøgelse fremkommer ved, at skoven er varieret i horisontal retning – den skifter mellem lyse og mørke, fugtige og tørre partier med forskellige træarter. Artsdiversiteten er således ikke så meget en alfa-diversitet – altså en diversitet knyttet til habitatet som sådan – men mere en beta-diversitet – altså knyttet til den horisontale variation i habitatens karakter.

Det skal dog bemærkes, at de fleste af de forstligt drevne skovstykker, som indgår i denne undersøgelse, har et ret varieret

naturindhold. De har også våde pletter, de har træer, som er over 100 år gamle, de har meget dødt ved på skovbunden, de har et varieret terræn, osv. Kun få af de forstligt drevne skovstykker har decideret lavt naturindhold, med banal højstammet bøgeskov. Det er dog tilfældet i Farum Lillevang og i Jonstrupvang, og dér er artsantallet af landsnegle udpræget lavt. Så det vil være forkert at konkludere, at forstligt drevet skov er lige så god for landsnegle som urørt skov. En banal, ensartet bøgeskov uden ret meget dødt ved på skovbunden har ikke ret mange sneglearter.

KONKLUSION

Der er ikke den store forskel på artsantallet i 1994 og 2015. Dog er der kommet nogle nyindvandrede arter til. Derimod er der en markant forskel i artsantallet mellem urørt skov og forstligt drevet skov, som bliver større jo mindre skovarealet er. De urørte skove har næsten lige mange arter, men i nogle af de forstligt drevne skove mangler en del af sneglefaunaen. Det er dog forskellige arter, der mangler i de forskellige skove.

Der kan ikke peges på gode indikatorarter for urørt skov. De arter, der findes flere af i de urørte skove, har en bred økologisk amplitude og er ikke begrænset til skove. Mængden af dødt ved synes overraskende nok ikke at betyde det store for sammensætningen af sneglefaunaen.

Antallet af sneglearter er størst, hvor der er fugtigt og det bliver større jo mindre bøg, der er i skoven. I modsætning til antallet af plantearter, der er størst, hvor der er både fugtigt og lysåbent, finder man flest sneglearter, hvor der samtidig er fugtigt og et tæt kronedække. For snegle vil en genetablering af den naturlige hydrologi forventes at betyde en positiv ændring.

CITERET LITTERATUR

- Bray JR & Curtis JT 1957: An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Mon.* 27: 325-49.
- Cameron R 1973: Some woodland mollusc faunas from southern England. *Malacologia* 14: 355-370.
- Ellenberg H & Leuschner C 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Heinz Ellenberg, Christoph Leuschner. 6., erweiterte Auflage 2010. kap. 27. Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas. 106 p.
- Fog K 1977: Studies on decomposing wooden stumps. I. The microflora of hardwood stumps. *Pedobiologia* 17: 240-261.
- Fog K 1979a: Studies on decomposing wooden stumps. II. Statistical studies of snail-microflora relations on stump surfaces. *Pedobiologia* 19: 183-199.
- Fog K 1979b: Studies on decomposing wooden stumps. III. Different relations among some gastropod species and species groups to the stump microflora, weather changes and pH. *Pedobiologia* 19: 200-212.
- Kappes H 2006: Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forests. *Forest Ecology and Management* 237: 450-457
- Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Knudsen MA, Johannsen VK 2017: Strukturer med betydning for biodiversiteten i urørt og forstligt drevet skov. *Flora og Fauna* 123(2-4).
- Moeslund JE, Arge L, Bøcher PK, Dalgaard PK, Ejrnæs R, Odgaard MV & Svenning JC 2013: Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodivers Conserv.* 22:2151–2166. DOI 10.1007/s10531-013-0442-3
- Nord-Larsen T, Riis-Nielsen T & Ottosen MB 2017: Forest resource map of Denmark: Mapping of Danish forest resource using ALS from 2014-2015. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen. (IGN Report).
- Oksanen J. et al. 2017: *Vegan: Community Ecology Package*. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. Version 2.4-3. URL <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pagh S. & Jensen F 2008: Dræbersnegle *Arion lusitanicus*. Æglægningssteder efterårsskjul – aktuelle fjender. Rapport udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen og Det Danske Haveselskab.
- R Core Team 2017: R version 3.4.0 (2017-04-21). Copyright (C) 2017 The R Foundation.
- Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Kepfer-Rojas S, Nielsen AO, Knudsen MA, Byriel DB, Justesen MJ & Johannsen VK 2017: Skovbundsflora og træ-regeneration af træer i urørt og forstligt drevet skov. *Flora og Fauna* 123 (2-4).
- Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering 2017: Data fra Geodatastyrelsen, DHM/punktsky, download maj 2017.
- Sørensen T 1948: "A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons". *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab.* 5 (4): 1–34.
- Wardhaugh AA 1997: The terrestrial molluscan fauna of some woodlands in north east Yorkshire England: A framework for quality scoring and association with old woodland flora. *Journal of Conchology* 36(1):19-30.
- Wäreborn I 1970: Environmental factors influencing the distribution of land molluscs of an oligotrophic area in southern Sweden. *Oikos* 21: 285-291.

APPENDIX

Liste over fundne arter, med angivelse af antal lokaliteter ud af 35 (16 i 1994, 19 i 2015).

<i>Acanthinula aculeata</i>	14
<i>Aegopinella nitidula</i>	32
<i>Aegopinella pura</i>	25
<i>Arianta arbustorum</i>	31
<i>Arion ater</i>	27
<i>Arion circumscriptus</i>	14
<i>Arion distinctus</i>	22
<i>Arion fasciatus</i>	13
<i>Arion intermedius</i>	26
<i>Arion rufus</i>	15
<i>Arion silvaticus</i>	29
<i>Arion subfuscus</i>	29
<i>Arion cf. vulgaris</i>	5-6
<i>Boettgerilla pallens</i>	7
<i>Bradybaena fruticum</i>	9
<i>Candidula intersecta</i>	1
<i>Carychium minimum</i>	27
<i>Carychium tridentatum</i>	27

<i>Cepaea hortensis</i>	32
<i>Cepaea nemoralis</i>	17
<i>Clausilia bidentata</i>	34
<i>Calusilia pumila</i>	21
<i>Cochlicopa lubrica</i>	19
<i>Cochlicopa lubricella</i>	1
<i>Cochlicopa nitens</i>	1
<i>Cochlodina laminata</i>	32
<i>Columella aspera</i>	13
<i>Columella edentula</i>	14
<i>Deroceras agreste</i>	1
<i>Deroceras laeve</i>	11
<i>Deroceras reticulatum</i>	6
<i>Discus rotundatus</i>	35
<i>Euconulus alderi</i>	3
<i>Euconulus fulvus</i>	31
<i>Helicigona laticincta</i>	1
<i>Helix pomatia</i>	12
<i>Lehmannia marginata</i>	27
<i>Limax cinereo-niger</i>	27
<i>Limax maximus</i>	29
<i>Lymnaea truncatula</i>	2
<i>Macrogastra plicatula</i>	5

<i>Macrogastra ventricosa</i>	10
<i>Malacolimax tenellus</i>	29
<i>Merdigera obscura</i>	16
<i>Monachoides incarnatus</i>	27
<i>Nesovitrea hammonis</i>	27
<i>Oxychilus alliarius</i>	32
<i>Oxychilus cellarius</i>	12
<i>Perforatella bidentata</i>	9
<i>Punctum pygmaeum</i>	25
<i>Spermodea lamellata</i>	6
<i>Succinea putris</i>	14
<i>Trochulus hispidus</i>	26
<i>Vertigo antivertigo</i>	3
<i>Vertigo moulinsiana</i>	3
<i>Vertigo pusilla</i>	4
<i>Vertigo pygmaea</i>	1
<i>Vertigo substriata</i>	3
<i>Vitrea contracta</i>	11-12
<i>Vitrea crystallina</i>	29
<i>Vitrina pellucida</i>	20
<i>Zonitoides nitidus</i>	13

Anmeldelse: Orkideer i Europa

Boganmeldelse:

Bo Mossberg & Henrik Ærenlund Pedersen. Orkideer i Europa. Gyldendal 2017. 208 s., 349,95 kr. (vejl.)

Af Peter Wind (Institut for Bioscience, Aarhus Universitet)

Orkidéer har en særstatus blandt karplanterne, hvilket blandt andet ses af mængden af bøger udgivet om denne plantegruppe både nationalt og internationalt. Orkidélitteraturen omfatter udgivelser om hele kontinenters orkidéflora f.eks. Europa, som denne anmeldelse handler om, præsentation af enkelt landes mængde af orkidéarter på det nationale sprog eksempelvis 'Danmarks vilde orkidéer' (Pedersen & Faurholdt 2010) og formidling af et lokalområdes orkidérigdom som 'Orkidéerne på Møns Klint' (Faurholdt & Lassen 2012). Den arts- og formrige slægt Flueblomst (*Ophrys*) har sin helt egen status, hvilket også giver sig udslag i litteraturen om gruppen - fra monografien 'Ophrys - the Bee Orchids of Europe' (Pedersen & Faurholdt 2007) til den snævre publikation 'Flueblomster fra Marokko til Mellemøsten' (Faurholdt & Pedersen 2009). Topmålet er at få udgivet et værk om én art nemlig Tæt-blomstret Hullæbe (*Epipactis purpurata*) spækket med illustrationer af 38 forskellige kunstnere (Løjtntant & Pedersen 2016).

Det kan derfor næppe overraske, at nok en ny bog på dansk om orkidéer har set dagens lys, nemlig 'Orkidéer i Europa' med undertitlen 'smukke, specielle og sårbare'. Teksten er forfattet af Danmarks førende orkidéekspert Henrik Ærenlund Pedersen og rigt illustreret af den svenske mester-tegner Bo Mossberg. Bogen indeholder foruden diverse forord en gennemgang af orkidéernes bygning og systematik, deres økologi, en præsentation af Europas orkidéarter og forfatternes hjælpende hånd til læserne til bestemmelse og oplevelse af orkidéerne i naturen.

Den traditionelle opfattelse af planternes slægtskabsforhold og samhørighed har været en tur i den genteknologiske blender, så den opfattelse, vi havde i går om planternes taksonomi og nomenklatur, er ændret radikalt i morgen. Det gælder også orkidéerne, hvorfor der ifølge bogens tekstforfatter forekommer omkring 130 orkidéarter fordelt på 33 slægter i Europa. Fælles for

Orkideer i Europa

Bo Mossberg
Henrik Ærenlund Pedersen



alle arter er, at de forekommer naturligt på deres voksesteder, og at der er tale om jordboende orkidéer, da vi skal til troperne for at finde den hyppigste orkidévækstform, nemlig epifyt, da mange orkidéer lever i regnskovens kronelag. At være jordboende betyder, at orkidéernes foryngelsesorgan, knolden, lever underjordisk.

De 130 orkidéarter udgør da også bogens bærende element i kapitlet 'Orkidéportrætter', som er fordelt på 166 sider. Slægter med én enkelt eller få arter præsenteres med dobbelttopslag med tekstdelen samlet på venstre sider, mens illustrationerne er anbragt til højre. Til de mere artsrige slægter er der afsat flere sider til at illustrere de forskellige arter og underarter. Tekstsiderne rummer en beskrivelse af den pågældende art, omtale af biologi med hovedvægt på bestøvning, økologi og udbredelse samt slægtens artsrigdom. Illustrationerne er stregtegninger af plantehabitats, blomsterdetaljer, frugtstande og bestøvning

samt arten gengivet i naturlige omgivelser, der i nogle tilfælde er nedtonet og i andre gengivet i fuld format.

En fin detalje er omtalen af det sted, hvor planten eller plantedelen er tegnet, hvis det har foregået i det fri. Illustrationerne er blevet til på utallige ture i især Europa. Enkelte illustrationer er i sagens natur tegnet i Danmark, da de pågældende orkidéer primært forekommer her. Det drejer sig om helsidestegninger af habitus af Hvidgul Skovlilje (*Cephalanthera damasonium*), Storblostmret Hullæbe (*Epipactis leptochila*), Tæt-blomstret Hullæbe (*E. purpurata*), Skrueaks (*Spiranthes spiralis*), Purpur- og Vendsyssel-Gøgeurt (*Dactylorhiza majalis* subsp. *purpurella* var. *pulchella* og var. *cambrensis*), Klit-Gøgeurt (*D. majalis* subsp. *calcifugiens*) og Stor Gøgeurt (*Orchis purpurea*) samt enkelte

habitattegninger fra Haslund Skov, Høje Møn og en klippeløkke fra Bornholm, som er tidligere voksested for Skrueaks.

At fremstille en orkidéillustration er en tidskrævende proces og har som nævnt medført stor rejseaktivitet for tegneren, Bo Mossberg. Det betyder også, at mange af bogens illustrationer har været anvendt i andre af de publikationer, Mossberg har været involveret i f.eks. 'Nordens orkidéer' (Nilsson & Mossberg 1977) og 'Orkidéer. Europas vildvåxande arter' (Mossberg & Nilsson 1987). En styrke ved nærværende publikation er bogens format 28,5x21,5 cm, hvorved illustrationerne bedre kommer til deres ret, ligesom de har gennemgået en 'renselsesproces', så de fremstår mere ferske og friske i forhold til andre publikationer.

Teksten i bogen er skrevet letlæseligt uden for mange tekniske botaniske udtryk. Selvfølgelig er det begrænset, hvor meget nyt der kan formidles i bogen i forhold til ældre orkidépublikationer. En styrke

her er den begrundede redegørelse for de mange flytning af arter fra gammelkendte slægter over i nye, ligesom der er sket en opdatering af de danske navne. Eksempelvis er navnene de to tidligere europæiske arter i den nu nedlagte slægt *Barlia* ændret til Kanarisk Remtunge (*Himantoglossum metlecsianum*) og Vår-Remtunge (*H. robertianum*), mens slægten *Serapias* er blevet 'døbt' Bladlæbe. Omvendt har de fra slægten *Orchis* overflyttede arter bibeholdt det hævdvundne slægtsnavn 'Gøgeurt'.

Bogens illustrationer gør også rede for den til tider store variation inden for nogle arter ved at illustrere de forskellige underarter og varieteter. Det kan derfor undre, at varieteten Skagen-Hullæbe (*Epipactis helleborine* subsp. *helleborine* var. *renzii*) og Klit-Gøgeurt (*Dactylorhiza incarnata* subsp. *lobelii*) ikke er medtaget, især fordi

sidstnævnte er beskrevet af bogens tekstforfatter.

Sammenfattende er der tale om en rigt og smukt illustreret bog om Europas orkidéer med en kortfattet tekstdel, der især henvender sig til købere, der for første gang ønsker at tilegne sig viden om en mere speciel og højt skattet plantegruppe i Europa. For garvede orkidékendere er der tale om en helstøbt bog, der vil pryde i samlingen af litteratur om orkidéer, om end nyhedsværdien om orkidéerne er til at overse.

Litteratur:

- Faurholdt N & Pedersen HÆ 2009: Flueblomster fra Marokko til Mellemøsten. – Dansk Orchidé Klub. København.
 Faurholdt N & Lassen J 2012: Orkidéerne på Møns Klint. – GeoCenter Møns Klint.

Løjtnant B & Pedersen HÆ 2016: Én Orchidé – Mange Kunstneriske Udtryk. – Biologisk Forening for Nordvestjylland. Nors.

Nilsson S & Mossberg B 1977: Nordens orkideer. Oversat og bearbejdet af B Løjtnant. Gyldendals grønne håndbøger. – Gyldendal. København.

Mossberg B & Nilsson S 1987: Orkidéer. Europas vildvæxende arter. – Wahlström & Widstrand. Belgien.

Pedersen HÆ & Faurholdt 2007: Ophrys -the Bee Orchids of Europe. – Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond, Surrey.

Pedersen HÆ & Faurholdt N 2010: Danmarks vilde orkidéer. – Gyldendal. København.

Anmeldelse: 40 år med fugle og kamera

Boganmeldelse:

Klaus Bjerre: Israel – 40 år med fugle og kamera. Gyldendal 2017. 164 s., 249,95 kr. (vejl.)

Israel passeres hvert forår og efterår af tusinder af trækfugle på vej fra deres vinterkvarterer i Afrika/Asien til deres yngleområder i Europa. Især rovfugletrækket er spektakulært med imponerende antal af trækkende fugle. Dette giver selvfølgelig gode forhold for naturfotografer. Klaus Bjerre har gennem de seneste 40 år besøgt landet et utal af gange for at fotografere fugle, og med lokalitetsangivelse på bogens billeder, introduceres læsere, der overvejer en fugletur til Israel, til en række af de mest kendte lokaliteter. Resultatet er blevet en fotobog, som på flotteste vis dokumenterer den overflod af fuglediversitet, som Israel



byder på. Bogen viser dog primært billeder af nyere oprindelse (1978 1 foto, 2005-2008 23; 2009-2012 52; 2013-2016 101). Her længes man lidt efter at se billeder fra fotografens første blandt de 40 års ture til landet.

Thomas Kjær Christensen & Rasmus Due Nielsen (Aarhus Universitet, Bioscience, Kalø)

Rovbiller og løbebiller i de østdanske løvskove

– effekt af skovdrift

Mathias Just Justesen¹, Alexey Solodovnikov² og Aslak Kappel Hansen²

Artsdiversiteten hos mange organisme-grupper er høj i skov og især i skov uden intensiv tømmerproduktion. Dette tilskrives den naturlige skovdynamik, der gennem forstyrrelser som storme, brande, græsning, naturlig hydrologi, m.m. skaber en skov med stor habitat-heterogenitet i modsætning til den forstligt drevne produktionsskov med ensaldrende monokulturer. Denne habitat-heterogenitet kan medføre en mere divers sammensætning af træarter i forskellige aldre, naturlige lysninger, våde områder, stående døde træer samt liggende dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier. Disse egenskaber resulterer i en mosaik af forskellige mikrohabitater, der over tid vil give de forskelligt tilpassede arter bedre konkurrencemuligheder og dermed skabe en højere diversitet (Lindenmayer et al. 2006).

Siden biodiversitetskonventionen i 1992 har der været øget fokus på biodiversitet. En stor del af den danske biodiversitet er knyttet til skov, og adskillige studier af skovdriftens effekt på diversiteten af mange

forskellige organismegrupper er gennemført i de senere år. Dette gælder også for løbebiller (Coleoptera: Carabidae) og rovbiller (Coleoptera: Staphylinidae), som er fokus for denne artikel (Figur 1). Størstedelen af undersøgelserne af de to billefamilier finder overraskende nok ikke et højere artsantal i de urørte skove (Niemelä, 1997; Lange et al. 2014). På linje med andre udenlandske undersøgelser fandt Jensen & Toft (2014) heller ikke nogen forskel på artsantallet af rov- og løbebiller i jyske urørte og forstligt drevne skove.

Rov- og løbebiller er begge artsrige billefamilier. I Danmark er størstedelen af de rov- og løbebillearter som optræder på skovbunden aktivt fouragerende rovdyr. De lever af andre jordbundsdyr som f.eks. springhaler og mider eller afhængig af bilens størrelse også snegle og orme. Selvom mange rov- og løbebiller lever som rovdyr, er en stor andel også omnivore, ådselædere og herbivore (Luff 2007). Rovbillerne er, i højere grad end løbebillerne, specialiserede rovdyr i specifikke mikrohabitater som

f.eks. musereeder og svampe (Bohac 1999). Vi har undersøgt, hvorvidt diversiteten af rov- og løbebiller er forskellig i skove med henholdsvis plukhugst, urørt og forstlig drift. Ud fra habitatspecialiseringsgrad (HSG) har vi undersøgt forholdet mellem generalister og specialister i de tre forskellige driftstyper.

Skove	Installerede fælder	Aktive fælder
Bredvigmosse (U)	32	28
Bredvigmosse (P)	40	32
Farum Lillevang (U)	32	31
Farum Lillevang (F)	32	29
Jonstrupvang (U)	32	31
Jonstrupvang (F)	32	28
Suserup (U)	80	68
Næsbyholm (F)	80	62
Nørreskov (U)	40	38
Nørreskov (F)	40	22
Rådmandshave (U)	32	29
Rådmandshave (P)	32	22
Strødam (U)	40	39
Strøgårdsvang (F)	48	41
Total	592	500
Intensiv drift	232	182
Urørt	288	264
Plukhugst	72	54

Tabel 1.

Antallet af installerede og aktive faldfælder i hver af de 7 undersøgte skovlokaliteter. Hver lokalitet blev inddelt i en urørt behandling (U), der blev sammenlignet med en enten plukhugst (P) eller forstlig (F) behandling.

The number of installed and active pitfall traps in each of the 7 forest localities. Each locality was divided into an unmanaged (U) treatment, which was compared to either a selective (P) or managed (F) treatment.

Summary

Rove Beetles and Bround Beetles in Managed and Unmanaged Forests

We investigated ground beetles and rove beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in seven forests in Zealand, Denmark. We studied three management regimes: Unmanaged, selectively managed, and production forests. Congruent with several other studies we found no difference in ground beetle diversity between management regimes. We found significantly more rove beetles in selectively managed forests compared to unmanaged forests, and attributed this to factors independent from management regime. We found no difference in the habitat specialization of rove and ground beetles across Denmark, when compared to a previous study from Jutland. We found a population of the relict species *Carabus glabratus* in one of the unmanaged forests and a single individual in one of the production forests. Based on literature and the population of the forest relict *Carabus glabratus*, we still recommend leaving areas unmanaged to maintain the unique and rare species associated with unmanaged forests..

Keywords: old growth forest, Staphylinidae, Carabidae, Denmark, pitfall traps

¹ Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Rolighedsvej 23, 1985 Fredriksberg C

² Statens Naturhistoriske Museum, Universitetsparken 15, 2100 København Ø



Figur 1. Typiske eksempler på danske rov- og løbebiller fanget i dette studie. Løbebillerne kan kendes på deres lange umodificerede løbeben og en indsnævring i forbenet som de bruger til at rense deres antenne med. Rovbillerne kan nemt genkendes på deres forkortede dækvinger. a) *Stenus clavicornis*, b) *Tachinus rufipes*, c) *Notiophilus rufipes*, d) *Leistus terminatus*, e) *Platynus livens*, f) *Carabus glabratus*, g) *Staphylinus erythropterus*, h) *Platydacus fulvipes*, i) *Lathrobium castaneipenne*, j) *Pterostichus melanarius*, k) *Badister laceratosus*, l) *Philonthus decorus*, m) *Anthobium atrocephalum*, n) *Trechus secalis*. Foto: Aslak Kappel Hansen

Typical examples of Danish rove- and ground beetles registered in this study. Ground beetles can be identified by the long un-modified legs and the depressing in the front legs, which they use to rinse the antennae. Rove beetles have short wing cover. Species names are listed above.

METODE

Vi undersøgte billefaunaen på 7 lokaliteter på Sjælland; for yderligere oplysninger om lokaliteterne se Møller (2017). Hver af de 7 lokaliteter havde enten et plukhugst eller et forstligt drevet skovparti, som blev sammenlignet med en prøveflade uden drift. I hvert skovparti oprettedes et 100 x

100 meter kvadratnet, hvor vi indsamlede biller 10 m ud fra kvadratnettets skæringspunkter (prøveflader). I hvert af de i alt 115 skæringspunkter installerede vi henholdsvis 2 eller 4 faldfælder afhængig af antallet af skæringspunkter i skoven (skovens størrelse). Vi brugte 10 cm diameter faldfælder til at indsamle billefaunaen. Hvide plastik

tallerkener blev hævet 4-6 cm over fælderne og fungerede som regndække. Fælderne blev fyldt $\frac{1}{4}$ op med propylenglycol for at undgå råd. Vi installerede 296 faldfælder, som blev tømt 2 gange hhv i juli og august. Dog blev en del af faldfælderne oversvømmet, spist af dyr eller fjernet af mennesker mellem tømninger, og vi endte derfor med at analysere på fangster fra 500 aktive fælder. Af disse var 264 placeret i urørte skove, 182 i forstligt drevne skove og 54 i skove med plukhugst. Fordelingen skyldes designet med 7 urørte bevoksninger, 5 forstligt drevne og 2 med plukhugst. Udover Nørreskov med 38 fælder i den urørte del og kun 22 i den forstligt drevne del, er der stort set lige mange fælder i de 2 parrede bevoksninger ved hver lokalitet.

Til at bestemme løbebillerne brugte vi 'The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland' (Luff 2007), men da alle danske biller ikke findes i denne nøgle, supplerede vi med Victor Hansens 'Biller, XI, Sandspringere og Løbebiller' (Hansen & Larsson 1941). Rovbillerne blev bestemt med 'Die Käfer Mitteleuropas' (Assing and Schülke 2012) og Victor Hansens bind om rovbiller (Hansen 1952). Korrekt artsidentifikation af underfamilien Aleocharinae kræver ofte dissektion af det hanlige kønsorgan, og pga. tidsnød blev dette undladt, hvorfor Aleocharinae ikke indgår i dette studie.

For at vurdere de enkelte billearters specialisering til bestemte habitater brugte vi den habitatspecialiseringsgrad (HSG) som Viggo Mahler † vurderede i artiklen om rov- og løbebiller i jyske naturskove (Jensen & Toft 2014). Vi observerede arter, der ikke blev fundet i det jyske studie. Deres HSG blev vurderet af Jan Pedersen og Palle Jørum, begge med mange års erfaring inden for de respektive billefamilier. Søren Tofts (Toft et al. 1993) HSG skala gik fra 1-5, hvor 1 = ekstrem generalist, 2 = generalist, 3 = intermediær, 4 = specialist, 5 = ekstrem specialist, og tager ikke højde for i hvilket habitat den enkelte art er specialiseret. Habitatspecialiseringsindeks for individer (HSI_{ind}) blev beregnet ved formlen $HSI_{ind} = S (HSV_i * ai) / A$ hvor HSV_i og ai er henholdsvis habitatspecialiseringsværdi og abundans af art i , og A er den samlede abundans af alle arter. Det beskriver derfor individernes gennemsnitlige habitatspecialisering i hver skov og driftsform. For nærmere beskrivelse se Jensen & Toft (2014).

HSI blev for hver bevoksning beregnet for hver artsgruppe (rov- og løbebiller), samt samlet. Der blev også beregnet værdier på tværs af bevoksning for hver driftstype (hhv. urørt, plukhugst og forstlig drevet).

Da vi ikke har samme antal prøver fra hvert område, har vi brugt pakkerne 'vegan' og 'iNEXT' i R-studio til at udregne rarefaction for hver prøveflade. Vi har brugt en linear mixed model (LMM) til

	Management	HSI _{ind} Staphylinidae	HSI _{ind} Carabidae	HSI _{ind} Total
Bredvig Mose A	Urørt	2,88	2,39	2,52
Bredvig Mose B	Plukhugst	2,57	2,43	2,47
Farum Lillevang A	Urørt	2,69	2,33	2,49
Farum Lillevang B	Forstlig	2,75	2,22	2,40
Jonstrup Vang A	Urørt	2,70	2,51	2,58
Jonstrup Vang B	Forstlig	2,77	2,72	2,73
Næsbyholm	Forstlig	2,84	2,43	2,56
Suserup	Urørt	2,86	2,48	2,65
Nørreskov A	Urørt	2,94	2,55	2,60
Nørreskov B	Forstlig	2,89	2,71	2,76
Rådmandshave A	Urørt	2,71	2,80	2,75
Rådmandshave B	Urørt	2,56	2,70	2,63
Rådmandshave C	Plukhugst	2,58	2,70	2,65
Rådmandshave D	Plukhugst	2,69	2,78	2,73
Strødam 1	Urørt	2,82	2,58	2,62
Strøgårdsvang	Forstlig	2,93	3,17	3,07
Urørt Total	Urørt	2,78	2,48	2,59
Plukhugst Total	Plukhugst	2,60	2,51	2,54
Forstlig Total	Forstlig	2,82	2,48	2,59
Total		2,78	2,48	2,58

Tabel 2. Habitatspecialiseringsindeks (HSI) udregnet for individer for rovbiller (Staphylinidae), løbebiller (Carabidae) og total. Beregningen er udført som beskrevet i Jensen & Toft (2014).

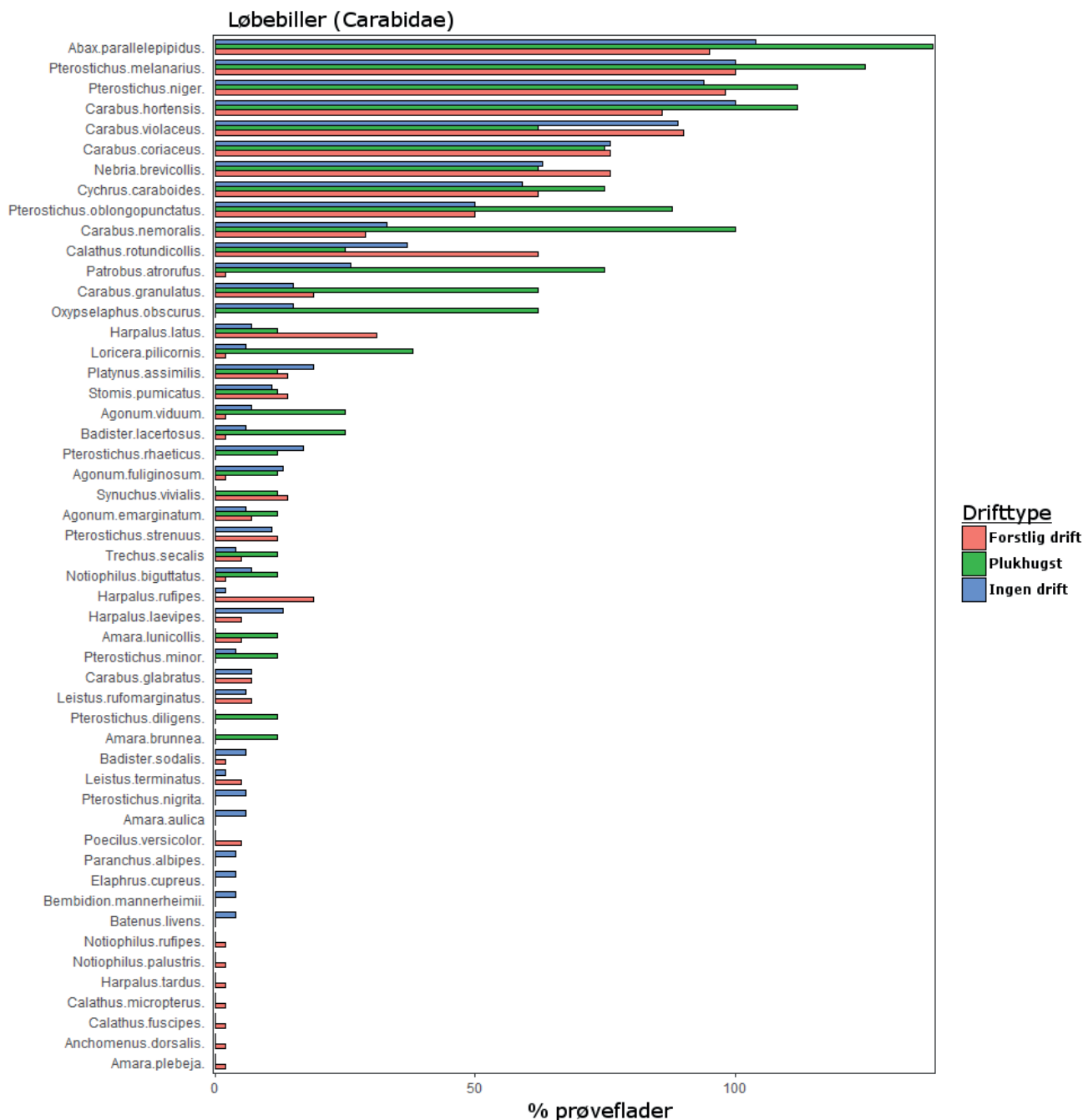
Habitat specialization (HSI) calculated for individuals of rove beetles (Staphylinidae), and ground beetles (Carabidae) and total. Calculations follow Jensen and Toft (2014).

at teste for forskelle mellem de forskellige driftstyper for både artsantal og Shannons diversitet index. Hvis vi fandt en signifikant forskel brugte vi Tukey-test til at bestemme hvilke driftstyper, der var signifikant forskellige.

RESULTATER

I de 500 udvalgte fælder fandt vi 51 løbebillearter fordelt på 14401 individer og 55 rovbillearter fordelt på 7580 individer. Ni arter af løbebiller blev fundet i mere end 50 % af de 115 prøveflader, *Abax parallelipipidus* er fundet i 107 prøveflader, *Pterostichus melanarius* (106, fig. 1j), *Pterostichus niger* (101), *Carabus hortensis* (99), *Carabus violaceus* (91), *Carabus cori-*

aceus (79), *Nebria brevicollis* (71), *Cychnus caraboides* (64) og *Pterostichus oblongopunctatus* (55). De udgør tilsammen 93 % af de indsamlede løbebiller. Ni arter af løbebiller er kun fundet i én prøveflade. Tre af de 55 rovbillearter er fundet i over 50 % af undersøgelsens prøveflader. *Philonthus decorus* (fig. 1l) er fundet i 113 prøveflader, *Tasgius morsitans* er fundet i 107 og *Tachinus rufipes* (fig. 1b) i 64. De udgør tilsammen 87 % af de indsamlede rovbiller. Omvendt er 15 rovbillearter kun fundet i én prøveflade i hele studiet. Procentdelen af prøveflader i hver driftstype, hvor den enkelte art er indsamlet, fremgår af figur 2a (løbebiller) og 2b (rovbiller).



For løbebillerne viste vores test (LMM) ikke nogen signifikante forskelle i hverken artsantal (LMM $F(2, 101.56) = 1.60, P = 0.21$) eller Shannons diversitet (LMM $F(2, 109.09) = 1.14, P = 0.32$) mellem de 3 forskellige driftstyper. Artsantallet af rovbiller var signifikant forskelligt mellem driftstyperne (LMM $F(2, 93.89) = 4.48, P = 0.014$) og det samme var tilfældet i Shannons diversitet (LMM $F(2, 93.89) = 4.48, P = 0.014$). I begge tilfælde viste yderligere Tukey-tests, at forskellen lå mellem plukhugst og urørte skove, med højere diversitet i dem med plukhugst.

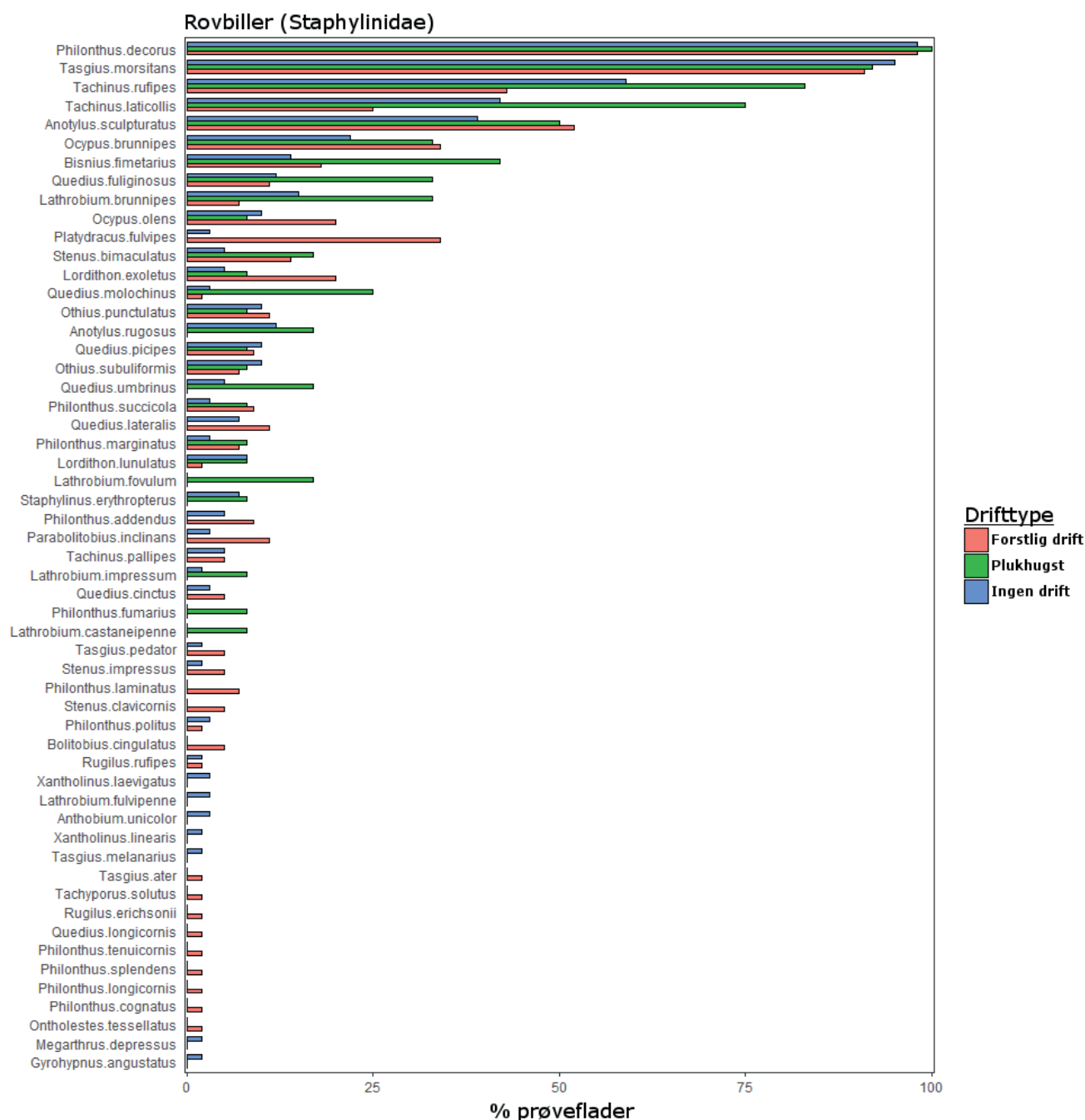
Vi fandt et samlet HSI_{ind} på 2.78 for rovbil-

ler og 2.48 for løbebiller, der var altså en lille forskel på HSI_{ind} mellem artsgrupperne. Mellem driftstyper var der kun lille forskel på HSI_{ind} , hvor især rovbillerne i plukhugst

Figur 2. Løbebiller (2a) og rovbiller (2b). Det relative antal af kvadratnettets punkter (%) i hver drifttype, hvor den enkelte art af løbe- eller rovbiller er fundet. Der er 59 urørte prøveflader, 44 forstligt drevne prøveflader og 12 prøveflader med selektiv drift.

Ground beetles (2a) and rove beetles (2b). The relative number of grid point (%) for each management type where a given species of ground- or rove beetle is found. There were 59 grid points in unmanaged forest, 44 in intensive managed forests and 12 in selective managed forests.

skovene havde en smule lavere HSI_{ind} (plukhugst = 2.60; urørt = 2.78; forstlig = 2.82). Der var større forskel mellem skovene end mellem driftstyperne, dog så vi en-



kelte forskelle mellem parrede skove. F.eks. viste Strøgårdsvang højere HSI_{ind} (= 3.07) end Strødam (= 2.62) hovedsageligt drevet af forskelle i HSI_{ind} for løbebiller (hhv 3.17 og 2.58). Rådmandshave havde relativt høje HSI_{ind} -værdier i alle dele. Farum Lillevang havde derimod lave totale HSI_{ind} = værdier (2.49 og 2.40), hovedsageligt drevet af lave løbebille værdier (hhv. 2.33 og 2.22).

DISKUSSION

Ud fra vores resultater (Figur 2 a og b) kan vi se, at få rov- og løbebillearter dominerer i de østdanske skove, mens mange arter kun er observeret i en enkelt prøveflade.

Fordelingen er dog forskellig, f.eks. udgjorde kun 3 arter af rovbiller 87 % af de indsamlede individer, mens 9 arter udgjorde 93 % af de indsamlede løbebiller. Jari Niemelä, en af de førende løbebille eksperter, har beskrevet, at løbebillerne i skoven har en helt unik og relativt flad dominansstruktur (Niemelä, 1993). Denne dominansstruktur er endnu ikke afklaret, men Niemelä mener, det kan skyldes, at skoven er et svært habitat at tilpasse sig for løbebiller, og derfor er der få veltilpassede løbebillearter i skoven. Dette har medført lav konkurrence for de få arter, som har tilpasset sig, og flere arter har derfor høj dominans. Rovbillerne har en mere velkendt

dominansstruktur med en lille håndfuld arter, der dominerer i de østdanske skove.

I forhold til vores resultater er det vigtigt at være opmærksom på, at forskellige substrater muligvis kan påvirke effektiviteten af faldfælden. Da det ikke er utænkeligt, at de forskellige driftformer kan have forskellig tykkelse af førnelag vil en yderligere undersøgelse, hvor man gennemgår førnelaget med en sifter (en form for sigte til insekter) kunne komplettere dette studie og få et mere præcist billede af rov- og løbebillerens diversitet i skoven. Taget i betragtning at størstedelen af rovbillerne ikke fouragerer direkte på skovoverfladen, men

derimod i det øvre førne lag, vil faldfælder derfor ikke i lige så høj grad fange denne del af rovbillefaunaen, men vil derimod hovedsagligt fange de få arter, der er aktive på overfladen.

Generelt er rovbillerne ikke lige så velstuderede som løbebillerne i forhold til drift, men både Jensen & Toft (2014) og Lange et al. (2014) har udover løbebiller også undersøgt rovbillefaunaen i forskellige driftstyper. Begge studier viste ligesom dette studie, at de urørte skove ikke havde flere arter end produktionsskove. I dette studie fandt vi flest rovbillearter i plukhugst, dernæst i den forstligt drevne skov og færrest i urørt skov. Der var flere rovbillearter i skove med plukhugst sammenlignet med de urørte skove. Det skal i den forbindelse dog nævnes, at det eksperimentelle design, grundet få skove med plukhugst på Sjælland, kun har inkluderet 2 skove med plukhugst: Bredvigmosen og Rådmandshave. Begge skove er meget våde, og resultaterne vil derfor være påvirket af de forskellige nichier forbundet med meget våde skove, og det faktum at der er få prøveflader. Der blev fundet en hel del vådhabitatsarter i disse plukhugst skove, blandt andet: *Lathrobium castaneipenne* (Figur 1i), *Lathrobium fovulum*, *Staphylinus erythropterus* (Figur 1g) og *Stenus bimaculatus*. En egentlig vurdering af plukhugst vil kræve en grundigere indsamling, før man kan konkludere, at skove med plukhugst overordnet set har flere arter end urørte.

Vores HSI_{ind}-værdier (2.48 for løbebiller og 2.78 for rovbiller) ligger tæt på hvad der blev fundet i Jensen & Toft (2014) (2.52 for løbebiller og 2.61 for rovbiller). Der ser altså ikke ud til at være stor forskel på habitatsspecialisering mellem øst- og vestdanske skove. Den største forskel fandtes mellem rovbillerne, hvilket kan skyldes, at Aleocharinerne ikke er inkluderet i dette studie. De høje værdier fundet for Strøgårdsvang (HSI_{ind} = 3.07) skyldes hovedsageligt et stort antal *Abax parallelepipedus*, en almindelig skovspecialist. HSI_{ind}

Faldfælder som fangstmetode

Faldfælder er på grund af den relativt lave håndteringstid pr. fælde og effektive fangst af de mest benyttede insektfælder til diverse habitatsammenligninger, miljøgrader, jordbundsforhold, indikatorartsanalyser, og meget andet (Rainio & Niemelä, 2003). Den dag i dag publiceres der stadig adskillige studier, som anvender faldfælder som fangstmetode (Lange et al., 2014; Negro et al., 2014). En faldfælde er basalt set en beholder gravet ned så øverste kant af beholderen flugter horisontalt med substratet som fælden placeres i. Derfor er fælden selvfølgelig også stærkt korreleret med aktiviteten af de enkelte billearter i det undersøgte område. Altså vil mere aktive biller have højere forekomster i faldfælder end mindre aktive biller (Rainio & Niemelä, 2003). Det betyder også, at antallet af biller kan variere afhængigt af, hvor fremkommeligt substratet omkring fælden er (Greenslade, 1964; Mommertz et al., 1996). Der findes dog andre studier, som ikke finder at substratet omkring fælden har den store betydning (Baars, 1979). Undersøgelser har desuden vist, at diameteren og materialet af faldfælden kan påvirke, hvilke arter som fanges. Mindre fælder har en tendens til at fange mindre arter og omvendt (Lange et al., 2011; Work et al., 2002). I samme stil er det vist at glas kontra plastikfælder kan øge diversiteten i fælden (Luff, 1975). Et studie har også undersøgt afstanden som faldfælder skal placeres fra hinanden, for at undgå interkorrelation mellem fælderne. Her fandt de, at fælderne helst skulle stå med en afstand på 20 meter for at undgå, at fælderne indbyrdes påvirker hinandens fangst (Digweed, 1995).

Suppleringer med andre fangstmetoder (hvis der er tid og penge) vil være det mest ideelle for at dække større dele af diversiteten. I Jensen og Tofts artikel fra 2014, illustreres det tydeligt, at faldfælder kun fanger et udsnit af diversiteten. En grundigere undersøgelse i samme område foretaget af Palle Jorum med flere forskellige fangstmetoder og over flere år viser, at Jensen og Toft (2014) kun dækker 23% af løbebille- og 14% af rovbille-arterne.

Det store viden grundlag om biller baseret på faldfældefangster og deres generelt lave håndteringstid og selvfølgelig mangel på bedre alternativer, må betyde at faldfælder som fangstmetode fortsat vil blive brugt, trods de påviste begrænsninger.

bliver dog ikke specielt påvirket af sjældenheder, som ofte er fåtallige i prøvefladerne. Den bør derfor suppleres af en vurdering af tilstedeværelsen af bevaringsværdige sjældenheder.

At vi finder en tendens til flere arter i de forstligt drevne skove stemmer overens med tidligere studier (Niemelä, 1997; Lange et al. 2014). Lange et al. (2014) fandt, at både rov- og løbebiller havde den højeste diversitet i de forstligt drevne skove sammenlignet med urørte. Samme forhold har Niemelä (1997) påvist for løbebiller i boreale skove. Denne reaktion på drift er

efterhånden en ret velundersøgt realitet for løbe- og rovbiller, men præcis hvorfor dette er tilfældet diskuteres stadig. Den mest gængse opfattelse er, at skoven er så fragmenteret og udnyttet, at kun generalisterne med en bred nichepræference er tilbage. Lange et al. (2014) fandt flere skovarter sammenlignet med åbenlandsarter i de urørte skove, derimod får den forstligt drevne skov besøg af deciderede åbenlandsarter, som f.eks. *Anchomenus dorsalis* eller *Amara lunicollis*. Generalisterne har bedre forhold i de dynamikker, der er typiske i de forstligt drevne skove med renafdrift. Derimod menes det, at

Staphylinidae	4021 632 2927	<i>Stenus bimaculatus</i>	14 3 12	<i>Leistus terminatus</i>	1 0 2
<i>Anotylus rugosus</i>	20 2 0	<i>Stenus clavicornis</i>	0 0 2	<i>Loricera pilicornis</i>	5 6 1
<i>Anotylus sculpturatus</i>	109 37 0	<i>Stenus impressus</i>	1 0 2	<i>Nebria brevicollis</i>	395 15 263
<i>Anthobium unicolor</i>	2 0 0	<i>Tachinus laticollis</i>	128 47 96	<i>Notiophilus biguttatus</i>	5 1 1
<i>Bisnius fimetarius</i>	16 16 9	<i>Tachinus pallipes</i>	5 0 2	<i>Notiophilus palustris</i>	0 0 1
<i>Bolitobius cingulatus</i>	0 0 2	<i>Tachinus rufipes</i>	501 121 270	<i>Notiophilus rufipes</i>	0 0 1
<i>Gyrophypnus angustatus</i>	1 0 0	<i>Tachyporus solutus</i>	0 0 1	<i>Oxypselaphus obscurus</i>	48 27 0
<i>Lathrobium brunnipes</i>	13 5 3	<i>Tasgius ater</i>	0 0 1	<i>Paranchus albipes</i>	3 0 0
<i>Lathrobium castaneipenne</i>	0 2 0	<i>Tasgius melanarius</i>	1 0 0	<i>Patrobus atrorufus</i>	60 27 1
<i>Lathrobium fovulum</i>	0 3 0	<i>Tasgius morsitans</i>	365 108 274	<i>Platynus assimilis</i>	12 1 8
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	2 0 0	<i>Tasgius pedator</i>	1 0 3	<i>Poecilus versicolor</i>	0 0 3
<i>Lathrobium impressum</i>	1 1 0	<i>Xantholinus laevigatus</i>	7 0 0	<i>Pterostichus diligens</i>	0 1 0
<i>Lordithon exoletus</i>	3 1 21	<i>Xantholinus linearis</i>	1 0 0	<i>Pterostichus melanarius</i>	2515 220 2531
<i>Lordithon lunulatus</i>	5 1 1	Ground beetles	7333 1196 5872	<i>Pterostichus minor</i>	3 1 0
<i>Megarthus depressus</i>	3 0 0	<i>Abax parallelepipedus</i>	1110 189 811	<i>Pterostichus niger</i>	755 294 555
<i>Ocypus brunnipes</i>	17 5 27	<i>Agonum emarginatum</i>	13 1 8	<i>Pterostichus nigrita</i>	4 0 0
<i>Ocypus olens</i>	12 1 13	<i>Agonum fuliginosum</i>	33 3 6	<i>P. oblongopunctatus</i>	138 10 166
<i>Ontholestes tessellatus</i>	0 0 1	<i>Agonum viduum</i>	7 4 1	<i>Pterostichus rhaeticus</i>	39 1 0
<i>Othius punctulatus</i>	6 1 5	<i>Amara aulica</i>	3 0 0	<i>Pterostichus strenuus</i>	12 0 9
<i>Othius subuliformis</i>	7 1 3	<i>Amara brunnea</i>	0 1 0	<i>Stomis pumicatus</i>	6 1 7
<i>Parabolitobius inclinans</i>	2 0 7	<i>Amara lunicollis</i>	0 1 18	<i>Synuchus vivialis</i>	0 1 9
<i>Philonthus addendus</i>	3 0 14	<i>Amara plebeja</i>	0 0 1	<i>Trechus secalis</i>	3 8 2
<i>Philonthus cognatus</i>	0 0 1	<i>Anchomenus dorsalis</i>	0 0 1		
<i>Philonthus decorus</i>	2730 260 1976	<i>Badister lacertosus</i>	3 3 2		
<i>Philonthus fumarius</i>	0 1 0	<i>Badister sodalis</i>	3 0 1		
<i>Philonthus laminatus</i>	0 0 5	<i>Batenus livens</i>	3 0 0		
<i>Philonthus longicornis</i>	0 0 1	<i>Bembidion mannerheimii</i>	2 0 0		
<i>Philonthus marginatus</i>	0 1 3	<i>Calathus fuscipes</i>	0 0 14		
<i>Philonthus politus</i>	0 0 1	<i>Calathus micropterus</i>	0 0 1		
<i>Philonthus splendens</i>	0 0 1	<i>Calathus rotundicollis</i>	67 21 228		
<i>Philonthus succicola</i>	0 1 4	<i>Carabus coriaceus</i>	306 38 196		
<i>Philonthus tenuicornis</i>	0 0 1	<i>Carabus glabratus</i>	15 0 3		
<i>Platydracus fulvipes</i>	2 0 21	<i>Carabus granulatus</i>	21 9 15		
<i>Quedius cinctus</i>	2 0 2	<i>Carabus hortensis</i>	303 73 261		
<i>Quedius fuliginosus</i>	8 5 9	<i>Carabus nemoralis</i>	39 42 41		
<i>Quedius lateralis</i>	4 0 5	<i>Carabus violaceus</i>	1211 160 558		
<i>Quedius longicornis</i>	0 0 1	<i>Cychrus caraboides</i>	172 32 91		
<i>Quedius molochinus</i>	2 3 1	<i>Elaphrus cupreus</i>	2 0 0		
<i>Quedius picipes</i>	7 2 13	<i>Harpalus laevipes</i>	8 0 3		
<i>Quedius umbrinus</i>	5 3 0	<i>Harpalus latus</i>	4 0 27		
<i>Rugilus erichsonii</i>	0 0 1	<i>Harpalus rufipes</i>	1 0 21		
<i>Rugilus rufipes</i>	1 0 1	<i>Harpalus tardus</i>	0 0 1		
<i>Staphylinus erythropterus</i>	5 1 0	<i>Leistus rufomarginatus</i>	3 0 3		

Tabel 3. Artsliste for løbe- og rovbiller indsamlet i 2015 i sjællandske skove. Antal individer i urørt skov (venstre) | Antal individer i skove med plukhugst (center) | Antal individer i skove med intensiv drift (højre).

Species list for ground- and rove beetle species collected in 2015 in forests in Zealand, Denmark.
No. of individuals in unmanaged forest (left) | No. of individuals in selective forest (center) | No. of individuals in managed forest (right).

størstedelen af de meget specialiserede skovarter er forsvundet grundet de få skove med naturlige dynamikker, og det er derfor svært at finde forskelle mellem drift, selv på specialisterne (Niemelä, 1997; Jensen & Toft, 2014; Lange et al. 2014).

Vi fandt 2 rødlistede løbebillearter (*Carabus glabratus* og *Platynus livens*), samt 3 rovbillearter (*Lathrobium fovulum*, *Quedius longicornis* og *Xantholinus laevigatus*), der er vurderet sjældne (Hansen 1952), samt nogle nyindvandrede arter (*Lathrobium castaneipenne* og *Tasgius pe-dator*). De fleste af disse blev fundet enten i urørte skove eller skove med plukhugst. En løbebilleart, der stiller høje krav til skovens oprindelighed, er Glat løber (*Carabus glabratus*; Figur 1f), en i Europa anerkendt relikart, der er tilknyttet gammel urørt skov (Sroka & Finch 2006; Jensen & Toft 2014). Vi kunne konstatere en population i den urørte del af Nørreskov, hvor vi fangede 15 individer. Desuden fandt vi 2 individer i den forstligt drevne del af Nørreskov i en fælde 15m fra grænsen til den urørte del af skoven. Yderligere fangede vi et enkelt individ i Strøgårdsvang, der er en del af et stort skovkompleks med mulige habitater for Glat løber. Det er usandsynligt, at en sådan art kan danne levedygtige populationer i langt størstedelen af Danmarks produktions-skove, og det er lige netop arter som denne, der er grunden til, at det er vigtigt at bevare de urørte skove.

Overraskende nok fandt vi mange *Platydacus fulvipes* (Figur 1h), der anses som relativt sjælden i Danmark, indsamlet i den forstligt drevne skov (hovedsagligt fra Næsbyholm, men også fundet i Strøgårdsvang). I Danmark forekommer *P. fulvipes* både på åben bund og i skov. I det åbne land er den fortrinvis fundet på næringsfattig mosebund, særligt i højmoser (korrespondance med Palle Jørum), mens den i skov tilsyneladende er på morbund fremfor muldbund (Irmeler & Gürlich 2007). Dens tilstedeværelse er altså ikke betinget af en bestemt driftsform men derimod af edafiske vilkår. Samme forklaring kan som

udgangspunkt forklare de restende rovbillespecialisters øgede tilstedeværelse i produktions-skoven. Til gengæld mangler flere vådhabitatspecialister fra produktions-skoven, og det vil derfor være interessant at lave en mere målrettet indsamling af disse i forskellige skovmiljøer.

Lignende studier (Jensen and Toft 2014; Lange et al. 2014) har opnået samme resultater som denne undersøgelse, der viser en enten lavere diversitet i de urørte skove eller ingen forskel. Dette forklares med en generelt dårlig tilstand i skovene. De påviser, at den højere diversitet i de homogeniserede forstligt drevne skove skyldes generalister uden nogen særlig bevaringsværdi, mens specialiserede skovarter som *Carabus glabratus* med høje habitatskrav findes i de urørte skove (Jensen & Toft, 2014; Lange et al. 2014). Det anbefales derfor stadig, at man bevarer de urørte skove for at beskytte de arter, som er afhængige af gamle urørte skove, og for på en større skala at bevare og give plads til en højere løbe- og rovbillediversitet i Danmark.

CITERET LITTERATUR

- Assing V, Schülke M (2012) Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 4: Staphylinidae (eksklusive Aleocharinae, Pselaphinae und Scydmaeninae). Spektrum
- Bohac J (1999) Staphylinid beetles as bioindicators. *Agric Ecosyst Environ* 74:357–372.
- Hansen V (1952) Danmarks fauna 58, Biller XVI, Rovbiller 2.del. G.E.C. Gad, København,
- Hansen V, Larsson S (1941) Biller, XI, Sandspringere og Løbebiller. G.E.C. Gad, København,
- Irmeler U, Gürlich S (2007) What do rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) indicate for site conditions?
- Jensen KW, Toft S (2014) Mønstre i løbebille- og rovbille- faunaen i jyske natur-skove. *Flora og fauna* 119:77–96.
- Lange M, Türke M, Pašalić E, et al (2014) Effects of forest management on ground-dwelling beetles (Coleoptera;

Carabidae, Staphylinidae) in Central Europe are mainly mediated by changes in forest structure. *For Ecol Manage* 329:166–176.

- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol Conserv* 131:433–445.
- Luff ML (2007) The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland. RES handbooks for the identification of British Insects Vol 4 Part 2.
- Niemelä J (1997) Invertebrates and boreal forest management. *Conserv Biol* 11:601–610.
- Sroka K, Finch O-D (2006) Ground beetle diversity in ancient woodland remnants in north-western Germany (Coleoptera, Carabidae). *J Insect Conserv* 10:335–350.
- Toft S, Nielsen BO, Nielsen LB (1993) Den terrestriske leddyfauna i Gammel Fredrikskog, Tøndermarsken.

Stankelben (Diptera: Tipuloidea) hotspots i urørt og forstligt drevet skov i Danmark

David Bille Byriel^{1*} og Sebastian Kepfer Rojas¹

Insekter udgør over 50 % af Danmarks samlede biodiversitet, men der mangler viden om størstedelen af insektfaunaen i naturforvaltningsmæssig sammenhæng. Især tovinger (Diptera), med 5.000 registrerede arter, er blevet stærkt negligeret i biodiversitetsundersøgelser. Dette skyldes i høj grad manglende faunistisk og økologisk viden om mange af grupperne, tidskrævende bestemmelsesarbejde og en traditionsbunden forskningsindsats i andre organismegrupper. Tovinger udgør en økologisk set meget divers gruppe, der forekommer artsrigt i alle terrestriske naturtyper. Især europæiske skove har tilknyttet en artsrig tovinge-fauna, der i modsætning til velundersøgte saproxylliske artsgrupper i høj grad er tilknyttet skovens fugtige jord (Frouz 1999).

Stankelben hører under tovinger og kan kendes på tilstedeværelsen af en v-formet tværfure på brystets overside og to analærer

i vingen; benene er lange og tynde. Der er registreret 269 arter i Danmark, men det estimeres, at yderligere 62 arter forekommer i Danmark (Petersen & Meier 2001; Byriel et al. 2016). Stankelben tilbringer det meste af livet i larvestadiet, hvor hovedparten af arterne er tilknyttet fugtig jord og marginale zoner i vådområder med specifikke fødepræferencer og krav til habitatet (Pritchard 1983). Derudover er flere arter, som larve, tilknyttet dødt ved i forskellige nedbrydningsstadier samt mosser og svampe-frugtleger. I modsætning til larven indtager fuldvoksne stankelben ingen eller begrænsede mængder føde, da deres primære funktion er parring i et kortvarigt fuldvoksent stadium.

Vores viden om stankelben i danske skove er forholdsvis begrænset og er i høj grad baseret på artslistor fra forskellige lokaliteter. I en undersøgelse af stankelben fra 1993 blev der fundet i alt 63 arter, hvoraf

58 af arterne forekom i urørt skov og 33 arter i forstligt drevet skov (Sørensen 1997). Det fremgik af undersøgelsen, at vådere bevoksninger som Bredvigmosse, Strødam, Rådmandshave og Suserup havde en høj artsrigdom. Da dræning er et almindeligt tiltag i forstligt drevne skove i Danmark, må det formodes at kunne påvirke stankelbendiversiteten i sådanne områder. Denne effekt er dokumenteret bl.a. for løbebiller (Sroka & Finch 2006) og snegle (Martin & Sommer 2004).

Undersøgelsen fra 1993 af stankelben i 7 skovområder med urørte og forstligt drevne bevoksninger er gentaget i 2015 efter godt 20 år. Da den forstlige drift oftest indebærer dræning af skovene er egnede habitater som f.eks. vådområder ikke ligeligt fordelt i skove med forskellig drift. Fokus i dette projekt er derfor at udvælge og undersøge de artsrigeste stankelbenområder (hotspots), i både urørt og forstligt drevet skov. Dette gøres for at: (1) sammenligne stankelbendiversiteten (2) sammenligne habitattilknytning for stankelben i urørt og forstligt drevet skov (3) vurdere hvilke habitater, der understøtter en rig stankelbenfauna i skov.

MATERIALER OG METODER

Stankelbenfaunaen blev undersøgt i 7 skovområder på Sjælland domineret af bøg. Skovene er præsenteret i Møller (2017). Skovområderne blev inddelt i et 100 m x 100 m kvadratnet. Skæringspunkterne i kvadratnettet blev markeret, hvilket gav mellem 4 og 20 punkter i hver bevoksning, i alt 67 punkter i urørt skov og 58 punkter i forstligt drevet skov. Voksne stankelben blev indsamlet omkring punkterne i en cirkel med radius 15 m, (706 m²). Indsamlingerne blev foretaget med et standard fangstnet (diameter 38 cm) i 10 minutter i

Summary

Crane fly hotspots in unmanaged and managed forests in Denmark

Crane flies were caught with a sweep net in 66 unmanaged and 57 managed collection circles (706 m²) at 7 different forest areas. The sampling took place in June, July and September in 2015 where each collection circle was swept for 10 minutes. Crane fly diversity was assessed and the 10 most species rich collection circles (hotspots) in both unmanaged and managed forests were compared. Species richness was higher in unmanaged hotspots, and species composition varied greatly between and within management regime. By dividing crane flies into habitat categories, it was apparent that hotspot circles had a higher average number of crane flies associated with wetland habitats compared to the rest of the collection circles despite management. Further, the average number of crane flies in unmanaged hotspots had more wetland species than in the managed hotspots. This could be due to a limited distribution of wetland habitats in the managed forest due to drainage, and/or differences in structural and biochemical properties such as dead wood, and pH in combination with soil moisture and different wetland characteristics between the managed and unmanaged forests.

Keywords: crane flies, forest management, unmanaged forest, habitat association, Denmark

¹ Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C.

* Email: daby@ign.ku.dk



hver cirkel primo juni, medio juli og primo september 2015. Indsamlingen blev foretaget i tørt vejr med tør bundvegetation i tidsrummet 08:00 - 17:00. Under indsamlingen blev stankelbenene sorteret fra og gemt i 70 % ethanol, og indsamlingsperiode samt punktets position blev noteret. Dette gav 373 prøver (to prøver manglede) som ved hjælp af stereolup (Leica M205 C) og identifikationsnøgle (Stubbs & Kramer 2016) blev artsbestemt. I særlige tilfælde blev fotografier og stregtegninger af hanlige hypopygier brugt som supplerende materiale til artsbestemmelsen (Podenas et al. 2006; Oosterbroek 2014).

Hotspots blev udvalgt som de 10 artsrigeste indsamlingscirkler fra både urørt og forstligt drevet skov. Data er analyseret på baggrund af komplette observationer, dvs. at der pga. to manglende prøver kun medtages 66 indsamlingscirkler fra urørt skov og 57 indsamlingscirkler fra drevet skov. Ligeledes er alle ubestemte arter udtaget fra analysen og figurerer ikke på artslisten (supplerende materiale). Boxplot med antal arter samt ordinationen af artssammensætningen er lavet i statistikprogrammet R (R Core Team 2013). Ordinationen af artssammensætningen er lavet i R med pakken 'vegan' og funktionen metaMDS (Oksanen et al. 2007), og er baseret på Bray-Curtis dissimilaritet for presence/absence data.

Stankelben blev inddelt i habitattilknytning efter Brindle (1960 & 1967), som er baseret på larvens morfologi, fangsthabitat og slægtsforhold. Antallet af arter pr. habitattype er udregnet som gennemsnittet af arter pr. indsamlingscirkel, som er tilknyttet det habitat. Arterne kan være tilknyttet flere forskellige habitater.

RESULTATER

I alt blev 4814 individer fordelt på 101 arter af stankelben fundet i undersøgelsen. Fire arter kunne konstateres som nye for Danmark: *Achyrolimonia decemmaculata* (Loew, 1873); *Dicranomyia lucida* de Meijere, 1918; *Gonomyia bifida* Tonnoir, 1912; og *Thaumastopectera calceata* Mik, 1866. Fundene er beskrevet i Byriell et al. (2016).

Hotspots

De 10 artsrigeste indsamlingscirkler var fordelt i urørte bevoksninger med henholdsvis 32, 27, 16, 15 og 14 arter fra Suserup; 18, 17, 14 og 13 arter fra Strødam; og 13 arter fra Nørreskov. Fra drevne bevoksninger var det henholdsvis 13, 13, 12, 12 og 12 fra Næsbyholm; 16, 13 og 12 arter fra Rådmandshave; og 13 og 12 arter fra Bredvigmosse.

Artsantallet for de 10 artsrigeste indsamlingscirkler var 60 i urørt skov og 48 i dre-

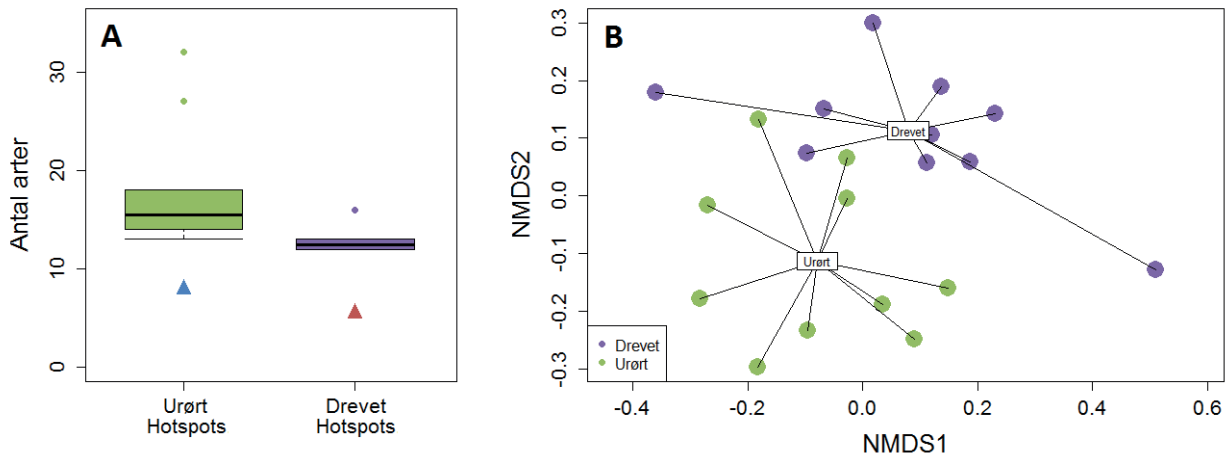
Foto 1. Den artsrigeste indsamlingscirkel (Suserup skov) med 32 arter af stankelben. *Lipsothrix errans* (øv. th.) blev fundet i punktet, og er tilknyttet dødt ved flydende på rent vand. Foto: David B. Byriell.

Photo 1. The most species-rich collection circle (Suserup forest) with 32 species of crane flies. *Lipsothrix errans* (top right) was found in the circle. The species is associated with dead wood partly submerged in water. Photo: David B. Byriell

vet skov med markant flere arter pr. indsamlingscirkel i urørt skov (Figur 1A). I alt blev der fundet 78 arter i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler i både urørt og forstligt drevet skov. 16 unikke arter blev fundet blandt de 10 artsrigeste cirkler i urørt og drevet skov med 10 af arterne fundet i Suserup. Artssammensætningen i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler var signifikant forskellig mellem urørt og forstligt drevet skov (PERMANOVA: $F = 2.92$, $df = 1$, $P = 0.003$), men artssammensætningen varierede generelt meget inden for driftstyperne (Figur 1B).

Habitattilknytning

De 10 artsrigeste indsamlingscirkler i både urørt og drevet skov havde generelt flest arter for alle habitattyperne, med undtagelse af habitaterne førne og agerjord.



Specielt var antallet af arter højere for de våde habitater som fugtig jord, våd jord (grundvandspejlet tæt på jordoverfladen), vandmættet jord (grundvandspejlet over jordoverfladen) og riparisk (marginale zoner ved åer, kilder og søer) i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler i både urørt og drevet skov i forhold til de resterende indsamlingscirkler (Fig. 2). I de 10 artsrigeste urørte indsamlingscirkler var der markant flere arter tilknyttet våd jord, ripariske habitater og vandmættet jord end i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler i drevet skov (Fig. 2).

Ekstremt rige habitater

To indsamlingscirkler fra Suserup skov (urørt) var særdeles artsrige med 32 og 27 arter (Fig. 1A - outliers ●). Begge indsamlingscirkler havde et kildevæld, hvor jorden var delvist vandmættet. Punktet med 32 arter var forholdsvis lysåbent (50% kronedække målt med densiometer) og havde en høj diversitet af karplanter. Punktet med 27 arter var mindre lysåbent (85% kronedække) og havde en lav diversitet af planter. Begge cirkler indeholdte store mængder af dødt ved i forskellige nedbrydningssta-

dier, og var placeret inden for 50 meter af Tystrup sø.

DISKUSSION

Artsantallet i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler var markant højere i urørt skov sammenlignet med drevet skov. Dette var i høj grad præget af Suserup og Strødam, som begge er gamle bevoksninger med forskellige typer af vådområder som mose, sø og vandløb. Tilsvarende bar de mest artsrige drevne bevoksninger, Bredvigmoose og Rådmandshave, præget af sumpskov med flere vådområder, hvorimod tre af fire artsrige indsamlingscirkler i Næsbyholm

lå i kanten af skov og nyligt renafdrevene områder med fugtig jord og et højt dække af bundvegetation.

Tilknytningen af stankelbenarter til vådhabitater i urørt og forstligt drevet skov var højere i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler. Dette sammen med ovenstående tyder på, at jordfugt samt tilstedeværelsen af vådområder har stor betydning for stankelbens artsrigdom i skov, hvilket også i nogen grad er beskrevet i litteraturen (Pritchard 1983). Dog forklarer det ikke, hvorfor der i urørte hotspots var flere arter end i drevne hotspots.

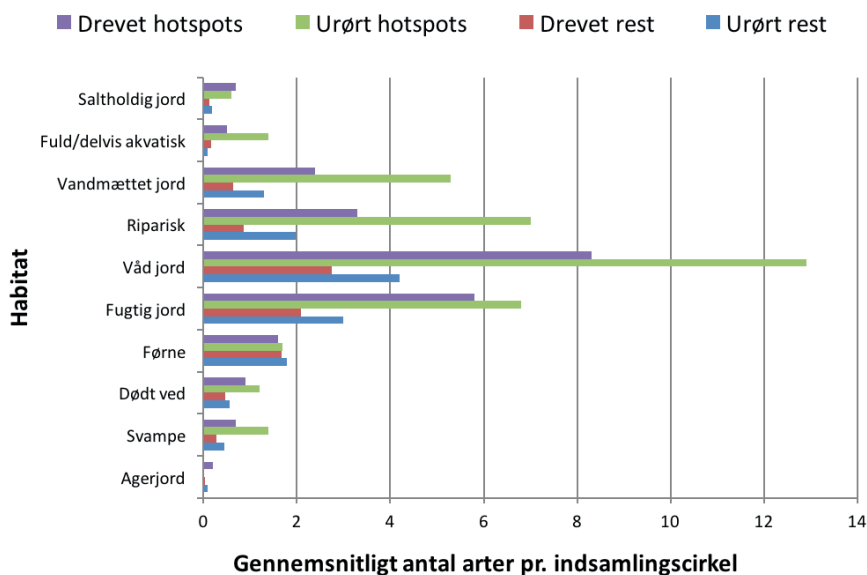


Figure 2. Stankelbens habitattilknytning. Gennemsnitligt artsantal pr. indsamlingscirkel i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler (hotspots) samt de resterende indsamlingscirkler (rest) i urørt og forstligt drevet skov. Én art kan være tilknyttet flere habitater.

Figure 2. Crane fly habitat association. Average no. of species in the 10 most species-rich collection circles in unmanaged (green) and managed forest (purple), and the remaining collection circles in unmanaged (blue) and managed forest (red). Habitat categories from the top: 1) Haline, 2) Semi-aquatic/aquatic, 3) Saturated soil, 4) Riparian zone, 5) Marsh soil, 6) Damp soil, 7) Wood detritus, 8) Decayed wood, 9) Fungi, 10) Pasture soil. Species can be associated to more than one habitat.

En forklaring kan være, at de forstligt drevne bevoksninger er drænet gennem en længere periode og muligvis også udvalgt på baggrund af bevoksningens egnethed som produktionsskov, dvs. få vådområder og få besværlige strukturer. Dette understøttes bl.a. af optegnelser over grøfter i de forskellige bevoksninger, hvor der i de forstligt drevne bevoksninger er gravet flere grøfter. Jordfugtighed (målt med theta-probe) var højere i urørte bevoksninger sammenlignet med forstligt drevne bevoksninger (data ikke vist). Det var ikke muligt at måle dækningsgrad eller type af vådområder mellem de forskellige driftstyper. Dog indbefattede de to artsrigeste indsamlingscirkler i Suserup (urørt) unik-

ke habitater, som i nogen grad har påvirket den gennemsnitlige habitattilknytning i de urørte hotspots.

En anden forklaring kan være, at biokemiske og strukturelle faktorer i urørt skov som dødt ved, jordbundsforhold og

trædiversitet påvirker artsrigdommen af stankelben positivt. Dette fremgår ikke ud fra den gennemsnitlige habitattilknytning, men ser man på antallet af forskellige arter tilknyttet dødt ved i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler, er artsantallet 8 for urørt skov og 4 for drevet skov. Denne forskel er

Foto 2. Den næst artsrigeste indsamlingscirkel (Suserup skov) med 27 arter af stankelben. Arter fra slægten *Molophilus* (øv. th.) er kun få mm lange. Her ses *Molophilus bifidus*, som er tilknyttet kalkholdige vådområder i skov. Arten er rødlistet i Finland. Foto: David B. Byriel.

Photo 2. The second most species-rich collection circle (Suserup forest) with 27 species of crane flies. Species from the genus *Molophilus* (top right) are only a few millimeters long. *Molophilus bifidus* (top right) is associated with calcareous wetland areas in forest. The species is red-listed in Finland. Photo: David B. Byriel



bl.a. drevet af slægten *Lipsothrix* med 3 forskellige artsfund fra Suserup og Strødam. *Lipsothrix* er interessant, da larverne er tilknyttet dødt ved tildækket med vand. To artsfund fra dette studie, *Lipsothrix ecucullata* og *Lipsothrix errans*, indgår som prioritetsarter i Storbritanniens Biodiversity Action Plan.

Sammenligner man pH-værdien i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler i urørt og drevet skov med de resterende punkter, finder man en højere median værdi i de 10 artsrigeste indsamlingscirkler i urørt og drevet skov (data ikke vist). Det er muligt at pH-værdien påvirker artsrigdommen af stankelben, som det også ses hos snegle i forbindelse med høj jordfugtighed (Martin & Sommer 2004). Da mange arter af stankelben er saprotrofe, og en høj pH-værdi indikerer humificering af organisk materiale, er det muligt at mængden og kvaliteten af organisk materiale i jorden samt fugt kan påvirke artsrigdommen af stankelben.

KONKLUSION

Fugtig jord og vådhabitater påvirker positivt artsrigdommen af stankelben i skov. Dette er gældende for vådhabitater som skovsump, søer og især kildevæld, der selv i små bevoksninger kan understøtte bevarelsesværdige arter. Strukturelle og biokemiske faktorer som dødt ved og pH-værdi kan yderligere påvirke artsrigdommen i våde habitater ved at danne anderledes og unikke nicher. Baseret på resultaterne præsenteret i denne artikel anbefales det at etablere naturlig hydrologi i dele af de forstligt drevne skove og stoppe dræning, samt reetablere vådområder i biodiversitetsskove for at fremme artsdiversiteten af stankelben.

TAK

Tak til 15. Juni Fonden for støtte til dette projekt. Tak til Vivian Kvist Johannsen og Peter Friis Møller for igangsætning af projektet. Tak til Aslak Kappel Hansen og Mathias Just Justesen for hjælp med felt-

arbejde og kommentarer til manuskriptet. Tak til Duncan Sivell, Jaroslav Starý, John Kramer, Pjotr Oosterbroek og Walther Gritsch for hjælp med artsbestemmelse og tilsending af litteratur. En stor tak til Inger Kappel Schmidt for koordinering og planlægning af forsøgsdesign og Thomas Pape for kyndig vejledning som led i førsteforfatterens specialeprojekt.

CITERET LITTERATUR

- Brindle A (1960) The larvae and pupae of the British Tipulinae (Diptera: Tipulidae). Transactions of the Society for British Entomology 14 (Part III): 63-114.
- Brindle A (1967) The larvae and pupae of the British Cylindrotominae and Limoniinae (Diptera, Tipulidae). Transactions of the Society for British Entomology 17(7): 151-216.
- Byriell DB, Pape T, Hansen AK, Gritsch W, Sørensen LL & Justesen MJ (2016) Four new records of limoniid crane flies (Diptera: Limoniidae) from forests in East Denmark using a standardized sampling design. Entomologiske meddelelser, 84: 35-45.
- Frouz J (1999) Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74(1): 167-186.
- Martin K & Sommer M (2004) Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. Journal of Biogeography, 31(4): 531-545.
- Møller PF (2017) Biologisk mangfoldighed i naturskov - en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Projektets baggrund og formål. Flora og Fauna 123 (2-4).
- Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O'Hara B, Stevens MHH & Oksanen MJ (2007) The vegan package. Community ecology package, 10.
- Oosterbroek P (2014) Catalogue of the Craneflies of the World (Diptera, Tipuloidea: Pediciidae, Limoniidae, Cylindrotomidae, Tipulidae). Tilgængelig fra: <http://ccw.naturalis.nl/> (Besøgt 01 Februar 2016).
- Petersen FT & Meier R (2001) A preliminary list of the Diptera of Denmark. Steenstrupia, 26(2): 119-276.
- Podenas S, Geiger W, Haenni JP & Gonseth Y (2006) Limoniidae & Pediciidae of Switzerland. Fauna Helvetica, 14: 1-375.
- Pritchard G (1983) Biology of Tipulidae. Annual Review of Entomology, 28(1): 1-22.
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Tilgængelig fra: "<http://www.R-project.org/>".
- Sroka K & Finch OD (2006) Ground beetle diversity in ancient woodland remnants in north-western Germany (Coleoptera, Carabidae). Journal of Insect Conservation, 10(4): 335-350.
- Stubbs AE & Kramer J (2016) Key to the Tipulomorpha of Great Britain. A-J. I alt 141 pp. Tilgængelig fra: "<http://ccw.naturalis.nl/>" (Sidst opdateret d. 20 Jan 2017).
- Sørensen L (1997): [Appendix, Table V]. I: Møller PF (red) Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Rapport 1997/41. 6.1.06.2, pp 209.

<i>Achyrolimonia decemmaculata</i>	18 7	<i>Limonia macrostigma</i>	11 7	<i>Phylidorea fulvonervosa</i>	8 15
<i>Adelphomyia punctum</i>	1 0	<i>Limonia nubeculosa</i>	260 92	<i>Phylidorea longicornis</i>	0 2
<i>Atypophthalmus inustus</i>	52 14	<i>Limonia phragmitidis</i>	45 78	<i>Pilaria decolor</i>	1 0
<i>Austrolimnophila ochracea</i>	946 546	<i>Limonia trivittata</i>	76 419	<i>Pilaria discicollis</i>	16 5
<i>Cheilotrichia cinerascens</i>	0 1	<i>Lipsothrix ecucullata</i>	1 0	<i>Pilaria fuscipennis</i>	13 1
<i>Dicranomyia chorea</i>	0 2	<i>Lipsothrix errans</i>	4 0	<i>Pilaria nigropunctata</i>	1 0
<i>Dicranomyia distendens</i>	0 1	<i>Lipsothrix remota</i>	5 0	<i>Pseudolimnophila lucorum</i>	9 5
<i>Dicranomyia lucida</i>	4 0	<i>Metalimnobia quadrimaculata</i>	6 0	<i>Pseudolimnophila sepium</i>	95 6
<i>Dicranomyia lutea</i>	0 3	<i>Metalimnobia quadrinotata</i>	3 9	<i>Rhipidia maculata</i>	3 5
<i>Dicranomyia mitis</i>	2 1	<i>Molophilus appendiculatus</i>	94 37	<i>Rhipidia uniseriata</i>	3 1
<i>Dicranomyia modesta</i>	18 91	<i>Molophilus bifidus</i>	8 1	<i>Symplecta hybrida</i>	0 2
<i>Dicranophragma minusculum</i>	20 1	<i>Molophilus cinereifrons</i>	3 0	<i>Symplecta stictica</i>	7 15
<i>Dicranophragma nemorale</i>	30 0	<i>Molophilus corniger</i>	16 0	<i>Thaumastoptera calceata</i>	12 0
<i>Dicranophragma type1</i>	69 27	<i>Molophilus crassipygus</i>	2 0	<i>Tipula acutipula luna</i>	3 2
<i>Dicranota bimaculata</i>	0 3	<i>Molophilus griseus</i>	0 1	<i>Tipula cava</i>	0 1
<i>Dictenidia bimaculata</i>	5 0	<i>Molophilus lackschewitzianus</i>	1 3	<i>Tipula couckeii</i>	1 12
<i>Diogma glabrata</i>	0 10	<i>Molophilus medius</i>	10 0	<i>Tipula fascipennis</i>	23 21
<i>Dolichozeza albipes</i>	1 0	<i>Molophilus ochraceus</i>	1 0	<i>Tipula fulvipennis</i>	16 14
<i>Ellipteroides lateralis</i>	60 0	<i>Molophilus serpentiger</i>	9 1	<i>Tipula irrorata</i>	0 11
<i>Eloeophila maculata</i>	10 3	<i>Neolimnomyia batava</i>	3 0	<i>Tipula laetabilis</i>	0 1
<i>Epiphragma ocellare</i>	56 32	<i>Neolimonia dumetorum</i>	459 167	<i>Tipula maxima</i>	1 0
<i>Erioptera flavata</i>	1 0	<i>Nephrotoma analis</i>	1 0	<i>Tipula montium</i>	1 4
<i>Erioptera griseipennis</i>	2 0	<i>Nephrotoma appendiculata</i>	0 2	<i>Tipula nubeculosa</i>	0 2
<i>Erioptera lutea</i>	2 1	<i>Nephrotoma dorsalis</i>	1 1	<i>Tipula oleracea</i>	0 1
<i>Erioptera sordida</i>	0 1	<i>Nephrotoma flavescens</i>	0 2	<i>Tipula pabulina</i>	2 1
<i>Euphylidorea dispar</i>	3 0	<i>Nephrotoma quadrifaria</i>	9 3	<i>Tipula paludosa</i>	8 4
<i>Euphylidorea lineola</i>	0 1	<i>Nephrotoma quadristriata</i>	1 0	<i>Tipula scripta</i>	8 9
<i>Gonomyia bifida</i>	5 7	<i>Numantia fusca</i>	4 5	<i>Tipula submarmorata</i>	0 1
<i>Gonomyia recta</i>	3 0	<i>Ormosia nodulosa</i>	79 36	<i>Tipula truncorum</i>	0 1
<i>Helius flavus</i>	2 4	<i>Ormosia staegeriana</i>	1 0	<i>Tipula unca</i>	22 7
<i>Helius longirostris</i>	6 2	<i>Paradelphomyia fuscata</i>	9 0	<i>Tipula variicornis</i>	1 0
<i>Ilisia maculata</i>	1 1	<i>Paradelphomyia senilis</i>	27 1	<i>Tricyphona immaculata</i>	9 3
<i>Ilisiaoccoecata</i>	12 7	<i>Pedicia rivosa</i>	6 0	<i>Ula mollissima</i>	13 8
<i>Limonia flavipes</i>	71 5	<i>Phylidorea ferruginea</i>	4 4		

Supplerende materiale. Artsliste (2015). Antal individer i henholdsvis urørt skov (tv) og forstligt drevet skov (th).



Jydske Naturhistoriske Forening
ETABLERET 2011

Kommende arrangementer

Foreløbig oversigt for vinteren og foråret 2018

Onsdag 22. november kl. 19.30: *Rejsen til verdens ende – 10.000 km. sejltur blandt pingviner, albatrosser, havfugle og sæler fra New Zealand over Sydhavet og Ross-havet til Antarktis.* Biolog Hans-Erik Jensen

Tirsdag 23. januar: *Rejseforedrag om naturforholdene i Ecuador.* Seniorbiolog Peter Wind

Tirsdag 20. februar: *Foredrag om Lægeurternes historie.* Biolog Anne Murmann.

Tirsdag 20. marts: *Rejseforedrag om naturforholdene i Costa Rica.* Biolog Hans Erik Jensen.

Onsdag 30. maj: *Ekskursion til orkidéparadiset Trelde Næs.* Nærmere oplysninger om tid og sted følger i de kommende nyhedsbreve.

Temadag 2018: Den årlige temadag i 2018 har titlen 'Fremtidens naturforvaltning og naturfredning'. Temadagen afholdes lørdag 17. marts 2018 kl. 13-18 på Naturhistorisk Museum i Århus med efterfølgende fællesspisning. Deltagelse i selve temadagen er gratis, mens der skal betales for deltagelse i fællesspisningen. Nærmere besked udsendes, når alle aftaler med foredragsholdere og alle de praktiske gøremål er faldet på plads.

Følg i øvrigt med i nyheder fra foreningen på Facebook på "Jydske Naturhistoriske Forening".





123. ÅRGANG
HÆFTE 2-4

November 2017

FLORA & FAUNA

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

Formand:
Inga Kofoed Andersen. E-mail: inkoan@yahoo.dk

Årskontingentet er på 230 kr. for ordinære medlemmer, 255 kr. for institutioner, 280 kr. for udenlandske medlemmer. Studerende: 100 kr.

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

Tryk: AKAPRINT A/S, Tilst, ISSN 0015-3818

Forsidefotos: Naturhistorisk Museum Aarhus, Marianne Graversen
Foto side 119: Naturhistorisk Museum Aarhus, Marianne Graversen
Vignettegning på omslagets inderside: Søren Kappel Schmidt

Bagsidefoto:
Kronhjort. Foto: Bente Fyrstenberg Nedergaard

Redaktion:
Jens Reddersen (ansv. redaktør samt botanisk redaktør),
tlf. 9133 4740 E-mail: jens.reddersen@vip.cybercity.dk

Thomas Secher Jensen (zoologisk redaktør)
E-mail: tsj@nathist.dk

Søren Kappel Schmidt (layout & teknik),
E-mail: medialab@fiberpost.dk

Bente Fyrstenberg Nedergaard (foto, korrektur, mm.)

Webmaster:
Bente Fyrstenberg Nedergaard

Bestyrelse:
Inga Kofoed Andersen (formand), Amdi Nedergaard (næstformand),
Peter Wind (kasserer), Henrik Sell (sekretær), Per Egge Rasmussen,
Ole F. Jensen, Hans Erik Jensen, Niels Andersen (suppleant).