

863

Miljøhensyn i skog

Relativ betydning av naturreservater, nøkkelbiotoper, livsløpstrær og kantsoner

NINA Rapport

Egil Bendiksen
Anne Sverdrup-Thygeson
Erling Bergsaker
Karl-Henrik Larsson
Tone Birkemoe



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Miljøhensyn i skog

Relativ betydning av naturreservater, nøkkelbiotoper,
livsløpstrær og kantsoner

Egil Bendiksen
Anne Sverdrup-Thygeson
Erling Bergsaker
Karl-Henrik Larsson
Tone Birkemoe



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet



NORSKOG

Norsk institutt for naturforskning

Bendiksen, E., Sverdrup-Thygeson, A., Bergsaker, E., Larsson, K.-H. & Birkemoe, T. 2014. Miljøhensyn i skog. Relativ betydning av naturreservater, nøkkelbiotoper, livsløpstrær og kantsoner. - NINA Rapport 863. 115 s.

Oslo, mai 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2458-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Egil Bendiksen

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

BIDRAGSYTER(E)

Norges forskningsråd, Natur og Næring (prosjekt 173927) og Skogtiltaksfondet

KONTAKTPERSON(ER) HOS BIDRAGSYTER

Olav Gislerud, Petter Nilsen

FORSIDEBILDE

Slutthogsthensyn i form av gjensatt tregruppe i ett av studieområdene, Oslo, Nordmarka, Kamphaugåsen N, foto: AST

NØKKEWORD

Norge, Vestskogen, Østmarka, Nordmarka, Hadelandsåsen, vedboende sopp, biller, skogbehandling, gammelskog, fragmentering, rødliste, vedlevende, naturreservat, kantsone, slutt-hogsthensyn, evighetstrær, nøkkelbiotop, MiS (miljøregistrering i skog), naturtypelokalitet

KEY WORDS

Norway, wood-inhabiting fungi, beetles, forest management, old forest, old-growth, fragmentation, red list, saproxylic, nature reserve, margin zone, retention patch, woodland key habitat, forest environmental inventories, nature type locality

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkellgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

www.nina.no

Sammendrag

Bendiksen, E., Sverdrup-Thygeson, A., Bergsaker, E., Larsson, K.-H. & Birkemoe, T. 2014. Miljøhensyn i skog. Relativ betydning av naturreservater, nøkkelbiotoper, livsløpstrær og kantsoner. - NINA Rapport 863. 115 s.

Rapporten presenterer resultater fra et samarbeidsprosjekt mellom NINA og NORSKOG. Vi har sammenliknet samme type død ved i de tre forvaltningskategoriene naturreservat, nøkkelbiotop og slutthogsthensyn (kantsoner og gjensatte grupper av livsløpstrær), og sett på artsantall og -sammensetning av både biller i nydød osp og sopp på granlæger. Undersøkelsen er foretatt i fire ulike landskaper i Sørøst-Norge, nær Oslo, i sør- til mellomboreal sone. Gran er dominerende treslag, og alle stokkene har vært valgt ut fra blåbær- eller småbregneskog.

For insektsundersøkelsen, som ble utført i tre av landskapene, ble det felt ferske ospetrær, kappet i lengder på 1 meter. De ble plassert ut stående og parvis med 1,5 meters mellomrom, ett par per prøveflate. Alle tre arealavsetningskategorier ble studert i tre landskap, med 24 stokkpar i hvert av dem, 72 stokkpar totalt. En vindusfelle ble festet til hver stokk. Med to stokker var det mulig å sammenlikne billemangfoldet som ble tiltrukket av stokkene med det som faktisk ble produsert i stokkene. For å få til dette ble en av stokkene tildekket med et nett annethvert år, etter at begge var åpne for kolonisering i år 1. Vindusfellen hang inne i nettet og fanget insekter som klekket fra stammen.

Av vedlevende billearter som inngår i analysen her, ble det registrert 345 arter med til sammen 13208 individer, av 573 arter fanget totalt. Mange arter ble funnet i lave antall; 60 vedlevende arter (17 % av alle vedlevende arter) kun med ett individ. Den vanligste arten, kortvingen *Haploglossa villosula*, forekom med 775 individer (6 % av alle vedlevende individer). 154 av de vedlevende artene er tilknyttet osp i større eller mindre grad, mens 11 har osp som eneste eller foretrukne treslag. Til sammen 21 arter er truet eller nær truet.

Både vanlige og rødlistede biller som er tilpasset å leve i nydød osp, syntes langt på vei å kunne utnytte slikt substrat uavhengig av om det var lokalisert i et naturreservat, en nøkkelbiotop eller i et slutthogsthensyn. Biller som er spesialisert til å leve i nydød osp, ble fanget i lik artsrikdom i våre eksperimentstokker i alle tre kategoriene, mens de øvrige ospeassosierte billeartene hadde høyest artsrikdom i tilknytning til stokker som stod i nøkkelbiotopene. Slutthogsthensyn-stokkene tiltrakk seg det høyeste artsmangfold av vedlevende biller totalt, inkludert mange arter som ikke kan leve i våre eksperimentstokker. Dette indikerer at forekomst av tilstrekkelige mengder egnet dødved-substrat er viktigere enn hvor i landskapet det forekommer, for denne gruppen av biller og i våre studielandskap.

Vedboende sopp ble registrert på 390 granstokker, fem for hvert par av ospestokker. For to av landskapene ble alle de tre kategoriene undersøkt, mens for de to øvrige landskapene ble studert bare naturreservat og nøkkelbiotop. Til sammen ble det registrert 205 arter av vedboende sopp, fordelt på 30 poresopper, 169 barksopper og 8 corticoide heterobasidiomyceter. Hele 69 arter ble bare funnet én gang, mens fem arter hadde over hundre stokkforekomster. Totalt ble det observert 23 rødlistearter. Disse utgjorde 161 (5,9 %) av totalt 2745 stokkforekomster. I tillegg ble det undersøkt et antall granlæger i granplantasjer med ungsog, samt foretatt noen mer kvalitative studier i mer påvirket gammelskog. Svært få av disse stokkene hadde rødlisteartsforekomster.

For vedboende sopp på granlæger var det en tydelig kontrast i artsrikdom og antall rødlistearter mellom naturreservat og nøkkelbiotoper på den ene siden, og gjensatt tregruppe (oftest kantsoner langs myr) på den andre siden. Men også her er det viktige nyanser: Når kantsonene var brede og bestod av skog med naturskogskaraktér, syntes også den å fungere som levested for en rekke arter, inkludert visse rødlistede arter. Vi fant også en begrenset forskjell i artssammensetningen mellom de forskjellige forvaltningskategoriene. Det var imidlertid for både sopp og biller en større forskjell mellom de ulike landskapene.

Nytteeffekten av å avsette en arealenhet, enten det er som nøkkelbiotop, tregruppe, kantsone eller reservat, kan være høy for alle tre kategorier vurdert ut i fra de kriterier vi har målt i prosjektet og med oppfyllelse av ulike roller. Dersom man legger til grunn at den økonomiske kostnaden med å sette igjen virke er den samme for alle kategoriene, blir også det økonomiske tapet likt. Men dette er en forutsetning som ikke alltid holder. Den økonomiske verdien av å kunne høste en ekstra m^3 når en drift er planlagt og maskinene i er i felt (grensenytten), er større enn gjennomsnittsverdien pr m^3 for et større verneområde eller annet større areal som gjensettes. I virkeligheten kan derfor de minste avsetningene (gjensatte enkelttrær) antas å koste mer per m^3 enn de større (naturreservater). På den annen side kan småskala hensyn i større grad plasseres der de koster minst, slik at denne effekten kan reduseres.

Resultatene antyder altså at det er en viss valgfrihet i hvordan areal gjensettes, selv om de økologiske resultatene også understreker betydningen av større, dødvedrike områder i sluttet skog for vedboende sopp. Undersøkelsen understreker videre at nøkkelbiotopene har en viktig funksjon for å ivareta rødlistearter. Dette gjelder ikke bare signalarter som i mange tilfeller var registrert på forhånd, men også andre rødlistearter som ikke eller i liten grad kan kjønnnes makroskopisk, men som ble registrert i dette studiet. Soppenes eventuelle spredningsbegrensninger og nøkkelbiotopers og kantsoners mulige rolle i et spredningsnettverk sammen med naturreservater er diskutert.

Våre resultater viser også at betydningen av kantsonens bredde er vesentlig. Det vil derfor være gunstig både biologisk og økonomisk at kantsonene holder tilstrekkelig bredde, slik at de både kan huse tilstrekkelig av de riktige dødvedelementer på kort og lang sikt og at det til tross for liten størrelse gis rom for et visst gammelskogsmiljø på liten skala.

Ut fra resultatene og dagens kunnskap om vedboende sopp og billers biologi er det grunn til å tro at de tre kategoriene naturreservat, nøkkelbiotop og kantsone utfyller hverandre på en positiv måte, spesielt i behovet både for store og robuste leveområder og forekomsten av et nettverk som sikrer muligheten for rask spredning og nyetablering. Det er derfor all grunn til å videreføre dagens politikk med satsning på alle tre kategorier.

Egil Bendiksen, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo. E-post: egil.bendiksen@nina.no,
Anne Sverdrup-Thygeson og Tone Birkemoe, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Institutt for naturforvaltning, Postboks 5003, 1432 Ås. E-post: anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no; tone.birkemoe@nmbu.no,
Erling Bergsaker. Postboks 123, Lilleaker, 0216 Oslo. E-post: erling.bergsaker@norskog.no
Karl-Henrik Larsson, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo. E-post: k.h.larsson@nhm.uio.no

Abstract

Bendiksen, E., Sverdrup-Thygeson, A., Bergsaker, E., Larsson, K.-H. & Birkemoe, T. 2014. Conservation measures in forest. Relative significance of nature reserves, woodland key habitats and retention patches. - NINA Report 863. 115 p.

The report presents the results of a project in cooperation between the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) and The Norwegian Forest Owners' Association (NORSKOG). We have compared the same type of dead wood in the three conservation categories of nature reserve, woodland key habitat and retention patch (riparian margin zones and retention trees) and studied species number and species composition of both beetles in newly dead aspen logs and fungi on spruce logs. The study has taken place in four different landscapes in South East Norway, close to Oslo in the south and middle boreal zones. Spruce is the dominating tree species, and all of the logs have been selected from bilberry or small fern forest.

For the study of early-successional beetles associated with aspen, fresh aspen trees were cut into units of one meter in length. The wood units were transported out to the study sites and placed upright, spaced about one meter apart, one pair for each study plot. All the three categories of area-based conservation measures were studied in three landscapes, each of them with 24 pairs of logs, 72 all together. A flight interception trap was mounted on each wood unit. Using two logs for each plot it was possible to compare the diversity of beetles that were attracted by the logs with what was in fact produced in the logs. To manage this, one of the logs was covered by a net every second year after that both of them were open for colonization in the first year. The flight interception trap was hanging inside the net and caught insects which hatched from the log.

Of wood living beetles included in this analysis, 345 species were recorded with a total of 13208 individuals, of 573 species sampled totally. Many species were sampled in low numbers; 60 wood-inhabiting species (17 % of all the wood-inhabiting species totally) were recorded with only one individual. The commonest species, the rove beetle *Haploglossa villosula*, occurred with 775 individuals (6 % of all wood-inhabiting individuals). 154 of the wood-inhabiting species are associated with aspen to some degree, whereas 11 have aspen as the only or preferred tree species. Altogether, 21 species are threatened or near threatened.

Both common and red-listed beetles which are adapted to live in newly dead aspen seemed to a large degree to be able to use such a substrate independently of whether it was localized in a nature reserve, a woodland key habitat or in a retention patch. Beetles specialized to live in newly dead aspen were sampled in about the same number in our experimental logs in all of the three categories, whereas the other aspen-associated beetle species had their highest species number for logs standing in the woodland key habitats. The retention patch logs attracted the highest diversity of wood-inhabiting beetles totally, including many species which cannot live in our experimental logs. This indicates that the occurrence of sufficient amounts of suitable substrate of dead wood is more important than where in the landscape it occurs for this group of beetles in our studied landscapes.

Wood-inhabiting fungi were recorded on 390 spruce logs, five for each pair of aspen logs. For two of the landscapes all of the three categories were studied, whereas for the two other landscapes only nature reserve and woodland key habitat were studied. Altogether, 205 species of wood-inhabiting fungi were recorded; 30 polypores, 169 corticiaceous fungi and 8 corticioid heterobasidiomycetes. As many as 69 species were only found once, whereas five species were found on more than 100 logs. Totally, 23 red-listed species were found. They constituted 162 (5.9 %) of a total of 2745 log occurrences. A number of spruce logs were studied from spruce plantations in young forests and some qualitative studies were performed in old forests more influenced by forestry. Very few of these logs had occurrences of red-listed species.

In contrast to beetles wood-inhabiting fungi on spruce logs exhibited a distinct contrast in total species number and number of red-listed species between nature reserves and woodland key habitats on the one side and retention patches on the other side. The latter category is most often in the form of margin zones along mires. However, also for fungi, there is some variation: In cases when the margin zones were broad and consisted of forest with the character of nature forest, also this type seemed to function as a habitat for numerous species, included some red listed species. We also found a modest difference between the different conservation categories. However, both beetles and fungi showed greater difference between the different landscapes.

The utility effect of setting aside an area, either as nature reserve, woodland key habitat, or retention patch, is high and complimentary for all of the three categories, evaluated from the criteria we have measured in the project. Given that the economic cost of setting aside trees is the same for all categories, the economic loss also becomes the same. But this prerequisite is not always true, and in reality, separate trees which are set aside, probably cost more per m³ than the same amount of trees in forest reserves. Anyway, small scale considerations may to a larger degree become localized where they have the least cost, so that this effect can be reduced.

The results also indicate that there is some degree of freedom of choice as to how area should be set aside, even though the ecological results also stress the significance of larger areas rich in dead wood in closed forest for wood-inhabiting fungi. The study further stresses that the woodland key biotopes have an important function to conserve red-list species. This does not only refer to signal species which in many cases have been recorded beforehand, but also to other red-listed species which cannot or only with difficulty can be identified macroscopically, but which were recorded in this study. Possible dispersal limitations of fungi and possible roles of woodland key habitats and retention patches in a dispersal network are discussed.

Our results also show the significance of the width of the margin zone. Therefore, it will be favourable both with respect to biology and economy that the margin zones have sufficient width, so that they can house sufficient amounts of the right elements of dead wood in a short and long term perspective, and that they despite of small size may retain some kind of old forest environment on a small scale.

From the results and current knowledge about the biology of wood-inhabiting fungi and beetles, it is reason to believe that the three categories of nature reserves, woodland key habitats and margin zone complement each other in a positive way, especially with respect to the need both for large and robust conservation areas and the occurrence of a network, which ensure the possibility for rapid dispersal and establishment. There is therefore every reason to continue current policies with an emphasis on all three categories of conservation measures.

Egil Bendiksen, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo, Norway. E-post:

egil.bendiksen@nina.no,

Anne Sverdrup-Thygeson and Tone Birkemoe, Norwegian University of Life Sciences, Department of Ecology and Natural Resource Management, P.O.Box 5003, NO-1432 Aas, Norway. E-post: anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no; tone.birkemoe@nmbu.no,

Erling Bergsaker. P.O. Box 123, Lilleaker, NO-0216 Oslo. E-post:

erling.bergsaker@norskog.no

Karl-Henrik Larsson, Natural History Museum, P.O. Box 1172 Blindern, NO-0318 Oslo, Norway. E-post: k.h.larsson@nhm.uio.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Materiale og metoder	15
2.1 Studieområdene	15
2.2 Ospeeksperiment – vedlevende biller	16
2.3 Studiet av vedboende sopp på gran.....	20
3 Biller i nydød osp	23
3.1 Resultater.....	23
3.2 Diskusjon	29
4 Vedboende sopp på granlæger.....	32
4.1 Resultater.....	32
4.2 Diskusjon	38
4.3 Interessante arter.....	45
5 Økonomiske analyser	53
6 Oppsummerende diskusjon og konklusjon	55
7 Referanser	58
VEDLEGG 1: Fullstendig artsliste for insekter.....	66
VEDLEGG 2: Fullstendig artstabell sopp	77
VEDLEGG 3: Økologiske variable for granstokkene.....	84
VEDLEGG 4: Økologiske egenskaper ved soppartene	97
VEDLEGG 5: Stokktetthet, analyserte granstokker (sopp).....	115

Forord

Denne rapporten er sluttrapportering for Forskningsrådsprosjektet «Hverdagshensyn eller reservater? Relativ betydning for biologisk mangfold av skogbrukets Levende Skog-hensyn, i forhold til betydningen av vernede skogområder» (prosjektnr. 173927).

Prosjektet er et resultat av et samarbeid mellom NORSKOG, som har hatt det administrative ansvaret, og NINA som har vært faglig ansvarlig ved seniorforsker Anne Sverdrup-Thygeson. Ettersom fagansvarlig byttet arbeidssted til Institutt for naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelig universitet (NMBU) før prosjektslutt, ble også denne institusjonen involvert i prosjektets slutfase. Prosjektet har blitt finansiert av Norges Forskningsråd, Skogtiltaksfondet, Skattefunn samt en betydelig egeninnsats i NORSKOG, NINA og INA. En mer populær versjon av resultatene er gitt hos Sverdrup-Thygeson et al. (2014a).

Bakgrunnen for prosjektet var at til tross for at skogprodukter i utgangspunktet kan betraktes som miljøvennlige produkter, i kraft av sin basis i den fornybare ressurs trevirke, stilles det jevnlig spørsmål ved om selve produksjonen i form av skogbehandling og avvirkning drives miljøvennlig. Kan ikke dette dokumenteres, vil det norske skogbruket ikke kunne utnytte potensialet som ligger i å tilby et miljøvennlig produkt basert på et fornybart råstoff. Med dette prosjektet ønsket vi å bidra til mer kunnskap når det gjelder spørsmålene om hvordan skogbrukets bevaringstiltak fungerer for bevaring av biologisk mangfold, og sammenlikne dette med funksjonen til vernede områder for tilsvarende deler av det biologiske mangfoldet.

Mer konkret ønsket vi å undersøke i hvilken grad ulike artsgrupper i skog klarer å utnytte de tilgjengelige levesteder i form av død ved som finnes på de "øyene" som nøkkelbiotoper, livsløpstrær og kantsoner utgjør i den drevne skogen, og sammenlikne biomangfoldet i slike «habitatøyer» med større, sammenhengende områder med vernet skog. Målsetningen var å belyse i hvilken grad de rødlistede artenes tilbakegang / begrensede utbredelse i skog i dag skyldes problemer knyttet til spredning / etablering, eller om problemet er at artene ikke får oppfylt sine økologiske krav utenfor store restbiotoper med naturskog der artenes miljøkrav kan opprettholdes over lang tid. Kombinert med økonomiske analyser av kostnadene ved gjennomføringen av de ulike tiltakene knyttet til miljøhensyn i skogbruket og avsetting av naturreservater, var hensikten å gi norsk skogbruk og skogforvaltning et bedre grunnlag for å rette innsatsen dit det monner mest og koster minst.

I prosjektet har vi også gjennomført en meget vellykket fennoskandisk workshop: "Effects of forestry on saproxylic insects and fungi", 9.-11. juni 2008 med entusiastiske forskere, PhD-studenter og skogforvaltere fra Finland, Sverige og Norge.

For å gjennomføre prosjektet har vi vært avhengige av å samarbeide med en rekke grunneiere i Østlandsområdet. Vi er svært takknemlige for at både Oslo Kommuneskoger, Losby Bruk ANS, Løvenskiold-Vækerø AS, Selvik Bruk AS, Gran Almenning og Mathiesen-Eidvold Værk ANS velvillig har stilt sine arealer til disposisjon for prosjektet. Vi er også takknemlige for å ha fått dispensasjon fra vernebestemmelse i de aktuelle reservatene fra Fylkesmennenes miljøvernafdelinger, slik at vi har kunnet samle arter også i reservatene, der det var påkrevet for sikker artsidentifikasjon.

En rekke personer takkes for å ha bidratt med feltassistanse og annet arbeid underveis: Anne-Marit Bendiksen (nå: Anne-Marit Karhu), Aage Bråten, Kjell Erik Hansen, Tom Helliik Hofton, Erik Juell, Harald Kvam, Sindre Ligaard, Knut Narvestad, Leif Ryvarden og Espen Wandaas.

Oslo, mai 2014,

Anne Sverdrup-Thygeson
Prosjektleder

1 Innledning

Skogprodukter – fornybare ressurser i hard markeds konkurranse

Skogprodukter er generelt i markeds konkurranse med produkter basert på helt andre råstoffbaser, som stål, aluminium og betong i bygg og konstruksjonssammenheng og oljebaserte produkter som plast i emballasjesammenheng. Skogprodukter blir gjerne markedsført som miljøvennlige produkter i kraft av sin basis i den fornybare ressurs trevirke. Substituttproduktene er alle basert på ikke fornybare råstoffkilder.

Skogproduktene har med en økende miljøbevissthet i samfunnet potensial for å øke sine markedsandeler, men har i stedet de siste år suksessivt tapt markedsandeler. Treforbruket pr. capita har i Norge vist en negativ utvikling. Det er ikke lenger tilstrekkelig å henvise til trevirke som en fornybar og dermed miljøvennlig ressurs. Det stilles stadig spørsmål ved om selve produksjonen i form av skogbehandling og avvirkning drives miljøvennlig. Kan ikke dette dokumenteres, vil det norske skogbruket ikke kunne utnytte potensialet som ligger i å tilby et miljøvennlig produkt basert på et fornybart råstoff.

Norsk skogbruk konkurrerer ikke bare med alternative produkttyper, men også med trevirke fra andre himmelstrøk, produsert under andre forvaltningsregimer. Det er vesentlig for norsk skogbruk at deres produkter ikke velges bort i markedet til fordel for treprodukter produsert av trevirke fra konkurrentland, med begrunnelse i at deres skogbruk er mer bærekraftig enn det norske. Skal norsk skogbruk kunne hevde seg i denne konkurransen i fremtiden, må vi ha en kostnadseffektiv strategi for å sikre en bærekraftig skogproduksjon i Norge, samtidig som strategiens forutsetninger om bærekraftighet må kunne dokumenteres forskningsmessig. Vi har i Norge etablert en strategi for dette, basert på miljøsertifisering av skogbruksaktiviteten og et visst omfang av naturreservater. Om denne strategien faktisk gir de effekter vi ønsker eller om den representerer den mest kostnadseffektive løsning, er i liten grad dokumentert.

Hvor godt treffer skogbrukets miljøtiltak?

Vi vet for lite om betydningen av hensynene som tas i skogbrukets miljøstandard i forhold til betydningen av vern. I en fellesnordisk rapport skriver Vatn et al. (2005):

”Når det gjelder spørsmålet om verneformer, er det manglende kunnskap med hensyn til hva som er en fornuftig kombinasjon av 'lettere' skjøtselsbasert vern (f.eks. Levende Skog), mer omfattende skjøtselsreguleringer samt absolutt vern. Vi har i dag ikke god nok økologisk kunnskap for å vurdere hvilke løsninger som bør prioriteres eventuelt hvilken kombinasjon av disse som er mest fornuftig. I dette ligger både manglende innsikt i det biologiske mangfoldets faktiske fordeling og dynamikk i tid og rom samt mangelfull kunnskap om konsekvensene av ulike driftsopplegg og bevaringstiltak.”

Vårt prosjekt ønsker å bidra til mer kunnskap når det gjelder spørsmålene om hvordan skogbrukets bevaringstiltak fungerer for bevaring av biologisk mangfold, og sammenlikne dette med funksjonen til vernede områder for tilsvarende deler av det biologiske mangfoldet. Vi har i vårt arbeid brukt slutthogsthensyn som felles term om kantsoner (mot myr, vassdrag) og livsløps-trær i form av gjensatte tregrupper (også kalt «evighetstrær»), tilsvarende det som på engelsk kalles «retention». Kantsoner mot myr utgjør de aller fleste av våre prøveflater innenfor denne kategorien, og kantsoner er derfor i stor grad brukt synonymt med slutthogsthensyn i følgende tekst.

En del kunnskap om enkelttiltakenes effekter har vi: Et tidligere studium (Sverdrup-Thygeson et al. 2005) har tatt for seg hvilke endringer som har funnet sted på hogstflatene som følge av innføringen av miljøstandarden Levende Skog, og dokumenterer at det har skjedd tydelige forbedringer blant annet med hensyn til antall livsløps-trær som settes igjen. Andre studier har vist at slutthogsthensyn i form av livsløps-trær har en klar betydning for rødlistede biller (Hyvärinen et al. 2006, Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002), for visse lavarter (Hazell & Gustafsson 1999) og endog for visse vedboende sopp (Junninen et al. 2007). Gjensetting av

livsløpstrær er også beregnet å være en meget kostnadseffektiv måte å øke mengden død ved i skogen på (Ranius et al. 2005). Svenske studier har også vist at områder som er gjensatt på hogstflatene (både kantsoner og øvrige såkalte "hensynsytor", dvs. treklynger, impedimentinnslag etc som unntas fra hogst) kan inneholde et stort antall rødlistearter (Persson & Gustafsson 2002). Økologiske effekter av gjensatte trær og arealer i form av slutthogsthensyn er oppsummert i Gustafsson et al. (2010), som konkluderer at slutthogsthensyn gir levesteder for en rekke forstyrrelses-tilpassede arter, at høyere volum ivaretar større diversitet, men at slike hensyn i liten grad kan tilfredsstille kravene til arter tilpasset gammel skog (Gustafsson et al. 2010). Fra Finland er vist av Ylisirniö et al. (2012) at «naturvernbranding» (prescribed burning) i drevet skog (som tilfører store mengder død ved), alternative hogstformer til flatehogst og forlenget omløpstid er positivt for artsdiversitet inkludert rødlistearter av poresopp.

Nøkkelibiotoper er et annet viktig miljøtiltak i det fennoskandiske skogbruket (Timonen et al. 2010), og er ment å ivareta blant annet arter som stiller større krav til stabilt lokalklima og kontinuitet. Effekten av nøkkelibiotoper på artsmangfold har vist at utfallet varierer for forskjellige organismegrupper (Berg et al. 2002, Gustafsson 2000, Gustafsson et al. 1999, Gustafsson et al. 2004, Hottola & Siitonen 2008, Johansson & Gustafsson 2001, Junninen & Kouki 2006). For vedboende sopp finner man et høyere artsmangfold i nøkkelibiotoper enn i kulturskog, men lavere enn i naturskog (oppsummert i Junninen & Komonen 2011), mens for biller viser noen studier liten forskjell mellom nøkkelibiotoper og annen skog, mens andre finner slik forskjell (f.eks. Djupström et al. 2008, Sverdrup-Thygeson 2002). En annen utfordring er nøkkelibiotopenes begrensede størrelse (Aune et al. 2005) og effekt på sikt (Berglund & Jonsson 2005, Komonen et al. 2000).

Det finnes også en rekke studier som har kartlagt mangfoldet av kryptogamer (moser, sopp og lav) og noen få som har kartlagt insekter i vernede skogområder, med eller uten å sammenlikne med kulturskog (se oppsummering i Siitonen 2001, Stokland et al. 2012).

Derimot er det i liten grad publisert sammenliknende studier av artsmangfold av vedboende sopp eller insekter - de to største gruppene av rødlistede skogsarter - i naturreservater, nøkkelibiotoper og tilknyttet flerbrukshensyn i samme områder. Et unntak er Djupström et al. (2008), som så på artsrikdom av vedlevende biller i gran i reservat, nøkkelibiotoper, gammel kulturskog og hensynsytor (Djupström et al. 2008). Hun fant at nøkkelibiotopene hadde signifikant flere granassosierte billearter enn slutthogsthensynene og gammel kulturskog, og også flere rødlistede granassosierte biller enn slutthogsthensynene.

Flere slike felteksperimenter, tilsvarende det vi rapporterer her, er satt i gang de siste årene i Sverige og Finland. Dette var et av temaene på en workshop prosjektet arrangerte i 2008 (**Figur 1**). Gjennom sammenliknende data fra felteksperimenter kan vi få et grunnlag til å vurdere den relative betydningen av skogbrukets ulike miljøtiltak når det gjelder ivaretagelse av artsmangfold og rødlistede arter. Kombinert med økonomiske analyser av kostnadene ved gjennomføringen av de ulike tiltakene knyttet til miljøhensyn i skogbruket og avsetting av reservater, kan disse resultatene gi oss et bedre grunnlag for å rette innsatsen dit det monner mest og koster minst.

Kritiske faktorer for artsmangfoldet: spredningsbegrensning eller substratbegrensning?

Et tema innen skogbruk og miljøhensyn som er mye i fokus, er størrelse og romlig fordeling av nøkkelibiotopene, utvelgelseskriterier og arealandelen de bør utgjøre av produktiv skog. Mye av denne debatten har sitt utspring i en mer grunnleggende diskusjon i fagmiljøet om hvorvidt utfordringene for de rødlistede artene i skogen hovedsakelig er begrenset av *spredning* (dvs. at begrensninger i artenes spredningsevne gjør at de trenger områder med kontinuerlig tilgang på mye død ved innen en viss avstand for å klare seg) eller til *substrattilgang* (dvs. bare det er tilstrekkelig substrat til stede i landskapet, vil de rødlistede artene kunne utnytte det selv om det ligger spredt i kulturskogen). I Norden hadde dette utspring i bruken av indikatorarter, først og



Figur 1. Befaring i Vemmannsås naturreservat, Larvik, (Vestfold) under den fennoskandiske workshopen “Effects of forestry on saproxylic insects and fungi”, som ble arrangert i juni 2008 som et ledd i prosjektet. – Inspection of vemmannsås Nature Reserve, Larvik, Vestfold County during the Fennoscandian workshop “Effects of forestry on saproxylic insects and fungi”, that was arranged in June 2008 as part of the project. Foto/Photo: AS-T.

fremst vedboende sopp, med formål å identifisere de biologisk mest verdifulle gammelskogene (jf. bl.a. Karström 1992, Bredesen et al. 1993, 1994, 1997, Røsok 1998).

Hos Sverdrup-Thygeson et al. (2014c) gjennomgås dagens kunnskapsstatus om hvordan død ved på ulik skala i tid og rom påvirker artsmangfold og –sammensetning for ulike grupper vedboende organismer.

Mye av den internasjonale litteraturen vektlegger betydningen av kontinuitet, i form av store og/eller lite påvirkede skogområder for artsmangfoldet (se f.eks. Hottola 2009, Komonen et al. 2000, Penttilä 2004). På den annen side har flere norske forskere på bakgrunn av data fra MiS-forskningsprosjektet lagt vekt på at rødlistede arter finnes relativt jevnt spredt i gammel-skogen, i alle fall på en mindre skala (Gjerde et al. 2004, Rolstad et al. 2004). For å vurdere effekten av skogbrukets nøkkelbiotoper og effekten av flerbrukshensynene er det viktig med en konkret kartlegging av hvorvidt egnet dødved-substrat blir benyttet av assosierte rødlistearter også dersom substratet ligger isolert, i betydningen langt fra andre forekomster av arten. Dette kan enten være situasjoner der substrat befinner seg i små, men isolerte rester av naturskog, eller at det ligger egnete læger i gammel kulturpreget skog. En slik kartlegging med dette fokuset er ikke tidligere gjennomført i Norge.

Vedboende sopp og spredningsbegrensninger

Mye av den eksisterende forskningen på dette feltet har sett på vedboende sopp, og her er det stor usikkerhet rundt spørsmålet om eventuelle spredningsbegrensninger. Det har ofte vært antatt at soppene med sin enorme sporeproduksjon kan spres til alle lokaliteter som oppfyller deres økologiske krav. Kallios (1970) studium av rotkjuke (*Heterobasidion annosum*) kan likevel tyde på at langdistansespredning kan være mer beskjeden enn tidligere antatt. Han fanget

opp sporer i agarskåler plassert i ulike avstander fra en sentral kilde av fruktlegemer. Det viste seg å være en dramatisk nedgang i antall sporer fra 1 til 50 m.

En liknende undersøkelse er gjort for rynkeskinn (Nordén & Larsson 2000). Også her ble registrert en tilsvarende dramatisk nedgang av sporer som falt ned med økt avstand fra kilden, men likevel ble sammensmelting av én-kjernemycel (sopps haploide stadium) observert i signifikant antall i en avstand av 500 og 1000 m – noe som skulle tyde på at begrensninger i spore-spredning i seg selv ikke er avgjørende på en slik skala. Det er imidlertid flere faktorer som skal klaffe for vellykket etablering et nytt sted. To én-kjernemyceler er nødvendig på samme lokalitet med for arten riktige økologiske betingelser. En begrensende faktor for kolonisering kan også være konkurranse fra allerede etablerte arter (jf. Boddy 2000, Berglund et al. 2011).

Soppsporer, også av sjeldne arter, kan likevel spres langt. Hallenberg & Küffer (2001) fanget opp sporer på petriskåler på taket av Biologisk institutts bygning ved Universitetet i Göteborg. Vellykket dikaryotisering fra innkomne sporer (dvs. sammensmelting til tokjernemycel fra to ulike individer) ble observert for arter med sannsynlig nærmeste voksested opp til over 1000 km sør for Göteborg.

Edman et al. (2004a) fant derimot at langdistansespredning fra rosenkjuke (*Fomitopsis rosea*) og rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*) ble dramatisk tynnet ut fra nord til sør i Sverige og at ingen sporer ble fanget opp sør for artenes kjente utbredelsesgrenser. Det ble også observert dårligere spireevne for sporer i områder med intensiv skogsdrift og sterk fragmentering. Dette er en mulig effekt av innavl forårsaket av at de opprinnelige populasjonene har blitt for små og isolerte, mengde død ved redusert og sporetrykket utenfra ikke har vært tilstrekkelig for kontinuerlig genutveksling. De negative genetiske effektene stemmer overens med studiene av rosenkjuke hos Högberg & Stenlid (1999). Kauserud & Schumacher (2003) derimot fant ikke tegn til isolasjonseffekter eller genetisk utarming hos rosenkjuke. Tilsvarende ble det funnet at rødlistearten svartsoneskjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) (Kauserud & Schumacher 2002) er svært genetisk ensartet gjennom hele Fennoskandia.

Vedboende insekter – mengde og fordeling av kritiske ressurser er viktig

Også når det gjelder rødlistede, vedboende insekter, er det vanskelig å si noe om hvorvidt "kontinuitetsavhengighet" eller "substratavhengighet" er en god og riktig forklaring på hvorfor mange arter går kraftig tilbake. Det er ikke mange arbeider som har studert insekter på stor skala eller insekters spredning direkte, selv om en del arbeider trekker slutninger om spredning ut fra mer indirekte resultater.

Noen av disse studiene peker på at det er viktig med store mengder død ved over store områder. Diversitet av vedlevende biller og sammenheng med en rekke økologiske variabler ble for eksempel studert av Økland et al. (1996) på tre ulike romlige skalaer i grandominert gammelskog på Østlandet. Flere sterke sammenhenger ble avdekket både på stor (4 km²) og middels (1 km²) skala, mens de bare fant svake sammenhenger på det laveste nivået (0,16 ha). Faktorer relatert til død ved og vednedbrytende sopp var klart viktigst på alle skalanivåer. Omfattende tidligere flatehogst innenfor 4 km²-ruten var korrelert med redusert arts mangfold av biller, noe som kan tolkes dit hen at kontinuitet kan være viktig (det kan være et poeng at disse gamle flatene inneholdt mindre død ved enn hva som sannsynligvis vil være tilfelle med flater avvirket etter miljøstandarden Levende Skog).

At ikke bare den absolutte mengden død ved, men også *fordelingen* av den kan ha betydning, er pekt på i et studium av vedlevende biller og tovinger (fluer og mygg) fra blandingsskog i Sveits. Her fant Schiegg at innenfor et areal på ca. 7 ha var den romlige fordelingen av død ved, i form av korte avstander mellom lægerne, viktigere enn den totale mengden død ved (Schiegg 2000a, Schiegg 2000b).

Komonen har studert insekt-næringskjeden som er avhengig av rosenkjuke i isolerte gammelskogsfragmenter i Finland, og finner at jo lenger skogsfragmentet har vært isolert, jo mer forkor-

tes næringskjeden, til tross for at mengden død ved er lik i fragmentene (Komonen et al. 2000). Dette illustrerer utfordringene knyttet til artenes utdøingsgjeld, dvs at det vi observerer nå ikke nødvendigvis indikerer at dagens miljøforhold i skogen er optimale eller tilstrekkelige for artenes langsiktige overlevelse.

På den annen side viser andre studier at død ved på hogstflater, for eksempel døde livsløps-trær, utnyttes av et høyt antall rødlistede arter (Lindhe & Lindelöw 2004, Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002). Disse studiene indikerer altså at mange rødlistede arter faktisk er i stand til å finne fram til og utnytte spredt død ved substrat i den skjøttede skogen.

I sum synes mye av debatten omkring rødlistede arter i skog å dreie seg om artenes tilbakegang / begrensede utbredelse i dag skyldes problemer knyttet til spredning / etablering, eller om problemet er at artene ikke får oppfylt sine økologiske krav utenfor store restbiotoper med naturskog der artenes miljøkrav kan opprettholdes over lang tid. Med hensyn til skogbrukets miljøhensyn er det et viktig spørsmål i hvilken grad rødlistede, spesialiserte arter vil kunne klare å utnytte de "øyene" nøkkelbiotopene, livsløpsstrær og kantsoner utgjør i den drevne skogen.

Skogbruk og miljøhensyn - hva er mest kostnadseffektivt?

Fra skogbrukets ståsted representerer et hvert tre en ressurs for potensiell avvirkning, og en hver restriksjon som påvirker muligheten til avvirkning, representerer en tilsvarende potensiell kostnad. Dersom vi kjenner den sannsynlige biologiske nytten av et miljøtiltak, kan kostnadseffektiviteten av ulike restriksjoner vurderes. Dette er utgangspunktet for de økonomiske vurderinger vi har gjort i dette prosjektet.

Restriksjoner kan være lovpålagte, følge av sertifiseringskrav eller selvpålagt. Vi har i analysene her ikke skilt på dette. Alt vern representerer en kostnad for samfunnet, uansett om kostnaden bæres av staten eller skogeier. Det bør følgelig uansett verneform eller erstatningsordning, være av interesse å klarlegge hva som er den mest kostnadseffektive strategi for å nå et mål om ivaretagelse av biologisk mangfold.

Det ytes i prinsippet full erstatning for vern av skog, hjemlet i lovverkets Lov om naturmangfold. Det er fra tid til annen diskusjon om gjeldende erstatningspraksis reelt sett yter full erstatning for grunneiers tap, men denne diskusjonen går vi ikke inn på. Vi legger til grunn at det ytes full erstatning. Nivå for erstatninger ligger erfaringsmessig på:

Erstatning pr. da produktiv skog	1200 – 7000 kr
Erstatning pr. stående m3 stående volum	100 – 250 kr

Innenfor intervallene er nivået særlig avhengig av markedssituasjonen for tømmer i det aktuelle området, driftsforhold, skogsmarkens produksjonsevne (bonitetsfordeling) og ikke minst aldersfordeling for den påstående skog. Det som likevel særlig gjør utslag, er når det er mindre arealer med eldre skog som vernes, arealer hvor det er sannsynlig at det hele ville vært avvirket i sin helhet den aller nærmeste fremtid. Vi får da en ren marginal betraktning på tapt rotverdi av de båndlagte trær. I de fleste andre tilfeller, som for øvrig er den klart vanligste situasjon, må det legges til grunn at sannsynlig avvirkning vil være fordelt i tid. Tapt inntekt må da diskontesres til en nåverdi.

Når skog vernes administrativt, arealer avsettes som følge av sertifiseringskrav eller andre årsaker, hvor det ikke er noen form for erstatning, må en forvente at kostnaden reelt sett er den samme for likeverdige arealer. Forskjellen ligger i hvem som til syvende og sist bærer kostnaden.

Søgaard et al. (2012), har sett på omfang av areal i norske skoger som blir berørt av ulike typer hensyn, hvor blant annet kantsoner anslås til å omfatte 7 % av skogarealet og nøkkelbiotoper 1,3 %. Vi ser det blir både store arealer og en reell kostand i størrelsesorden 1 mdr NOK bare for disse hensynene.

Vi har i våre økonomiske vurderinger ikke lagt til grunn at noen treslag har lavere rotnetto og representerer tilsvarende lavere kostnad ved eventuelt vern, slik Jonsson et al. (2010), har utredet. Vi har heller ikke sett nærmere på effekter av distriktstise forskjeller ut i fra at skogverdi og tømmermarked varierer noe over landet, slik Jonsson et al. (2006) gjorde, ut i fra at det i liten grad har vært reist som en problemstilling å lokalisere naturreservater eller hensyn ut i fra slike kriterier. Vi har heller ikke gått nærmere inn på mulighet for å redusere kostnad ved å fokusere på gjensetting av trær eller trevirke med lavere verdi, som vindfall og høystubber.

Målsetting

Prosjektets mål er å bidra til en kostnadseffektiv miljøstrategi og styrking av norsk skogbruks markedsposisjon som miljøvennlig produkt fra en bærekraftig produksjon, gjennom å dokumentere den økonomiske og økologiske effekten av skogbrukets miljøtiltak for bevaring av biologisk mangfold.

Konkret har vi sammenliknet artsmangfold av både vedlevende biller i nylig død osp og vedboende sopp på læger av gran i de tre forvaltningskategoriene slutthogsthensyn (i form av gjensatte grupper av livsløpstrær samt kantsoner), nøkkelbiotoper og vernede skogområder, og regnet på kostnadene knyttet til disse. Våre hypoteser var at

- rødlistede sopp og biller utnytter trær/død ved gjensatt i forbindelse med Levende Skog-hensyn, i et omfang som forsvaret kostnaden ved å ta hensynet
- forskjeller i forekomst av rødlistede sopp og biller på/i Levende Skog-hensyn og i vernede skogområder står i forhold til de forskjeller i kostnader som tiltakene innebærer for skogeier
- dagens miljøstrategi i norsk skogbruk har en kostnadseffektiv og "økologisk riktig" fordeling mellom Levende Skog-hensyn og mer omfattende arealvern, og ivaretar de rødlistede artenes langsiktige overlevelse.

2 Materiale og metoder

2.1 Studieområdene

Studiet tok utgangspunkt i skogområder i Sørøst-Norge som tilfredsstilte følgende egenskaper: Det må ligge ett eller flere barskogreservat i området, eiendommene i området må ha gjennomført en registrering av nøkkelbiotoper og inneholde nøkkelbiotoper med livsmiljøet død ved, eiendommene i området må være sertifisert etter ISO 14001 og Levende Skogstandarden (nå «Norsk PEFC skogstandard») og eiendommene bør ha digital skogbrukstakst.

På bakgrunn av disse kriteriene valgte vi fire landskap i Sør Norge (**Figur 2**); **Selvik Bruk** i Drammen (130-200 moh.) og Sande kommuner, **Nordmarka sør** i Oslo kommune (200-500 moh.), **Losby Bruk** og tilgrensende Oslo kommunes skoger i Østmarka i kommunene Lørenskog, Rælingen, Enebakk og Ski (150-300 moh.), og **Gran Almenning/Eidsvoll-Mathisen Værk** i Gran kommune (450-700 moh.) (en av rutene ligger så vidt innenfor Hurdal). Det siste området er kun undersøkt for sopp. Landskapene er i det følgende forkortet til Selvik, Nordmarka, Losby og Gran.

Den årlige gjennomsnittlige nedbøren er 760 mm, 839 mm, 975 mm og 790 mm for Losby, Oslo, Selvik og Lunner henholdsvis (eKlima 2010). Gjennomsnittlig middeltemperatur i mai-august er høyest for Selvik (14,7°C), noe lavere for Oslo (14,4°C) og lavest på Losby (13,1°C) (for Lunner finnes ingen temperaturmålinger innen rimelig nærhet av feltområdet).



Figur 2. Kart over Østlandet omkring Oslofjorden med plasseringen av de fire studielandskapene. – Map of the region Østlandet around the Oslo Fiord, showing the location of the four studied landscapes.

De undersøkte naturreservatene er 1) Prestseter (Selvik), beskrevet hos Haugset & Whist (1997: 39), 2) Østmarka (Losby), se Korsmo & Svalastog (1993: 39), Lindblad (1996: 74), 3) Mellomkollen (Nordmarka), se Korsmo & Svalastog (1993: 77), Lindblad (1996: 80) og 4) Gul-lenhaugen (Gran), se Bendiksen & Svalastog (1999: 26).

Landskapene Nordmarka og Losby ligger i sørboreal sone, Selvik ligger dels i sørboreal og dels i mellomboreal sone, mens Gran ligger i mellomboreal sone. Gran er dominerende treslag i alle studieområdene, men det er også betydelige innslag av furu og boreale lauvtrær som bjørk og osp.

Feltarbeidet startet i 2006 og ble avsluttet i 2012.

Utlekking av prøveflater

I hvert studielandskap ble det etablert 8 prøveflater i hver av de tre forvaltningskategoriene:

1. Slutthogsthensyn (i form av gjensatte grupper av livsløpstrær og kantsoner) (RET, Re-tention patches)
2. Nøkkelibiotoper (WKH, Woodland Key Habitat)
3. Naturreservater i barskog (RES, Nature reserves)

Alle prøveflatene skulle ligge i blåbærgranskog eller småbregnegranskog. Utvalget ble gjort på følgende måte:

Slutthogsthensyn: Ved hjelp av skogbruksplanen, flyfoto, lokalkunnskap hos skogforvalterne på eiendommene og befaringsfant vi fram til granbestand som var avvirket etter 2000 og som hadde gjensatte grupper av livsløpstrær, enten i form av en kantsone mot myr eller vann, eller i form av en gruppe gjensatte trær på flaten. Minimumsbredde for at en kantsone/tregruppe kunne inkluderes var 10 meter.

Nøkkelibiotop: Med utgangspunkt i digital skogbrukstakst sorterte vi ut alle grandominerte nøkkelbiotoper med livsmiljø som inneholdt gammel skog og/eller stående eller liggende død ved, unntatt nøkkelibiotoper som lå <200 m fra reservat eller var <10 da eller >300 da store, og trakk tilfeldig ut 8 av dem. For landskapene Selvik og Gran er disse (hovedsakelig) basert på MiS-metoden.

Naturreservater: 8 punkt innenfor reservatet ble trukket tilfeldig og kontrollert mot flyfoto og bestandskart for å sjekke at det lå i granskog. Minimum avstand fra andre punkt var 300 meter og minimum avstand fra reservatgrense var 50 m.

2.2 Ospeeksperiment – vedlevende biller

Studiet av vedlevende biller på nydød osp ble gjennomført i landskapene Selvik, Nordmarka og Losby. Hensikten var å plassere ut like enheter av død ved, for å kunne undersøke effekten av ny død ved i de ulike forvaltningskategoriene.

Utsettingspunkt for ospestokkene innen hver utvalgte lokalitet ble valgt tilfeldig på forhånd, innenfor de innerste 2/3 av nøkkelibiotopen og kantsonen. Vi gjennomførte en befaringsfant til alle prøveflatene for å sjekke at de tilfredsstilte kriteriene og finjustere og merket utplasseringspunkt for ospeeksperimentet. Utplasseringspunktene ble justert til å ligge i små glenner med tanke på å minimere forskjeller i soleksponering, siden sol og åpenhet rundt eksperimentstokkene ble antatt å kunne påvirke insektsamfunnene. Dersom de forhåndsutvalgte punktene var helt uegnet (f.eks midt i tett ungskogsholt) ble utsettingspunktet forskjøvet max 25 m i én retning, i rekkefølgen mot S, mot V, mot N, mot Ø.

Vi felte ferske ospetrær og kappet dem opp i lengder på 1 meter. Alle stokkene ble produsert i samme operasjon for å forhindre variasjon i kvalitet (**Figur 3**). Gjennomsnittlig diameter på stokkene var 20 cm. Stokkene ble plassert ut i studieplottene i par. For å holde stokkene stående, boret vi et hull fra bunnen av stokken og inn langs kjernen et stykke, og plasserte en 1 meters jernstang inn i hullet. Den utstikkende deler av jernstangen ble deretter presset ned i bakken for å stabilisere stokken i vertikal posisjon.



Figur 3: Fersk osp felles og kappes i 1 m lange eksperiment-stokker. Eksperiment-stokkene utstyres med et hull der armeringsjern på 1 m plasseres slik at de stikker halvveis ut av stokken. Når stokken så snus opp-ned, vil armeringsjernet bidra til å stabilisere stokken slik at den står støtt. Nederst eksperiment-stokker med ferdige borehull, klare til utplassering. – Fresh aspens are felled and cut in 1 m long experimental logs. The experimental logs are equipped with a hole in which 1 m rebar is placed, with half the length sticking out of the log. When the log is turned around the rebar contributes to stabilize the log in a steady position. Below, experimental logs with holes, ready to be placed out. Foto/Photo: AS-T

I hvert av de 8 studieplottene i de tre forvaltningskategoriene ble det plassert ut to stokker, slik at det ble 24 stokkpar i hvert landskap og 72 stokkpar til sammen i de tre landskapene (**Figur 4**). Stokkene ble plassert med 1,5 meters mellomrom i en øst-vest linje.

På begge stokkene ble det brukt ståltråd til å feste en vindusfelle av standard type. Fellene bestod av to Plexiglass plater (20 x 40 cm) i et kryss, plassert over en trakt som ender i en oppsamlingsflaske (**Figur 5**). Flaskene ble fylt halvfull med 80 % ethylenglykol og 20 % vann, samt en dråpe oppvaskmiddel for å bryte overflatehinnen. Fellene var aktive fra medio mai til medio august, og ble tømt hver 4-5 uke.

Hensikten med å sette ut to stokker var å kunne undersøke og sammenlikne billemangfoldet som ble tiltrukket av stokkene med det som faktisk ble produsert i stokkene. For å få til dette ble en av stokkene tildekket med et nett annethvert år, etter at begge var åpne for kolonisering i år 1. Vindusfellen hang inne i nettet og fanget insekter som klekket fra stammen (**Figur 6**).

Ett stokkpar i en kantsone mot vann på Losby Bruk ble gnagd ned av bever, og mangler derfor.



Figur 4. Illustrasjon av ospe-eksperimentet: I hvert landskap plasseres det ut ett par stokker i 8 ulike studieplott av hver type. – Illustration of the aspen experiment: In each of the landscapes, a pair of logs are placed in eight different study plots of each type.

Miljøregistreringer på osp

I hvert studieplott ble antall levende og døde (både stående og liggende) ospetrær med en diameter > 15 cm i brysthøyde innenfor en radius av 30 m fra sentrum av plottet registrert. Dessuten ble tretetthet målt ved hjelp av relaskop, samt vegetasjonstype og terrengposisjon registrert. Stokkenes nedbrytning ble målt årlig gjennom andel og fasthet på gjenværende bark, samt nedbrytning (mykhet) av veden.



Figur 5. Eksperimentstokker utplassert i Østmarka naturreservat, Lørenskog (Akershus). – Experimental logs placed out in Østmarka nature Reserve (Akershus County). Foto/Photo: AS-T.



Figur 6. Eksperimentstokker der den ene fellen er innelukket. – Experimental logs with one of the logs enclosed. Foto/Photo: Espen Wandaas.

2.3 Studiet av vedboende sopp på gran

Alle de fire landskapene ble undersøkt, men effekten av slutthogsthensyn ble kun undersøkt for landskapene Selvik og Gran. I de to andre landskapene ble det ikke funnet tilstrekkelig med lokaliteter hvor det var gjensatte tregrupper eller kantsoner, som følge av få flatehogster etter at denne praksis trådte i kraft.

De fleste arter av vedboende sopp er avhengig av død ved i middels seine og seine nedbrytningsstadier. Feltarbeidet på vedboende sopp er derfor lagt opp på en annen måte enn for insekter i nydød osp.

Fem granstokker er valgt ut i et transekt på 10 meters bredde med utgangspunkt i de utplasserte ospestokkene brukt for insektfangst. Transektene gikk først rett øst. Ved møte mot annen naturtype (eks. myr, sumpskog furuskog eller generelt rikere type) fortsatte transektet vinkelrett mot sør, deretter tilsvarende mot vest og igjen mot nord.

De fem første granstokkene som tilfredsstilte følgende kriterier i transektet ble valgt ut: > 20 cm i diameter i brysthøyde (DBH), > 3 meter lang, middels til sterkt nedbrutt (gjennomsnittlig nedbrytningsgrad 3-5, jf. skala gjengitt hos Høiland & Bendiksen (1997) og uten noen stammedel nærmere enn 5 meter fra nabostokk eller med forbindelse til tredjestokk (**Figur 7**). Alle stokker ligger innenfor blåbær- og småbregnegranskog, de fire NiN (Naturtyper i Norge, versjon 1.0)-natursystemene (1) blåbærskog, (2) småbregneskog, (3) blåbærfuktskog og (4) småbregnefuktskog.

To prøveflater omkring ospestokkruter på Selvik analysert med hensyn til insekter, er slått sammen som følge av at det ikke var nok granlæger som oppfylte utvalgsriteriene. Det gjelder SK1 og SK6, som for vedboende sopp er slått sammen til SK1. I Losby-nøkkelbiotop LB5 (Skjelbreia øst) var det bare tre granlæger som oppfylte utvalgsriteriene. De to siste ble valgt ut etter tilfeldig definert startpunkt i nærmeste nøkkelbiotop av relevant type, vest for Skjelbreia. Mangel på kantsoner med nok antall stokker i Gran førte til at siste prøveflate, GK8, måtte settes sammen av kantsoner på to ulike lokaliteter.

Ideelt sett skulle vi hatt et likt antall læger fra hver av de analyserte nedbrytningskategorier på hver lokalitet. Nøkkelbiotopene og kantsonene var imidlertid for fattige på død ved eller dekket for lite areal til at en slik studiedesign var mulig. Av tids- og ressursmessige årsaker er stokker av liten nedbrytningsgrad utelatt, siden disse i høy grad er kolonisert av vanlige pionerarter (jf. Olsson et al. 2011).

En rekke økologiske variable ble målt for hver stokk, jf. **vedlegg 3**, enten knyttet til egenskaper ved selve stokken (som nedbrytningsgrad, lengde, brysthøydiameter, maks. høyde over bakken) eller økologiske forhold i en sirkel på 100 m² med stokken i sentrum (som helning, eksposisjon, tetthet av trær og hogststubber). (I **vedlegg 3** er også presentert parametre som ikke er analysert videre i denne omgang.)

Den totale transektlengden før 5 granstokker ble funnet, er brukt som mål for mengde død ved i omgivelsene.

Soppen på stokkene er registrert én gang i perioden 2006-2012. Alle sopper med synlige fruktlegemer innenfor gruppene poresopp og barksopp i vid forstand er forsøkt registrert. De fleste poresoppene og et fåtall makroskopisk gjenkjennbare arter av de andre gruppene er bestemt direkte i felt (Bendiksen). Storparten av artene er imidlertid makroskopisk ikke identifiserbare barksopper, som er bestemt mikroskopisk (Larsson). Dette gjelder også et utvalg heterobasidiomyceter, som er tatt med. Noen av poresoppene er artsbestemt av Tom Hellik Hofton og Leif Ryvarden.

Figur 7. De to ytterpunktene av utvalgte stokker; øverst middels nedbrutt låg, ca. 20 cm DBH (matriksområde fattig på død ved i Mellomkollen naturreservat, Nordmarka, Oslo) og nederst, grov og sterkt nedbrutt låg (Prestseter naturreservat, Selvik). – The two extremes of selected logs; above, log of medium decay, about 20 cm breast height diameter (matrix area poor in dead wood in Mellomkollen Nature Reserve, Nordmarka (Oslo)), and below, large and strongly decayed log (Prestseter Nature Reserve, Selvik, Vestfold County). Foto/Photo: Anne-Marit Bendiksen and EB, respectively.



Det ble også registrert sopp på et antall for det meste mindre stokker (større manglet stort sett) innenfor ungskog av plantet gran i samme typer skog (ca. 25 stokker i eller nær hvert av de fire landskapene (og uavhengig av ospestokkene)). Videre ble det gjort kvalitative tilleggsstudier i noen områder med mer påvirket skog i Lillomarka (Oslo), jf. **vedlegg 2**; Slattumsrøa naturreservat og Røverkollen. Begge er gammelskoger med til dels grovvokste trær, og lokalt mye død ved, men de har trolig hatt kontinuitetsbrudd og mangler stort sett grove læger av høy nedbrytningsgrad. For sammenlikning er også oppført et antall registreringer (EB) fra andre nøkkelbiotoper og naturreservater i nærheten av de registrerte landskapene, samt et større antall stokker fra gammelskog som er antatt tidligere fattig på død ved og betydelig påvirket av plukkhogst, mesteparten Lillomarka nord for Grorud (Oslo), alt artsidentifisert sammen med hovedmaterialet. For denne delen er lagt mindre vekt på arter med svært lite synlige fruktlegemer.

Begrensninger ved registrering av fruktlegemer

Et stort antall av barksoppartene har fruktlegemer som framtrer som hvite, glatte flekker med få eller ingen makrodiagnostiske karakterer, og det er en skjønnsak hvor en art slutter og en annen begynner og dermed også hvor mye man samler og klarer å dekke av artsrikdommen på stokken. Det ble gjort inntil 25 innsamlinger på hver stokk, og samme art kunne dukke opp inntil 7 ganger fra samme stokken. Det er ikke mulig å bedømme noen form for kvantitet av artene og det er følgelig ikke gitt noen kvantifisering utover tilstedeværelse/fravær på hver stokk.

Sopp som organismegruppe står for en vesentlig del av nedbrytningen av død ved i boreale barskoger (jf. Stokland et al. 2012), og de utvalgte soppgrupper er særlig viktige i de nedbrytningsstadier som er studert i dette arbeidet, dvs. arter som er i stand til å bryte ned intakte celleveggkomponenter som lignin, cellulose og hemicellulose. Det skal imidlertid understrekes at poresopp og særlig barksopp ikke er noen enhetlige taksonomiske grupper. Sistnevnte inkluderer også mykorrhizasopper som bare bruker den døde veden som festepunkt for fruktifisering. Slike er også registrert her, men undersøkelser kan tyde på at noen av dem er fakultative og med enzymesystemer som gjør dem i stand til å ta opp næring både ved nedbrytning av død ved og ved å leve som mykorrhizasopper (jf. Tedersoo et al. 2003, Read & Perez-Moreno 2003).

Ved registrering av fruktlegemer er det viktig å være klar over at mange arter kan være til stede som mycel i stokken, selv om de ikke har fruktifisert på analysetidspunktet, (jf. DNA-sekvensering av mycel i stokker, jf. bl.a. Allmér et al. 2006, Ovaskainen et al. 2010, 2013, Rajala et al. 2010, 2011, 2012 Kubartová et al. 2012). Effekten av sesongforskjeller er forsøkt maksimalt redusert ved at det aller meste av feltarbeidet har funnet sted i oktober-november, når det har vært mest mulig høy og stabil luftfuktighet og lave temperaturer med minst mulig fordampning og uttørring i nedbørfattige perioder. (Et mindre antall analyser er av praktiske grunner tatt på våren etter snøsmelting, når det også er en kort og aktiv sesong før forsommer-tørken ofte setter inn.). Så vidt synlige rester av blant annet den ettårige blåkjuke (*Postia caesia*) forteller imidlertid at noen ettårige kjuker kan ha unngått registrering. Ideelt skulle denne type undersøkelser hatt ressurser til gjentatt registrering til ulike sesongtidspunkter (jf. Halme & Kotiaho 2012). En feilkilde er også at fruktifisering av arter med ettårige fruktlegemer kan variere en del fra år til år, særlig som følge av klimatiske mellomårsvariasjoner (jf. Berglund et al. 2005). En del av det totale artsutvalg innenfor gruppen kan også være utelukket fra undersøkelsen siden ferskere stokker er utelatt og at 20 cm DBH er satt som nedre diametergrense. Noen arter synes å kunne ha sterk preferanse for små stokkdimensjoner (Juutilainen et al. 2011).

Med disse begrensninger antas likevel det utvalget som er registrert å ha høy indikatorverdi for en stor og viktig økologisk soppgruppe med arter som er avhengige av død ved. Med feltse-song i den antatt optimale fruktifiseringsperioden for de fleste arter antas som sannsynlig å ha fått inkludert de fleste arter som fruktifiserer i løpet av året og at feilkilden ved å registrere gjennom flere sesonger er på et akseptabelt nivå.

3 Biller i nydød osp

3.1 Resultater

Totalt samlet vi 15900 individer av 573 billearter i eksperimentet med nydød osp (**Vedlegg 1**). Dette utgjør 16 % av Norges kjente billefauna. Av disse tilhørte 13208 individer 345 ulike vedlevende arter, og videre analyser vurderer kun disse artene.

Slik det er vanlig ved kartlegging av billesamfunn i ved, ble mange arter funnet i lave antall; 60 vedlevende arter (17 % av alle vedlevende arter) kun med ett individ. Den vanligste arten, kortvingen *Haploglossa villosula*, forekom med 775 individer (6 % av alle vedlevende individer) (**Figur 8**).

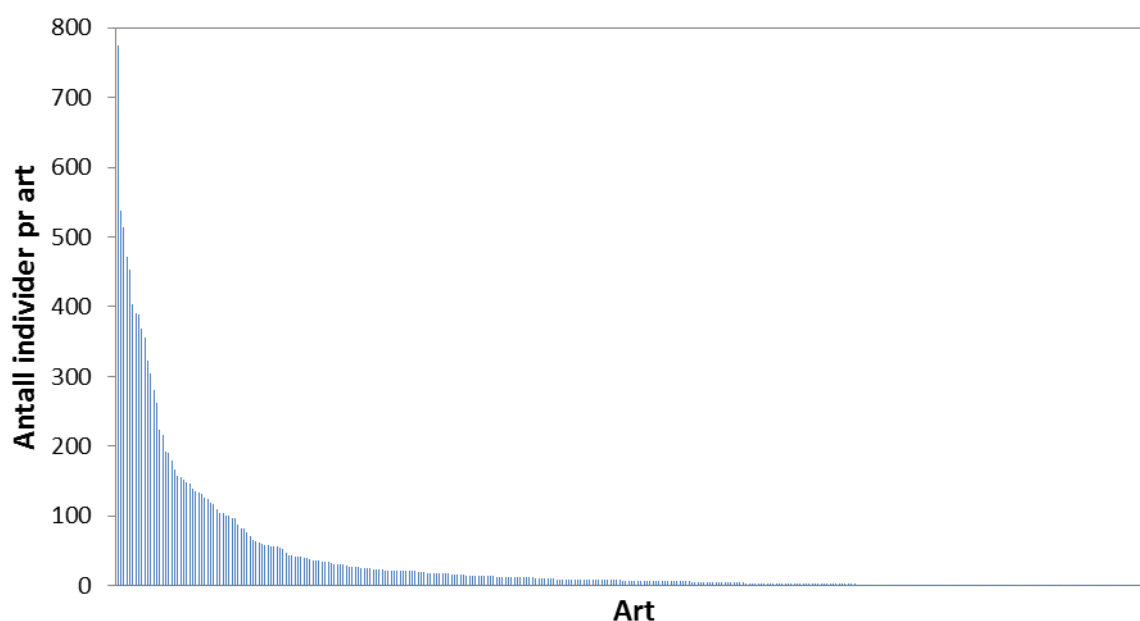
154 av de vedlevende artene er tilknyttet osp i større eller mindre grad. Disse benevnes «ospeassosierte biller». 11 vedlevende billearter har osp som eneste eller foretrukne treslag, og disse betegnes «ospespesialister» (**Tabell 1**). 21 av de vedlevende billeartene er truet eller nær truet i hht Rødlisten for arter (Kålås et al. 2010) (**Tabell 2**).

Som beskrevet i metode-kapitlet, var fellene delvis innpakket slik at bare arter som hadde kolonisert/lagt egg i stokken året før, kom ut i fellene. Vi fikk overraskende mange og varierte billefunn de årene fellene var innpakket (**Tabell 3**).

Artsrikdom i landskapene

Dersom vi ser på absolutte antall, var artsrikdommen av både vedlevende biller og ospeassosierte biller signifikant større på Selvik enn i de to andre landskapene (**Figur 9**).

Artsmangfoldet kan påvirkes mye av hvor mange individer man faktisk fanger, siden antall arter i alle vanlige situasjoner vil øke når man fanger flere individer. For eksempel vil høyere temperatur rundt fellene i ett landskap kunne gi høyere aktivitet av insekter rundt disse fellene, og føre til at det dermed også fanges flere individer og flere arter. Vi har sammenliknet solinnstråling målt som tetthet av trær rundt fellene (grunnflatesum målt vha. relaskop), og der finner vi



Figur 8. Fordeling av antall individer pr art av de vedlevende billeartene. – Distribution of the number of individuals per species of the wood-living beetle species.

Tabell 1. Ospespesialister blant billeartene som ble fanget. – Aspen specialists among the beetle species which were trapped.

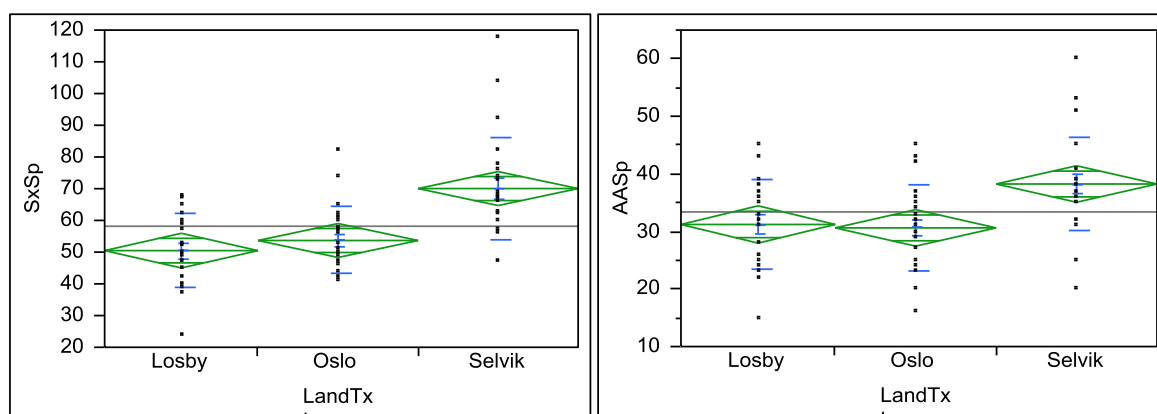
<i>Ospespesialist-art</i>	<i>Familie</i>	Antall individer
<i>Cerylon deplanatum</i>	Cerylonidae	7
<i>Cerylon ferrugineum</i>	Cerylonidae	391
<i>Cyphea curtula</i>	Staphylinidae	9
<i>Endomychus coccineus</i>	Endomychidae	148
<i>Homalota plana</i>	Staphylinidae	18
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	Mycetophagidae	5
<i>Orchesia micans</i>	Melandryidae	1
<i>Rhizophagus fenestralis</i>	Monotomidae	15
<i>Rusticoclytus rusticus</i>	Cerambycidae	57
<i>Trypophloeus bispinulus</i>	Curculionidae	9
<i>Xyleborus cryptographus</i>	Curculionidae	18
Totalt		678

Tabell 2. Rødlistede biller fanget i prosjektet. – Red-listed beetles trapped in the project.

<i>Art</i>	<i>Familie</i>	<i>Vedlevende</i>	<i>EN</i>	<i>VU</i>	<i>NT</i>	<i>DD</i>
<i>Acmaeops septentrionis</i>	Cerambycidae	Ja	1			
<i>Evodinus borealis</i>	Cerambycidae	Ja	1			
<i>Hylis procerulus</i>	Eucnemidae	Ja	1			
<i>Atomaria nigriventris</i>	Cryptophagidae	Nei		1		
<i>Rhizophagus grandis</i>	Monotomidae	Ja		1		
<i>Corticaria lateritia</i>	Latridiidae	Ja		2		
<i>Mycetophagus populi</i>	Mycetophagidae	Ja		4		
<i>Euglenes pygmaeus</i>	Aderidae	Ja			1	
<i>Amphicyllis globiformis</i>	Leiodidae	Ja			1	
<i>Rhizophagus picipes</i>	Monotomidae	Ja			1	
<i>Oxypoda recondita</i>	Staphylinidae	Ja			1	
<i>Scydmorephes minutus</i>	Staphylinidae	Ja			1	
<i>Cis quadridens</i>	Ciidae	Ja			2	
<i>Pissodes harcyniae</i>	Curculionidae	Ja			3	
<i>Selatosomus cruciatus</i>	Elateridae	Nei			3	
<i>Plegaderus vulneratus</i>	Histeridae	Ja			3	
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	Mycetophagidae	Ja			5	
<i>Cacotemnus thomsoni</i>	Ptinidae	Ja			5	
<i>Dorcatoma robusta</i>	Ptinidae	Ja			6	
<i>Atomaria subangulata</i>	Cryptophagidae	Ja			7	
<i>Euryusa castanoptera</i>	Staphylinidae	Ja			8	
<i>Hadreule elongatula</i>	Ciidae	Ja			9	
<i>Cis submicans</i>	Ciidae	Ja			29	
<i>Meligethes ochropus</i>	Nitidulidae	Nei				9

Tabell 3. Artsrikdom av vedlevende biller avhengig av om fellene var åpne eller innelukket (slik at kun individer som klekker fra stokken fanges). – Species diversity of the wood-living beetles dependent on whether the traps were open or enclosed (such that only individuals that are hatched from the log are trapped).

År	Feller		
	Vestre stokk	Østre stokk	Total
2007 – begge åpne	219	222	265
2008 – V innelukket	125	198	227
2009 – Ø innelukket	229	136	252
Total	302	290	345

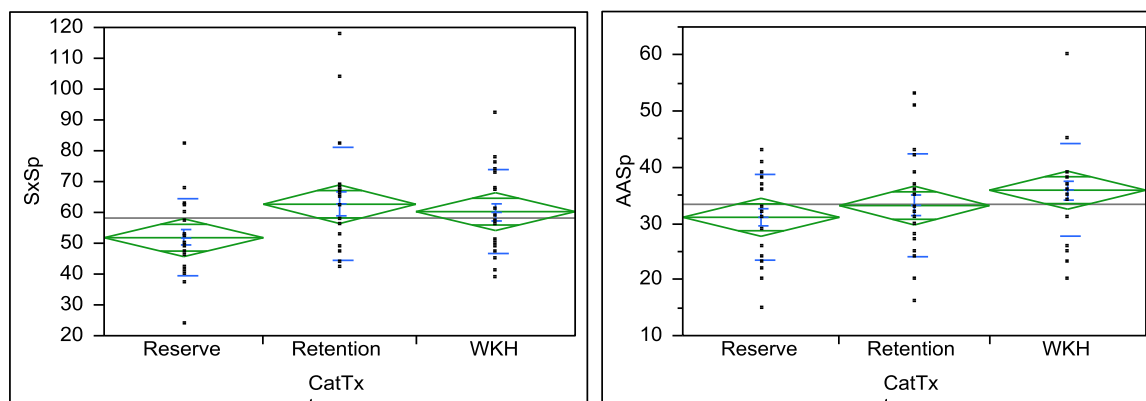


Figur 9. Artsrikdom av vedlevende arter (t.v.) og ospeassosierte arter (t.h.) i de tre landskapene. Midtstreken i de grønne diamantene viser gjennomsnitt, mens topp og bunn illustrerer 95 % konfidensintervall. De blå strekene viser standardavviket. (Testresultat: artsrikdom av vedlevende arter: gj.snitt Selvik 70,0, Losby 50,5, Nordmarka 53,7, testresultater: $F_{2,68} = 15,14$, $p < 0,0001$ og for artsrikdom av ospeassosierte: gj.snitt Selvik 38,3, Losby 31,2, Nordmarka 30,6, testresultater: $F_{2,68} = 7,1$, $p = 0,002$). – Species diversity of wood-living species (left) and aspen associated species (right) in the three landscapes. The midline in the three diamonds shows the average, whereas top and bottom illustrate the confidence interval. The short blue lines show the standard deviation.

ingen forskjell, verken når vi sammenlikner landskap eller forvaltningskategorier (snitt grunnflatesum ca. 23 m²/ha). Derimot har Selvik noe høyere snittemperatur i sommermånedene (14,7°C mot Losby 13,1°C i mai-august). Dette kan være en del av forklaringen på hvorfor vi fanger flere individer her.

Artsrikdom i forvaltningskategorier

Når vi sammenliknet forvaltningskategoriene, var det ingen signifikant forskjell i artsrikdom av ospeassosierte biller, men dersom vi så på *alle* vedlevende arter, var artsrikdommen større i områder med slutthogstsyn enn i reservatene, mens nøkkelbiotopene overlappet med begge (**Figur 10**). Hvis man skiller ospespesialistene ut fra de øvrige ospeassosierte billene, ser man at spesialistene har minst forskjell mellom kategoriene, mens de øvrige ospeassosierte billene har høyest artsrikdom i nøkkelbiotopene (se analyser i Sverdrup-Thygeson et al., submitted manuscript).



Figur 10. Artsrikdom av vedlevende arter (t.v.) og ospeassosierte arter (t.h.) i de tre forvaltningskategoriene: Reservater (Reserve), slutthogsthensyn (Retention) og nøkkelbiotoper (WKH). Midtstreken i de grønne diamantene viser gjennomsnitt, mens topp og bunn illustrerer 95 % konfidensintervall. De blå strekene viser standardavviket. (Testresultat: artsrikdom av vedlevende arter: gj.snitt slutthogsthensyn 62,7, nøkkelbiotop 60,3, reservat 51,8, testresultater: $F_{2,68} = 3,4$, $p = 0,04$.) - Species diversity of wood-living species (left) and aspen associated species (right) in the three management categories: Reserves, retentions and woodland key habitats (WKH). The midline in the three diamonds shows the average, whereas top and bottom illustrate the confidence interval. The short blue lines show the standard deviation.

Artsrikdom i landskap og forvaltningskategorier kombinert

Dersom vi gjør en analyse der vi inkluderer både forvaltningskategori og landskap for å forklare artsrikdommen av hhv. vedlevende biller og ospeassosierte biller, i en såkalt nøstet design, får vi til resultat at begge variablene er signifikante. Landskap forklarer store deler av variasjonen selv om også resteffekten av forvaltningskategori er på grensen til signifikant (artsrikdom av vedlevende arter: Modellen: $p < 0,001$, landskap: $p = 0,001$, forvaltningskategori nøstet i landskap: $p = 0,09$ og for artsrikdom av ospeassosierte arter: Modellen: $p = 0,003$, landskap: $p = 0,03$, forvaltningskategori nøstet i landskap: $p = 0,09$).

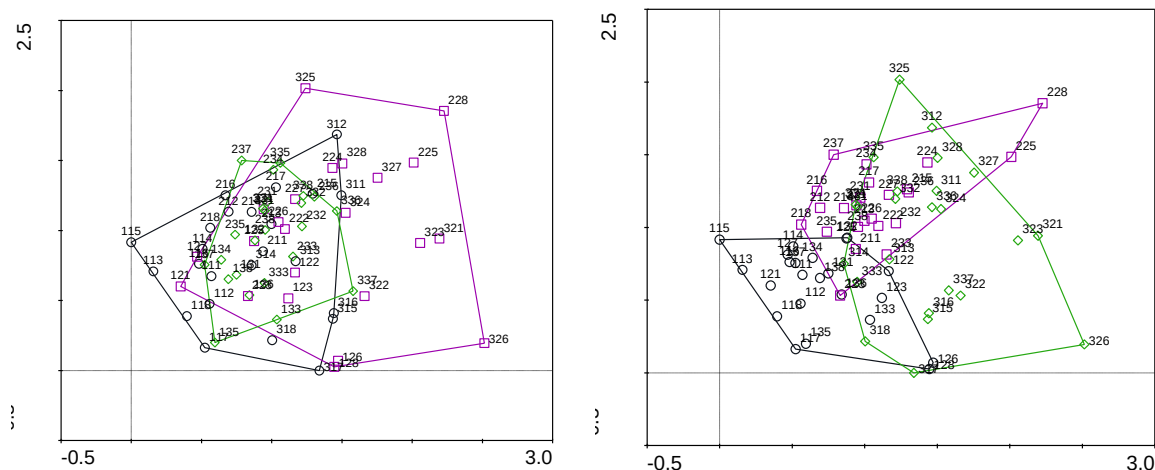
Artssammensetning i landskap og i forvaltningskategorier

Artssammensetningen av *vedlevende* biller funnet på ospetokkene plassert i slutthogsthensyn skilte seg fra artssammensetningen i stokker plassert i naturreservater og nøkkelbiotoper (**Figur 11**). Ospetokkene i naturreservatene hadde en artssammensetning som var inkludert i begge de to andre kategoriene. Ser vi på artssammensetningen av vedlevende biller i de tre landskapene, finner vi at disse skiller seg mer fra hverandre enn artssammensetningen i de tre forvaltningskategoriene. Særlig er det Losby som skiller seg ut fra de to andre.

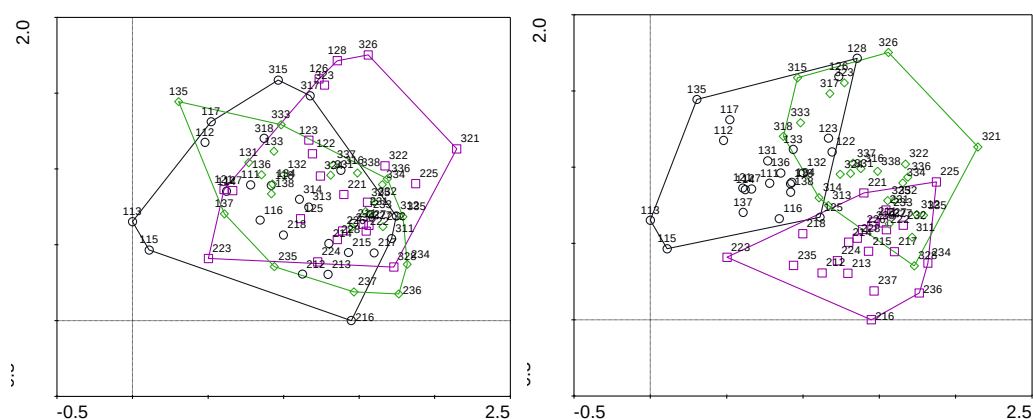
En videre analyse av bare de *ospeassosierte* artene viser at artssammensetningen i de tre forvaltningskategoriene da overlapper enda mer enn for de vedlevende artene, og ospetokker i grupper av livsløpstrær skiller seg i liten grad ut fra resten (**Figur 12**). Forskjellene mellom landskap er imidlertid like stor eller større hos de ospeassosierte versus alle vedlevende biller. Losby er fortsatt det landskapet med den mest spesielle artssammensetningen.

Det synes altså som at artssammensetningen i landskapene og dels forvaltningskategoriene er ulik. For å se nærmere på dette kategoriserte vi ikke bare ospeassosierte arter, men også de øvrige arter etter treslagstilhørighet. Artene som ikke var verken ospeassosierte eller ospespecialister ble delt inn i bartrearter og arter som går i både lauv og bartrær. For en liten del av artene var slik informasjon ikke tilgjengelig; disse fikk status ukjent (ikke inkludert i figurene).

Vi ser at det som særlig skiller landskapene er at Selvik har et klart større antall bartreassosierte arter (**Figur 13**). Når det gjelder forvaltningskategoriene, har nøkkelbiotopene flere

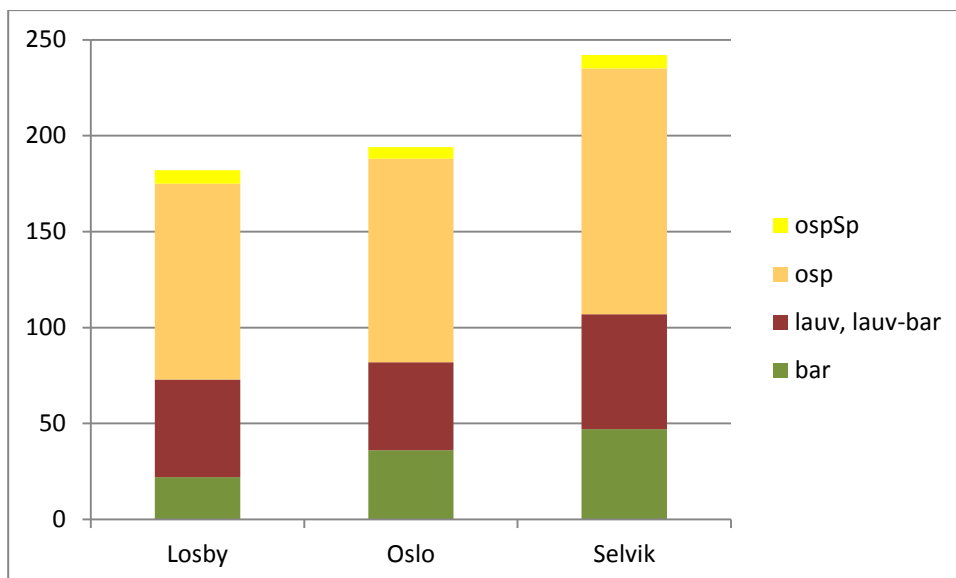


Figur 11. DCA-ordinasjon basert på alle vedlevende biller funnet per ospestokkpar gjennom undersøkelsen. Analysen fulgte alle default-valg i CANOCO 4.5. Egenverdier: 0,29 for akse 1, 0,16 for akse 2. **Til venstre:** Stokkene er gruppert på forvaltningskategorier: $\diamond$ naturreservat, $\square$ slutthogstthensyn, $\circ$ nøkkelbiotop **Til høyre:** Stokkparene er gruppert på landskap: $\circ$ Losby, $\diamond$ Nordmarka og $\square$ Selvik. – DCA ordination based on all wood-living beetles found per pair of aspen logs in the study. The analysis followed all the default selections in CANOCO 4.5. Eigenvalues: 0.29 for the first axis, 0.16 for the second axis. **Left:** The logs are grouped in management categories: $\diamond$ nature reserve, $\square$ retention, $\circ$ woodland key habitat. **Right:** The pair of logs is grouped in landscapes: $\circ$ Losby, $\diamond$ Nordmarka and $\square$ Selvik.

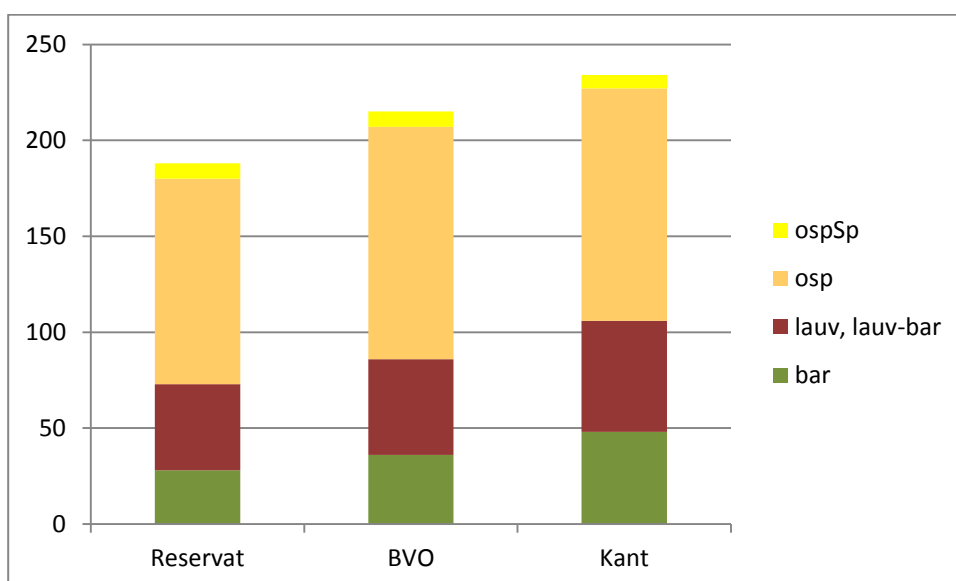


Figur 12. DCA-ordinasjon av alle ospeassosierte biller funnet per ospestokkpar i undersøkelsen. Analysen fulgte alle default-valg i CANOCO 4.5. Egenverdier: 0,21 for akse 1, 0,14 for akse 2. **Til venstre:** Stokkene er gruppert på forvaltningskategorier: $\diamond$ naturreservat, $\square$ slutthogstthensyn og $\circ$ nøkkelbiotop **Til høyre:** Stokkparene er gruppert på landskap: $\circ$ Losby, $\diamond$ Nordmarka og $\square$ Selvik. – DCA ordination based on all aspen-associated beetles found per pair of aspen logs in the study. The analysis followed all the default selections in CANOCO 4.5. Eigenvalues: 0.21 for the first axis, 0.14 for the second axis. **Left:** The logs are grouped in management categories: $\diamond$ nature reserve, $\square$ retention, $\circ$ woodland key habitat. **Right:** The pair of logs is grouped in landscapes: $\circ$ Losby, $\diamond$ Nordmarka and $\square$ Selvik.

bartreassosierte arter enn reservatene, men slutthogstthensynene har enda flere (**Figur 14**). Dette er ikke urimelig når man tenker på at hogstaktiviteten, som primært berører bartrær, er langt større nær kantsonene enn i reservatene. Nyhogd død ved i form av stubber og gjenværende stokker trekker sannsynligvis bartreassosierte arter mot hogstflatene, og noen av disse fanges opp i kantsonene.



Figur 13. Fordeling av arter med ulike treslagstilknytning i de tre landskapene. OspSp er ospe-spesialister, osp er øvrige ospeassosierte arter, bar er bartreassosierte arter og gruppen lauv, lauv-bar er generalister som går i både lauv og bartrær. – Distribution of species with different tree species association in the three landscapes. OspSp is aspen specialists, osp is other aspen associated species, bar is coniferous wood associated species and the group lauv, lauv-bar is generalist species which live in both coniferous and deciduous trees.



Figur 14. Fordeling av arter med ulike treslagstilknytning i de tre forvaltningskategoriene. OspSp er ospespesialister, osp er øvrige ospeassosierte arter, bar er bartreassosierte arter og gruppen lauv, lauv-bar er generalister som går i både lauv og bartrær. - Distribution of species with different tree species association in the three management categories. OspSp is aspen specialists, osp is other aspen associated species, bar is coniferous wood associated species and the group lauv, lauv-bar is generalist species that live in both coniferous and deciduous trees.

Rødlistearter i de ulike landskapene og forvaltningskategoriene

Det er signifikant forskjell mellom landskapene med hensyn til antall individer og arter av rødlistede vedlevende biller (**Tabell 4**). Selvik har høyere verdier enn Losby, mens Nordmarka ligger midt i mellom og ikke skiller seg fra noen av de to (ANOVA for arter: $F_{2,68} = 6,3$, $p = 0,003$).

Tabell 4. Antall rødlistede individer og arter av biller i de ulike landskapene og forvaltningskategoriene. – Number of red-listed individuals and species of beetles in the different landscapes and management categories.

Landskap	Vedlevende RL-individer	Vedlevende RL-artsforekomster	Vedlevende RL-arter
Losby	15	11	6
Nordmarka	25	15	11
Selvik	45	17	17
Sum:	85	43	21

Forvaltnings-kategorier	Vedlevende RL-individer	Vedlevende RL-artsforekomster	Vedlevende RL-arter
Nøkkelbiotop	26	12	10
Slutthogsthensyn	38	17	14
Naturrestat	21	14	12
Sum:	85	43	21

Dersom man i stedet ser på antall *artsforekomster* av rødlistede vedlevende biller, er det ingen signifikant forskjell.

Av de tre forvaltningskategoriene er det ingen signifikante forskjeller verken med hensyn til antall individer, arter eller artsforekomster av rødlistede vedlevende biller (ANOVA: $F_{2,68} = 1,1$, $p=0,3$).

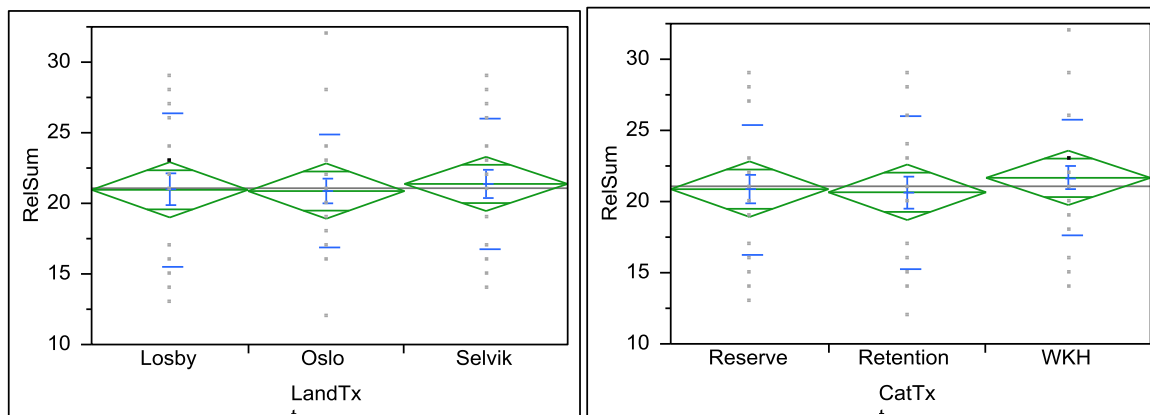
Variasjon i miljøvariable på stokknivå og lokalitetsnivå

Fellene ble bevisst plassert slik innenfor hver lokalitet at åpenheten skulle være lik rett rundt fellene, fordi forskjeller i åpenhet og solinnstråling kunne påvirke resultatet. Det er som forventet ingen forskjell mellom landskapene eller mellom forvaltningskategoriene når det gjelder dette (**Figur 15**).

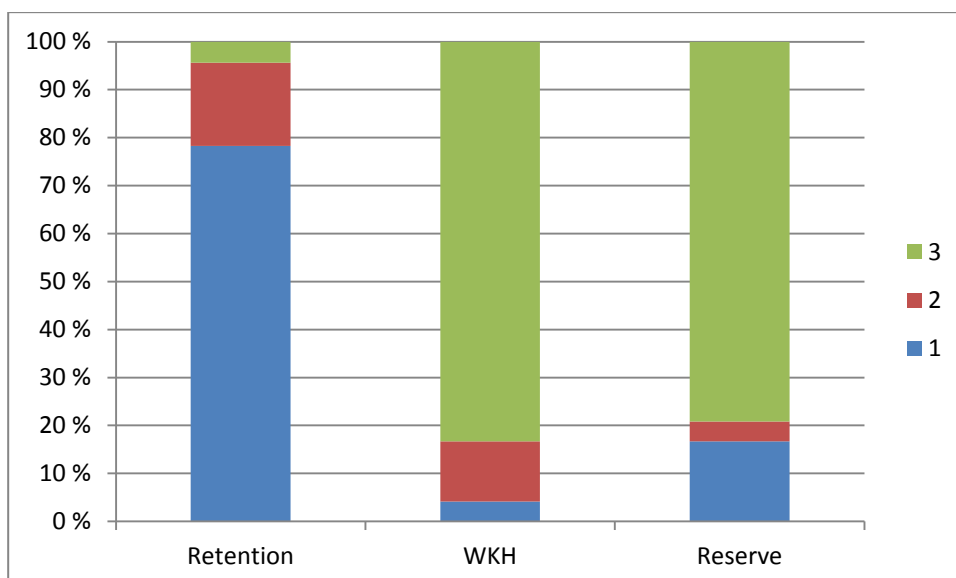
På en litt større skala derimot er det åpenbart at det vil være forskjeller mellom forvaltningskategoriene med hensyn til åpenhet. Slutthogsthensyn vil ligge nært en hogstflate og ofte nært vann eller myr, dersom det er en kantsoner mot slike habitater. Avtanden til hogstflater vil være større for nøkkelbiotoper og enda større for reservater, men også disse kategoriene kan ha vann eller myr i nærheten. Dette kan påvirke insektenes flyvemuligheter i nærheten av lokalitetene. Vi målte derfor avstand til nærmeste åpne område, fordelt på tre kategorier: 1: <10m, 2: 11-30, 3: >31, og fant klare forskjeller mellom kategoriene. Slutthogsthensynene har stort sett mindre enn 10 meter til nærmeste område, mens en tilsvarende andel av reservatene ikke har noen åpne områder innen 30 m (**Figur 16**).

3.2 Diskusjon

Dette studiet viste at det var små forskjeller i artsrikdom og artssammensetning mellom forvaltningskategoriene for vedlevende biller. Vi fant at det var flere ospeassosierte arter (unntatt spesialister) i stokkene som ble satt ut i nøkkelbiotopene, og et høyere antall vedlevende biller totalt sett i områder med slutthogsthensyn enn i naturrestatene. Det siste skyldes sannsynligvis økt åpenhet i omgivelsene i kantsonene, noe som gjør at flere biller derfor finner fram til fellene (**Figur 16**). Det høye antallet bartretilknyttede arter fanget i kantsonene indikerer imidlertid at ikke alle var i stand til å bruke ospetokken de landet på. De billene som er spesialister



Figur 15. Åpenhet rundt fellene i de ulike landskapene og forvaltningskategoriene; reservater (Reserve), slutthogsthensyn (Retention) og nøkkelbiotoper (WKH). – Openness around the traps in the different landscapes and management categories.



Figur 16. Avstand fra fellelokaliteten til nærmeste åpne område (hogstflate, vann, myr, vei), målt som 1: <10m, 2:11-30m, 3:>31m for de tre forvaltningskategoriene (Retention: slutthogsthensyn, WKH: nøkkelbiotop og Reserve: Reservat). – Distance from trap locality to nearest open area (clearcut, lake, mire, road), measured as 1=<10m, 2=11-30, 3=>31 for the three management categories.

med klar tilknytning til nydød osp, synes å finne fram til våre eksperimentstokker uavhengig av hvor de står i de landskapene vi undersøkte. Disse ospespesialistene synes altså å kunne håndtere de romlige mønstrene i dagens skog. Alt i alt viser resultatene at de ulike forvaltningskategoriene fanger opp ulike undergrupper av arter. Det indikerer at alle kategoriene er viktige for å ivareta arts mangfoldet av vedlevende biller.

Det er interessant å se hvordan disse resultatene passer med andre studier. Det er relativt sett langt færre studier som har sett på betydning av ulike forvaltningskategorier for vedlevende biller i boreal skog, enn for sopp. Noen nye studier finnes likevel:

Djupstöm et al (2008) har gjort et studium som likner på vårt. De sammenliknet tre kategorier av arealavsetninger i barskog (naturreservater, nøkkelbiotoper og slutthogsthensyn, dvs. grupper av levende trær igjen på hogstflater) og gammel ikke-vernet skog i Midt-Sverige. De fant at nøkkelbiotoper hadde signifikant flere billearter enn slutthogsthensyn og gammel kulturskog, samt betydelig mer rødlistede arter enn slutthogsthensyn. Artssammensetningen i slutthogsthensynene skilte seg vesentlig fra både gamle kulturskoger og reservater, trolig på grunn av høyere grad av soleksponering. Soleksponering var holdt konstant i vår studie, noe som kan forklare mangel på en slik effekt i våre resultater.

Flere studier, særlig i Finland og dels i Sverige, har sett på effekten av restaureringstiltak i skog. Dette gjelder både gjensetting av trær ved slutthogst, det å skape ny død ved ved å ringbarke eller kappe levende trær, samt å brenne skog med tanke på naturvern («naturvårdsbrenning» / «restoration burning») (Hyvärinen et al. 2009, Johansson et al. 2011, Johansson et al. 2010, Kouki et al. 2012, Toivanen & Kotiaho 2010). De understreker betydningen av å sette igjen tilstrekkelige mengder død ved, og at økende volum gir større utslag for biologisk mangfold av biller. Den lille forskjellen som vi fant mellom forvaltningskategoriene i vår studie taler også for at gjensetting av død ved vil ha en god effekt for opprettholdelse av billemangfoldet i disse landskapene; uansett hvor den døde veden ble plassert, klarte et stort antall av arter å finne fram til ressursen.

Samtidig er det studier som peker på det samme som for sopp; nemlig at landskapet rundt kan ha stor betydning for hvilke arter som kan nyttiggjøre seg det substratet som dannes (Franc et al. 2007, Götmark et al. 2011, Kouki et al. 2012). Dersom landskapet allerede er «utarmet» i den forstand at arter har dødd ut regionalt fordi det ikke fantes tilstrekkelig substrat innen spredningsavstand, vil de heller ikke være i stand til å nyttiggjøre seg nylagd substrat. Finske studier peker på at visse spesialiserte billearter, som brannavhengige arter, kan synes å ha forsvunnet fra regioner der langvarig menneskelig påvirkning har holdt skogbranner i sjakk og redusert mengden av død ved over store arealer (Kouki et al. 2012).

Noen studier peker på at visse billearter er avhengige av naturskogspreget skog, som billearten *Pytho kolwensis* - antagelig fordi de krever spesielle substrater av død ved som har større sannsynlighet for å opptre i eksepsjonelt dødvedrike skoger (Siitonen & Saaristo 2000). Slike tilstander finnes først og fremst i naturreservater. Smelleren *Ampedus nigroflavus* og sinoberbiller (*Cucujus cinnaberinus*) er rødlistet som henholdsvis nær truet og sårbar på den norske rødlista (Kålås et al. 2010). De har tidligere vært funnet i naturlige høystubber på Losby (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002), men ble ikke fanget i dette studiet. Det kan være fordi de ikke var i stand til å finne fram til noen av de utplasserte stokkene, eller fordi deres spesifikke habitatkrav ikke ble tilfredsstilt i våre eksperimentstokker. Det er altså mulig at de mest kravstore ospespesialistene ikke fanges opp i vår studie, og at disse kan ha en annen respons til forvaltningskategorier.

Som for sopp ligger utfordringen i å forstå i hvilken grad de rødlistede billene er begrenset av mangel på spesielle substrater, eller av begrensninger i spredningsevne. Disse faktorene er vanskelige å skille, både fordi vi ikke evner å se variasjonen i substrat slik en bille oppfatter det, og fordi evnen til å spre seg til egnede substrater i et landskap henger sammen både med avstand i rommet og med tid.

Billeresultatene er diskutert i flere artikler som er under utarbeiding, samt i en Masteroppgave som ser på betydningen av skogkarakteristika og død ved på ulike skalaer rundt fellene (Sverdrup-Thygeson et al., submitted, Birkemoe et al., submitted, Jacobsen et al. In prep., Jacobsen 2013).

4 Vedboende sopp på granlæger

4.1 Resultater

Det ble totalt samlet 207 arter i de definerte artsgruppene av vedboende sopp i de tre forvaltningskategoriene i de fire utvalgte landskapene (**Vedlegg 2**). Dette fordelte seg på 30 poresopper, 169 barksopper i vid forstand og 8 corticioide heterobasidiomyceter. Hele 69 arter er bare funnet én gang. Fem arter har mer enn hundre stokkforekomster; *Hyphodontia breviseta* (141), *Antrodia serialis* (136), *Fomitopsis pinicola* (119), *Botryobasidium* (119) og *Tylospora fibrillosa* (104).

Det ble til sammen registrert 2745 artsforekomster. På de 390 stakkene ble det registrert gjennomsnittlig 7 arter, men opp til 15 var ikke uvanlig. Mest artsrik var stakk LN6-4 i naturreservatet på Losby med 19 arter.

Til sammen ble registrert 23 rødlistearter (**Tabell 5**), dvs. 11,2 % av artene. Av disse var 1 kritisk truet (CR), 1 sterkt truet (EN), 9 sårbare (VU), 7 nær truet og 5 tilhører kategorien data-mangel (DD). Rødlisteartene utgjorde 162 artsforekomster, dvs. 5,9 % av alle artsforekomstene.

Gjennomsnittlig antall rødlistearter og -forekomster pr prøveflate

Fra **Tabell 6** framgår det at det ikke er veldig store forskjeller mellom landskapene, men at Losby både for naturreservat og nøkkelbiotoper (**Figur 17, 18**) ligger høyest med omkring 30 arter pr. prøveflate.

Antall rødlistearter er høyest i reservatene i alle de fire landskapene. Når det gjelder forekomster av rødlistearter, ligger nøkkelbiotopene høyest i Gran og Nordmarka, men naturreservatet er høyest i Losby, og i Selvik er det likt mellom nøkkelbiotop og slutthogsthensyn. Ser man bare på de truede artene, er mønsteret av forekomster det samme, med unntak av i Selvik der reservatet har det laveste artsantallet.

For kategorien slutthogsthensyn (**Figur 19, 20**), som for de fleste av prøveflatene er i form av kantsone mot myr, kommer de to landskapene der kategorien er undersøkt for sopp, svært forskjellig ut. Med hensyn til rødlistearter og rødlisteartsforekomster er det i Gran klart færre i denne kategorien enn i nøkkelbiotoper og reservat, og truede arter ble ikke funnet i det hele tatt. På Selvik derimot skilte ikke kantsonene seg ut med færre rødlistede og truede arter enn i nøkkelbiotoper og reservater.

Den klart hyppigste rødlistearten er svartsoneskjuka (*Phellinus nigrolimitatus*), en art som er typisk for grove granlæger av høy nedbrytningsgrad. Deretter følger gul snyltekjuka (*Antrodiella citrinella*) (**Figur 21**), som er kjent som en art assosiert med rødrandkjuka (*Fomitopsis pinicola*), duftskinn (*Cystostereum murrayi*) (**Figur 22**) og rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*). Begge de to sistnevnte artene er mye benyttet som gammelskogsindikatorer.

Sjeldne arter av høy truetetskategori er ofte for sjeldne til effektivt å fanges opp av en metode med bare fem tilfeldig valgte stakker pr. prøveflate. For eksempel ble den sjeldne og lett kjennbare lappkjuka (*Amylocystis lapponica*) aldri registrert på noen stakk i undersøkelsen, men ble tilfeldig observert i en nøkkelbiotop hver på henholdsvis Losby og i Gran.

I tillegg til variasjonen mellom forvaltningskategoriene er det også en klar geografisk variasjon fra sør til nord i materialet. Svartsoneskjuka (*Phellinus nigrolimitatus*) blir mye vanligere nordover, noe som gjenspeiles i det høyere antall registreringer i Gran enn i de andre områdene (**Tabell 5**). I reservater og andre rester av grov gammelskog med mye død ved av grove dimensjoner på Hadelands østås og tilgrensende Romeriksåsen og Nordåsen er dette den klart

Tabell 5. Antall forekomster av rødlistede arter i de ulike landskapene og forvaltningskategoriene. B=Nøkkelbiotop, K=Slutthogsthensyn (kantsoner og gjensatte tregrupper), N=Naturresevat (Hyphoderma velatum er skilt ut fra H. involutum, som er rødlistet som VU). – Number of occurrences of red-listed species in the different landscapes and management categories. B=Woodland key habitat, K=Retention patch, and N=Nature reserve (Hyphoderma velatum is separated from H. involutum, which is red listed as VU).

Art	RL	Gran			Losby		Nordmarka		Selvik			ung	Sum
Forvaltningskategori		B	K	N	B	N	B	N	B	S	N		
Antall prøveflater		8	8	8	6	6	10	8	8	8	8		
<i>Amylocorticium subincarnatum</i>	EN					2							2
<i>Anomoporia kamtschatica</i>	VU				1								1
<i>Antrodiella citrinella</i>	VU	1		2	2	4	2	3	4	2	1		21
<i>Botryobasidium medium</i>	DD	3	2	3			1						9
<i>Cystostereum murrayii</i>	NT	2	5	2			2		1	2			14
<i>Fibricium lapponicum</i>	VU			1									1
<i>Fomitopsis rosea</i>	NT								1		1		2
<i>Hyphoderma velatum</i>	VU					1							1
<i>Hyphodontia curvispora</i>	VU	1											1
<i>Junghuhnia luteoalba</i>	NT									1	1		2
<i>Leucogyrophana sororia</i>	NT				1		3			1			5
<i>Paulliticorticium anisatum</i>	NT						3	1			1		5
<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	NT	19	8	16	1	1	3	5			2		56
<i>Phlebia subulata</i>	VU				1	2			3				6
<i>Phlebia centrifuga</i>	NT	1	2	1		1			2	2	4		13
<i>Phlebiella christiansenii</i>	DD					1				1			2
<i>Postia hibernica</i>	DD											1	1
<i>Skeletocutis brevispora</i>	VU				2	1	3	1					8
<i>Skeletocutis jelicii</i>	CR					2							2
<i>Spongiporus undosus</i>	VU			1		1				1			3
<i>Trechispora candidissima</i>	DD					1				1			2
<i>Trechispora kavinioides</i>	DD			1									1
<i>Tubulicrinis chaetophorus</i>	VU	2									1		4
Sum rødlistearter		7	4	8	6	11	7	4	5	8	7	1	
Sum rødlistearts-forekomster		29	17	27	8	17	17	10	11	11	11	1	162
Totalt antall arter pr. kategori		74	73	82	82	89	97	84	83	85	82		
Totalt antall arter													207

Tabell 6. Gjennomsnittlig antall arter og forekomster pr. prøveflate i studiet. Forekomster representerer antall arter per stokk. TRUA arter representerer arter som er rødlistet som kritisk truet (CR), truet (EN) eller sårbar (VU). (Forekomst av én rødlisteart på en stokk er definert som én forekomst, tilsvarende gjelder for TRUA arter.) – Average values per study plot in the study. Occurrences represent number of species per log. TRUA arter (threatened species) represent species which are red-listed as critically endangered (CR), endangered (EN), or vulnerable (VU). (The occurrence of one species on one log is defined as one occurrence, the same applies to threatened species.) Nøk.=Woodland key habitat, Slutthogsth=Retention patch, and Res.=Nature reserve.

Landskap og kategori	Antall prøveflater	Gjennomsnitt antall arter	Gj.snitt ant. RL-arter	Gj.snitt ant. RL-artsforekomster	Gj.snitt ant. TRUAarter	Gj.snitt ant. TRUAartforekomster
Gran Nøk.	8	21,5	2,0	3,9	0,5	0,6
Gran Slutthogsth.	8	21,5	1,3	2,1	0,0	0,0
Gran Res.	8	24,1	2,3	3,4	0,5	0,5
Losby Nøk.	6	29,8	1,2	1,2	0,8	0,8
Losby Res.	6	31,2	2,5	2,8	1,8	2,0
Nordmarka Nøk.	10	26,1	0,9	1,5	0,2	0,6
Nordmarka Res.	8	25,1	1,0	1,1	0,5	0,5
Selvik Nøk.	8	21,5	1,3	2,1	0,8	1,5
Selvik Slutthogsth.	8	24,6	1,8	2,1	0,4	0,5
Selvik Res.	8	24,6	1,9	1,4	0,3	0,3
Total	78	24,8	1,6	2,1	0,5	0,7

vanligste kjukearten observert ved fruktlegemer (jf. Bendiksen & Svalastog 1999, Framstad et al. 2006).

Det ble også for Gran registrert et par rødlistearter som synes å ha en klar nordlig utbredelse; sibirfiberskinn (*Fibricium lapponicum*) og *Botryobasidium medium*. For soppene var det ingen rødlistearter som merket seg ut som sørlige. Når det gjelder den totale artsrikdommen, var det imidlertid en gradient med flere arter i sør enn i nord, jf. **tabell 5**.

På ungskogslægerne ble det kun gjort en eneste registrering av rødlisteart, kremkjuke (*Postia hibernica*), DD, som ikke ble observert noe annet sted.

Når man ser bort fra klynger av stokker, er det (unntatt for Selvik) gjennomsnittlig lenger mellom stakkene i naturreservat enn nøkkelbiotop (svært tydelig for Nordmarka og Gran, jf. **vedlegg 4**). Størst er imidlertid avstanden i kantsonene. For kantsonene er det i størrelsesorden dobbelt så langt mellom stakkene som i reservat.

Vi gjorde en statistisk analyse for å sammenligne artsantall og artssammensetning i de ulike kategoriene og landskapene (for testresultat, se Sverdrup-Thygeson et al. 2014b). I denne analysen inngår bare Selvik og Gran, siden de to andre landskapene ikke hadde tilstrekkelig med stokker i kantsonene. I analysen inngår dermed drøyt 1500 forekomster av sopp fra 160 ulike arter. Videre delte vi soppartene inn i to grupper, basert på informasjon i rødlista (Kålås et al 2010) og Stokland og Larsson (2011): En gruppe med arter som er kjent for å ha tilknytning til egenskaper som vanligst forekommer i naturskogspreget skog, her kalt «gammelskogsspesialister», og en gruppe med øvrige arter.



Figur 17. Østmarka naturreservat, Losby. Parti svært rikt på død ved. – Østmarka Nature Reserve, Losby. Locality very rich in dead wood. Foto/Photo: EB.



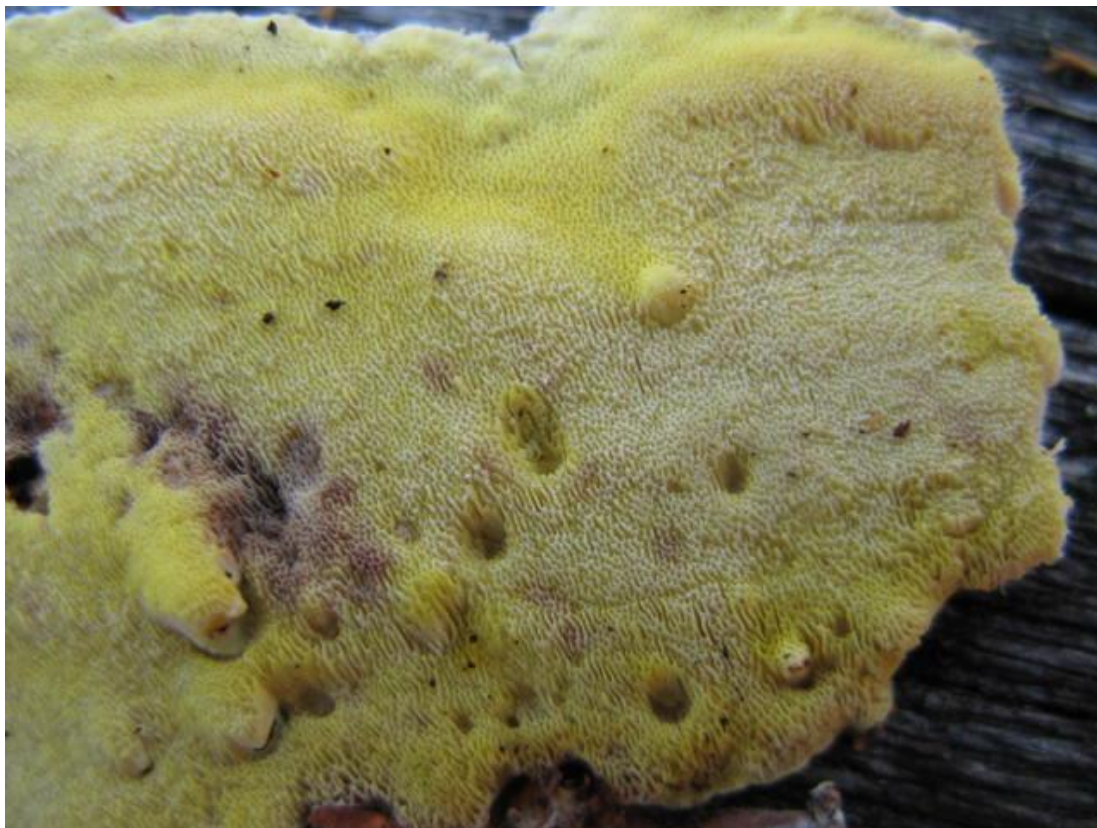
Figur 18. Nøkkelbiotop, Losby (LB2 Høgmyrkollen). – Woodland key habitat, Losby. Foto/Photo: EB.



Figur 19. Smal/brutt kantsone i Gran (putten mellom Huldertjernet og Badstufalldalen).
- Narrow/broken margin zone in Gran. Foto/Photo: EB.



Figur 20. Slutthogsthensyn I form av gjensatt tregruppe i Gran (Abborputten NV, GK 2). –
Retention patch with group of old trees. Foto/Photo: EB.



Figur 21. Gul snyltejuke (*Antrodiella citrinella*), rødlistet som VU. – *Antrodiella citrinella*, red listed as VU. Foto/Photo: EB.



Figur 22. Duftskinn (*Cystostereum murrayii*), rødlistet som NT. - *Cystostereum murrayii*, red listed as NT. Foto/Photo: EB.

Vi kjørte en nøstet analyse (GLM, Generalized Linear Model) der vi tok hensyn til at områdene i samme landskap kan ha fellestrekk fordi de ligger nærmere hverandre. Vi fant at både gammelskogsartene og de øvrige soppartene hadde ulik artsrikdom i de forskjellige kategoriene og landskapene. Gammelskogsartene hadde høyest artsrikdom i Gran, og her skilte slutthogst-hensynene seg signifikant ut med få slike arter, mens nøkkelbiotopene hadde signifikant høyest artsrikdom av gammelskogsarter. I Selvik var ingen av kategoriene signifikant forskjellige, og en videre analyse viste at dette sannsynligvis skyldes at det heller ikke var særlig forskjell mellom de ulike kategoriene med hensyn til viktige dødved-egenskaper.

Tilsvarende analyser ble også gjort for *sammensetningen* av sopparter i de to gruppene. Også her skilte forvaltningskategoriene i Gran seg fra hverandre: Naturreservatene hadde en signifikant annerledes artssammensetning av gammelskogsarter enn nøkkelbiotopene og slutthogst-hensynene, mens det ikke var slike forskjeller for de øvrige artene. For det andre landskapet (Selvik) var det ingen signifikant forskjell mellom noen av kategoriene for noen av soppgruppene.

4.2 Diskusjon

Overordnet tolkning av forskjeller mellom forvaltningskategorier

Det ble det gjort funn av rødlistearter av sopp på et stort antall av granstokkene i både naturreservater og nøkkelbiotoper. For begge disse kategoriene er forekomst av rødlistearter ett av flere kriterier for at områdene ble valgt ut som nettopp reservater og nøkkelbiotoper, så dette resultatet var forventet. Stokker analysert i nøkkelbiotopene tenderte også til å ha et høyere antall rødlisteartsforekomster enn reservatene. Nøkkelbiotopene utgjør mindre arealer enn reservatene og er i tillegg valgt ut på bakgrunn av faktorer som høy konsentrasjon av død ved i hele arealet. De er tenkt å fungere som et kjerneområde for arter, som disse kan spre seg ut fra til omkringliggende landskap.

Det svært sjelden man finner kjerneområde-egenskaper tilsvarende nøkkelbiotopene i et helt eller store deler av et barskogsreservat. Reservatene er ofte utvalgt som følge av at områdene det gjelder, har større konsentrasjon av kjerneområder enn ellers i landskapet eller jevnt over høyere kvalitet enn andre områder i regionen. Ofte vil det være betydelig matriksareal, dvs. mer triviell dødved- og artsfattig skog, innimellom. Med tilfeldig utvalgte stokker vil mange av dem havne nettopp innenfor dette matriksarealet. Det er derfor ikke overraskende at nøkkelbiotopene kom bedre ut på rødlisteartsforekomster enn reservater i dette studiet.

Det er stor variasjon mellom landskapene, og resultatene fra Losby avviker fra trenden diskutert over ved at reservatet har dobbelt så mange rødlisteartsforekomster som nøkkelbiotopene. Dette har ingen enkel forklaring, og årsakene kan være enten tilfeldige (stort antall stokker i hotspotarealer) eller ha skogbrukshistoriske årsaker.

De truede artene (CR, VU og EN) samlet viser samme trender som alle rødlisteartene, selv om det varierer noe mer mellom landskapene. Funntallene for denne gruppen er imidlertid så lave at tilfeldigheter lett kan slå ut, og tallene må tolkes med forsiktighet.

Standarden for gjensetting av kantsoner gjelder generelt mot myr, innsjø og større bekker. De fleste av prøveflatene i Gran havnet i kantsoner som var rester av gammelskoger fattige på død ved nær vei eller vassdrag og utsatt for relativt hard tidligere plukkhogst og/eller rydding etter vindfall – derav også den lange avstanden mellom registrerte stokker. De fleste kantsonene i Gran var også svært smale, ofte med plukkhogst av større trær helt ut i myrkanten. Delvis blir den negative kanteffekten med hensyn til uttørring større jo smalere og mer glissen kantsonen er.

På Selvik var situasjonen en helt annen i kantsonene. For antall rødlistearter og rødlisteartsforekomster fremstår denne kategorien omtrent som like verdifull som nøkkelbiotoper og reservater. Tre faktorer synes å bidra til å forklare at kategorien kommer så positivt ut for Selvik: 1) Det er satt av solide kantsoner mot myr og vassdrag, ofte opp i 30-40 meters bredde og uten at det er plukkhogd inn i denne ved flatehogst på baksida. Særlig i nordvendte og vindbeskyttede områder kan disse avsatte områdene fungere som stabile økosystemer der kvalitetene slik de var før tilgrensende hogst, i stor grad kan opprettholdes. 2) I alle fall i de indre områdene av skogeiendommen har det vært svært begrenset grad av opprydding etter vindfall etter de siste tiårenes stormer. 3) minst to av prøveflatene (SK3 og 8) i kantsonen har klar nøkkelbiotopverdi med hensyn til mengde død ved og/eller rødlistearter og skulle vært valgt ut som nøkkelbiotop om disse også hadde blitt tatt ut etter artsinnhold.

I «Levende Skog», standard for bærekraftig skogbruk, står om kantsonenes bredde: «De økologiske forhold indikeres av vegetasjonstypene. Det er viktig å skape stabile kantsoner. Bredde må tilpasses forholdene på stedet og kan variere innen en og samme kantson. Bare unntaksvis vil det være behov for kantsoner med bredde på mer enn én trehøyde. Enkle trerekker som kantsoner har knapt noen økologisk funksjon. Mot myrer skal vegetasjonstypene og terrengform være retningsgivende for kantsoners bredde.» For énsjiktet granskog gis rom for svært smal kantson. Det er altså en god del rom for skjønn. I en miljørapport fra Norsk Skogsertifisering (2013) som omfatter 2,3 mill. daa. produktiv skog på Østlandet og i Trøndelag, ble kantsoner målt under årlige revisjonsbesøk 2003-2012. Gjennomsnittlig kantsonebredde var 14,1 m. Gjennomsnittlige kantbredder målt for alle stokkpunkter i denne undersøkelsen (for det flertall av stokker som lå i kant mot myr) var for Gran/Hurdal litt over snittet, 16,8 m (målt kun for 4 prøveflater), mens Selvik hadde en gjennomsnittlig kantbredde på hele 24,3 m, altså godt over målt gjennomsnitt i revisjonen. Gran/Hurdal synes altså å representere det som er normal praksis. Resultater sammenliknet for disse to landskapene indikerer at det for vedboende sopp kan oppnås god gevinst ved å øke kantbredden.

Hvorfor burde vi forvente færrest arter i kantsoner?

Lindblad (1995, 1998) sammenliknet bark- og poresopper i to bestand av gammel granskog i Skotjernsfjellet naturreservat (Oppland, Lunner). Det ene var så urskogsnaert som det er mulig å komme på Østlandet, med trolig noen få trær tatt ut ved plukkhogst for 50-100 år siden, mens det andre var sterkere preget av gammel plukkhogst. Førstnevnte bestand hadde klart større artsdiversitet enn sistnevnte, som helt manglet stokker i midlere og seinere nedbrytningsstadier, men også når ferske stokker ble sammenliknet mot hverandre, var det ca. 50 prosent flere arter i det urskogsnaere bestandet. Tilsvarende fant Stokland & Larsson (2011) ved sammenligning av naturskog og drevet skog i Sørøst-Norge for de samme artsgrupper at granstokker i drevet skog hadde et artsantall som var 10-55 prosent lavere enn naturskogen. Forskjellen kunne forklares med ulik substratmengde, men også antall arter per stokk, eller grupper av stokker, sank langs en gradient fra naturskog til mer intensivt drevet skog. Reduksjonen var størst for arter på de største stakkene. Spesielt var det granspesialister på grove læger som manglet i den drevne skogen.

Sammenliknende geografiske studier mellom Fennoskandia og russisk Karelen indikerer at barskog i aktivt drevne skogbrukslandskaper i Sverige og Finland har langt færre arter av vednedbrytere enn det som er vanlig i større urskogslandskaper i Russland (Siitonen et al. 2001, Stenlid & Gustafsson 2001). Etter Sovjetunionens oppløsning i 1991 sto det igjen store naturskogsområder som var urskog eller svært beskjedent påvirket, i kontrast mot det finske intensive flateskogbruket i vest. Siitonen et al. (2001) fant i to parallelle studier at totalt artsantall og antall rødlistearter av kjuker, samt mengde av rødlistearter og indikatorarter var signifikant høyere på den russiske sida. Områdene var økologisk godt sammenliknbare. (Jf. også parallellstudium, Lindgren 1999)

Kantsonene representerer den forvaltningskategorien som mest likner på drevet skog i vår studie. Basert på resultatene diskutert over, skulle vi derfor forvente at denne kategorien hadde et lavere artsantall enn naturreservater og nøkkelbiotoper som skulle representere naturskog.

Dette ble ikke funnet for det totale artsantallet, men for de rødlistede artene og deres forekomst, var dette mønsteret til stede i Gran.

Effekt av variasjon i stokkenes nedbrytningsgrad mellom forvaltningskategoriene

Som sagt i metodekapitlet valgte vi ut stokker tilfeldig i et transekt, og vi kan derfor ikke sammenlikne like stokker mellom forvaltningskategoriene.

Som det fremgår av **vedlegg 2**, har ulike arter ulik preferanse med hensyn til vedens nedbrytningsgrad. Dette er kjent fra et stort antall undersøkelser og med størst antall arter i midlere råtestadier (jf. Bader et al. 1995, Høiland & Bendiksen 1997, Lindblad 1998, Kruys et al. 1999, Stokland & Kauserud 2004, Siitonen et al. 2005, Sippola et al. 2005, Junninen et al. 2007, Jönsson et al. 2008, Pouska et al. 2011). Det er også kjent fra flere undersøkelser at mange arter foretrekker læger av grove dimensjoner (bl.a. Renvall 1995, Stokland et al. 2012). Variablene knyttet til fuktighets- og energiinnhold (Stokland & Kauserud 2004) eller konkurranseevne for vekst i hard og seintvoksende ved (Edman et al. 2006) kan være viktige forklaringsfaktorer. Mer generelt viser en rekke studier at antall arter på en låg øker med stokkdimensjon (Bader et al. 1995, Renvall 1995, Lindblad 1998, Kruys & Jonsson 1999, Stokland & Larsson 2011, Berglund et al. 2011). Årsakene kan være flere; større volum og næringsressurser, flere mikrohabitater med større spenn i blant annet nedbrytningsstadier i samme stokken og mulighet for lengre koloniseringsperiode (Stokland et al. 2012). Stor variasjon i artsutvalg er også knyttet til treets dødsårsak (jf. Svanteson 2013).

Registrerte læger i Gran og Nordmarka har gjennomsnittlig høyere nedbrytningsgrad enn for Losby og Selvik (jf. **vedlegg 3**). Dette vil kunne påvirke artssammensetningen i disse landskapene. Spesielt grove og sterkt nedbrutte stokker med svartonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) kan også være svært artsfattige, med få andre arter til stede. Trolig står svartonekjuke for en stor del av restnedbrytningen i dette stadiet. Typisk er også forekomst av noen av de corticoide mykorrhizaartene (muligens delvis fakultative vednedbrytere, se kap. 2.3) blant barksoppene og hvor restnedbrytningen også delvis kan være overtatt av andre artsgrupper som vedboende skivesopper (oppsummert av Stokland et al. 2012).

Både antall arter totalt og rødlistearter hadde muligens vært høyere for Gran og Nordmarka om lægerne hadde vært valgt ut antallsvis likt etter nedbrytningsgrad. Muligens er det i noen områder et underskudd av middels nedbrutte stokker av skogbrukshistoriske årsaker.

En annen viktig faktor er treets dødsårsak. Selv innenfor samme nedbrytningskategori kan det være avgjørende for artsutvalget hvilken forutgående nedbrytningsprosess lågen har hatt, for eksempel om den har vært et friskt tre som er felt av sterk vind eller om den har stått i lengre tid som tørrgran og først mistet barken etter forutgående sopp- eller billeangrep. Denne type ulike stokker kan bli angrepet av helt ulike arter, som igjen avløses av andre arter gjennom typiske suksesjoner der den ene arten av ulike årsaker tilrettelegger for bestemte senere arter (jf. Renvall 1995, Niemelä et al. 1995, Stokland et al. 2012, Ottosson 2013, Pasanen et al. 2014). Denne faktoren er ikke systematisk undersøkt her, og det er også umulig å avgjøre for sterkt nedbrutte læger, hvor det for eksempel ofte er uråd å bedømme om det dreier seg om et rotvelt eller stammebrekk.

Er nøkkelbiotopene viktige for artsmangfold av sopp?

Det er også gjort flere undersøkelser med målsetting å finne ut hvilket bidrag nøkkelbiotoper kan ha for ivaretagelse av artsmangfold og spesielt rødlistearter. To studier er gjort for vedboende sopp fra Finland, der Junninen & Kouki (2006) og Hottola & Siitonen (2008) konkluderte med at nøkkelbiotopene de undersøkte ikke bidro til å ivareta rødlisteartsmangfoldet til poresopp. Dette gjaldt imidlertid en egen nøkkelbiotoptype «bekkekantskoger», der egenskaper knyttet til død ved ikke er det primære utvalgsriteriet. Naturskog, eller skog med mye død ved, er ikke inkludert i den finske definisjonen for nøkkelbiotop gitt etter den finske skogloven.

Stokland et al. (1997), som forarbeid til en større undersøkelse (Stokland & Larsson 2011), presenterte en sammenlikning av vedboende funga mellom ti tilfeldig valgte, ordinært hogstpåvirkete skoger av ulike hogstklasser (landskogstakseringsflater) og tre nøkkelbiotoper (tidligere ukjent med hensyn til arter). Nøkkelbiotoper rike på død ved i alle nedbrytningsstadier kom ut med et klart høyere antall sjeldne og rødlistede arter enn de sterkere påvirkete lokalitetene.

Ericson et al. (2005) påpeker at fennoskandiske nøkkelbiotoper i skog vanligvis er betydelig påvirket av skogsdrift etter ca. 1850 og langt unna en naturskogstilstand. Dermed synes også de biologiske verdiene, inkludert deres evne til å sikre rødlistede sopparter, å være svært usikre. Data er basert på et studium fra Dalarna, Sverige. Det understrekes likevel at etablerte nøkkelbiotoper vil være viktige restaureringsbiotoper. Fortsatt virkning av hogstinngrep i eldre tid er også understreket av Josefsson et al. (2010). I en undersøkelse av tre norske barskogsområder fastslår imidlertid Storaunet et al. (2005) at eneste mer merkbare påvirkning per i dag av plukkhogst 50-100 år tilbake er redusert mengde død ved i høyproduktiv skog. Sverdrup-Thygeson (2002) gjorde en undersøkelse i åsområdene omkring Hurdalsjøen med blant annet sammenlikning av nøkkelbiotoper og øvrig areal i skogsområder med sterk hogstpåvirkning gjennom lengre tid. For vedboende biller var det ingen og for vedboende sopp få forskjeller mellom de to kategoriene (litt høyere sannsynlighet for forekomst av vedsopp-indikatorarter).

Denne undersøkelsen viser at nøkkelbiotopene har en tydelig funksjon for å ivareta rødlistearter. Dette gjelder ikke bare signalarter som i mange tilfeller var registrert på forhånd og som var medvirkende årsak til at de aktuelle arealene ble valgt ut som nøkkelbiotop, men også andre rødlistearter som ikke eller i liten grad kan kjennes makroskopisk, men som ble registrert i dette studiet.

Som antydnet ovenfor, er det et viktig poeng at de tre hovedkategoriene for denne undersøkelsen, naturreservat, nøkkelbiotop og kantsone, har høyst variabelt innhold, både innen og mellom landskaper. Egenskaper knyttet til begreper som påvirket skog og naturskog kan derfor gå på tvers av disse kategoriene, og begge kan finnes innenfor hver av kategoriene. Kantsoner kan noen steder ha nøkkelbiotopkvaliteter, reservater kan ha større areal med matriks av påvirket skog, og nøkkelbiotoper omfatter her både artsbaserte naturtypelokaliteter, nøkkelbiotoper eller "bevaringsskoger" (Oslo kommune) fra tidlig fase og nøkkelbiotoper basert på MiS (miljøregistreringer i skog)-metoden valgt ut på grunnlag av strukturelle karakterer. Reservater og nøkkelbiotoper kan være alt fra naturskogsrelikter med rikelig død ved i alle nedbrytningsfaser og til restaureringsbiotoper med mye død ved, men der læger av liten nedbrytningsgrad er i stor overvekt (jf. Ericsson et al. 2005). Lortkulp i Nordmarka (OB 8) er typisk eksempel på det siste. Enkelte av nøkkelbiotopene var enten så små eller så fattige på død ved at det var vanskelig å finne fem uavhengige stokker. Likevel var de biologiske kvaliteter jevnt over gode.

Brandrud et al. (2013) fant at det i lavereliggende strøk var flere rødlistearter av vedboende sopp per låg i spredte stokkforekomster enn der stokkene var konsentrert. Nøkkelbiotoper med for spredt stokkforekomst til å tilfredsstille terskelverdi for å bli valgt ut etter MiS-metoden kan dermed være rikere på rødlistearter enn MiS-baserte nøkkelbiotoper der stor tetthet i død ved ofte forårsakes av stokker av samme type, ofte rasktvoksende stokker som har kommet til en sammenbruddsfase og falt omtrent på likt, og som domineres ikke minst av rødrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*). Denne forskjellen viste seg å opphøre både mot mer naturskogspregete arealer med mer variert død ved av ulik nedbrytningsgrad og oppover mot høyereliggende strøk, med lavere nedbrytningshastighet og blant annet svartonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) som viktig art. Overført på vår undersøkelse skulle feilkilden ved at det for to av landskapene er undersøkt MiS-baserte nøkkelbiotoper, være redusert ved at dette gjelder nettopp de to mest høyereliggende områdene (Gran og Selvik).

Betydningen av spredning og kontinuitet i tid og rom for sopp på død ved

Mange studier tyder på at det ikke bare er tilstrekkelig med riktig habitat for sopper knyttet til død ved. De må også kunne spre seg dit fra nærliggende forekomster, noe som ofte ikke er mulig, eller i det minste vil ta meget lang tid. I Lillomarka (øst for Mellomkollen naturreservat)

ble det allerede under pilotundersøkelsen for utvalg av "bevaringsskoger" (de første nøkkelbiotoper) i Oslo kommunes skoger klart at det var bare noen ytterst få kjerner hvor man ut fra artssammensetning og dødvedprofil kunne tenke seg at artene hadde overlevd langt bakover i tid (jf. Håpnæs et al. 1993, Bendiksen 1994). Tjue år seinere har det, etter at rydding av vindfall tok slutt omkring 1990 i dette området, tilkommet en større mengde midlere nedbrutte læger. Likevel er fortsatt total mangel på arter som rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*) og duftskinn (*Cystostereum murrayi*) som skulle kunne vokse der og som finnes på tilsvarende død ved i f.eks. Gullenhaugen, det undersøkte reservatet i Gran, der det er rikelig med forekomster som bidrar med lokal spredning. Det er derfor nærliggende å tro at spredningsproblemer her har begrenset forekomsten av disse artene. En restaureringsundersøkelse fra Finland der tidligere dreven skog ble satt av som reservat med påfølgende økning i mengde død ved, ga som resultat etter fem år at det ikke var kommet inn noen truede arter så langt (Pasanen et al. 2014).

Slattumrøa naturreservat er et av de mest dødvedrike arealene i Lillomarka (Framstad et al. 2006), men som trolig også har vært gjenstand for et konnektivetsbrudd i død ved langt tilbake. Stokkene i mesteparten av reservatet er svært godt undersøkt, og det er til sammen observert to stokker med svartonekjuke og én med duftskinn. I alle fall den ene svartonekjuke-stokken var utypisk nok på en mindre låg i et område med lite sterkt nedbrutt ved. Den har høyst sannsynlig blitt spredt inn i seinere år. På Røverkollen (sørøst for Slattumrøa diskutert over) (Framstad et al. 2006) er det også i ferd med å bli rikelig med død ved, men det er kun gjort noen spredte enkeltfunn av rødlistearter (rynkeskinn (2), svartonekjuke (1) og gul snyltekjuke (*Antrodia citrinella*) (1-2)). Området ble godt undersøkt i 1984-85 (Bendiksen & Salvesen 1992) uten at disse artene ble funnet, og det antas at også disse kan ha kommet med fjernspredning.

Disse observasjonene er i tråd med resultatene til Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer (2003) for svartonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) som viser at både tilstedeværelse og hyppighet av arten var sterkt assosiert med andel skog som har 140 års kontinuitet i det omkringliggende landskap (80 ha rundt undersøkte ruter).

Rolstad et al. (2012) vektlegger ut fra egne resultater sopps evne til langdistansespredning i form av en bakgrunnsspredning på stor skala utenfor den strekningen som har en forhøyet sporetetthet i nærheten av kilden, men påpeker også at for sjeldne, ofte økologisk spesialiserte arter, vil også sporetettheten i en slik bakgrunnsspredning være tilsvarende mindre. I deres undersøkelse fra Oppkuven i Nordmarka konkluderes med at flere rødlistearter i natur- enn kulturskog skyldes den døde vedens kvalitet. Undersøkelsen begrenser seg imidlertid til avstander opp til 1-2 km, tilsvarende resultatene hos Nordén & Larsson (2000). Også ut fra våre observasjoner er det indikasjoner på at arter kan komme inn igjen i et fragmentert og aktivt drevet skoglandskap i en skala på noen kilometer, men at det kan ta tid og være avhengig av om spesialiserte arters krav til dødvedkvalitet vil være tilfredsstillt.

Generelt er det grunn til å anta at selv om en liten andel av sporene spres langt av sted og isolert sett skulle være tilstrekkelig for etablering av en art, kan høy sporetetthet fra kilden innenfor noen få kilometer være avgjørende for sannsynligheten av en vellykket etablering (Edman et al. 2004a,b,c).

Betydningen av nærspredning, jf. undersøkelsene referert i innledningen, indikeres av at de sjeldne og rødlistede artene klengekjuke (*Skeletocutis brevispora*) og huldrevoksskinn (*Phlebia subulata*) ble funnet på henholdsvis tre stokker i OB9 og to stokker i SB7. Et aggregert utbredelsesmønster ble også observert for flere arter i en undersøkelse fra Sør-Trøndelag (Høiland & Bendiksen 1997); artene manglet på tilsynelatende økologisk like lokaliteter ellers i området. (Jf. også Eriksson 1958, Edman et al. 2004c, Jönsson et al. 2008, Norros et al. 2012. Men se Kubartová et al. 2012).

Sentralt i spørsmålet om betydningen av konnektivitet er noen større undersøkelser fra Finland. Penttilä et al. (2006) fant ved å sammenlikne et område (Häme) i Sør-Finland og et nær

grensa mot Russland mye lenger nord (Kuhmo) at totalt artsantall og forekomst og hyppighet av kjuke var mye lavere i det sørlige området enn det nordlige. Sistnevnte var i samme område som Siitonen et al. (2001) sammenliknet med russisk Karelen. Det går en gradient i skogbrukspåvirkning gjennom de tre studieområdene, der selv det nordlige i Finland anses å være negativt påvirket og at arter har forsvunnet eller blitt redusert som følge ikke bare av redusert substrat, men også fragmentering og isolasjonseffekter. Terskelverdier med hensyn til mengde død ved for når en art blir negativt påvirket (jf. Penttilä et al. 2004) og ved hvilken avstand mellom naturskogsrester negative isolasjonseffekter begynner å virke, blir diskutert (Penttilä et al. 2006). Det antas også at det nordlige området i Finland, som er et av de aller minst påvirkete i denne regionen, vil erfare en fortsatt negativ utvikling framover som følge av utdøingsgjeld. Dette er som følge av at fragmenteringen i denne regionen har foregått relativt nylig og at det fortsatt neppe har kommet til en likevektssituasjon.

Tilsvarende trend er funnet av Nordén et al. (2013) langs en SV-NØ-gradient i Sør- og Midt-Finland, ut fra et stort statistisk materiale. Spesialiserte arter (her: kjuke og et antall utvalgte andre vedboende arter) påvirkes sterkt og negativt av fragmentering på landskapsnivå (jf. også Hottola et al. 2009). En forvaltningsmessig konsekvens av dette er anbefalingen om å prioritere høykvalitets verneområder som sikrer god konektivitet for å ivareta rødlistearter med spesialiserte livskrav. Samtidig understrekes at nøkkelbiotoper kan være verdifulle for å ta vare på andre deler av soppmangfoldet, blant annet arter knyttet til lauvtrær.

Overført på vårt studieområde i Sør-Norge er det på grunn av krappe regionale økologiske gradienter ikke mulig å foreta noen tilsvarende sammenlikning. Naturlige soppgeografiske mønstre lar seg vanskelig skille fra forskjeller i skogbrukshistorie, jf. kapittel 3.1.2. Med de finske undersøkelsene som utgangspunkt skulle hele vår region inkludert de tilsynelatende minst påvirkete områdene ha vært gjenstand for en nedgang for arter innen gruppen av økologiske spesialister sammenliknet med den naturlige urskogstilstanden. Regionen har vært kjennetegnet av omfattende skogsdrift i lang tid med blant annet svært omfattende avvirkning under høykonjunkturperioder på 1800-tallet (jf. bl.a. Solbraa 1996) og med en påfølgende flaskehals-epoke med hensyn til død ved. Like fullt synes det å kunne være igjen noen få fragmenter av ekte urskog; som blant annet nevnt for deler av Oppkuven naturreservat av Rolstad et al. (2012). Deler av naturreservatene Skotjernfjell og Gullenhaugen er også kandidater med sitt svært lite påvirkete preg (jf. Korsmo & Svalastog (1993) og Bendiksen & Svalastog (1999)).

Den ubetydelige forskjellen i artsantall mellom reservater og nøkkelbiotoper i vår studie tyder på at nøkkelbiotopene ikke har vært utsatt for en negativ fragmenteringseffekt sammenliknet med reservatene, dette til tross for at de ofte opptre som små øyer i flatehogstlandskapet. Delvis kan det være en effekt av at det er gått kort tid (noen tiår) siden mer omfattende fragmentering fant sted og at utdøingsgjelden ennå ikke er betalt. Men nøkkelbiotopene ligger også innenfor en såpass liten avstand (opp til ca. 4 km fra reservat eller annet større kjerneområde) at de bare delvis burde vært rammet av spredningsbegrensninger jf. studiene nevnt over. Både Losby, Nordmarka og Gran har dessuten også noen andre større rest-naturskogsområder i tillegg til de registrerte reservatene, i eller nær testområdene; Ramstadslottet i Østmarka, Avrillenområdet i Gran og Skjennungsåsen og Godbekken i Nordmarka, alle i tilknytning til noen av de undersøkte nøkkelbiotopene. De to sistnevnte områder ble vernet som friluftslivsområder, hjemlet i markaloven i 2013 og hvor hogst ikke blir tillatt.

De beskrevne områder i Lillomarka nevnt ovenfor, ligger imidlertid mange kilometer fra noe eldre reservat eller større kjerneområde (ca. 10 km øst for Mellomkollen, som er nærmeste). Den svært beskjedne forekomst av rødlistearter og med indikasjon på at det lille som er kan være innkommet de siste par tiår, antyder at det også i denne regionen i alle fall lokalt kan være negative fragmenteringseffekter og at det i alle fall vil være snakk om tid før de kan komme inn igjen fra kjerneområder som tross alt ikke ligger svært langt unna.

En tilstrekkelig tetthet av stabile naturreservater med et nettverk av nøkkelbiotoper som satellitter synes således ut fra denne og tidligere undersøkelser å være en forutsetning for at nytt

substrat i et skoglandskap skal kunne tjene som substrat for spesialistene blant sopp som vokser på død ved. Det tilskuddet av reservater som har kommet i den aktuelle regionen de siste årene under frivillig vern-konseptet (Slattumsrøa, Ravndalskollen, Hauktjern, Spinnern, Skjennungsåsen) vil således på sikt kunne bedre denne situasjonen betraktelig. Noen av disse er vernet ut fra helt andre biologiske kvaliteter enn tilstand knyttet til død ved, og vil trenge tid for å restaurere seg med hensyn til denne faktoren. Også kantsonenes verdi vil kunne øke på en videre arealskala om de er brede nok til at negative kanteffekter ikke vil slå for sterkt inn.

Betydningen av en geografisk gradient innen studiet

I forrige avsnitt er gjort rede for variasjon innen materialet på liten og middels avstandsskala innenfor materialet og spesielt knyttet til skogbrukshistorikk og fragmentering. Det synes også klart at det også må være en geografisk gradient som står for noe av variasjonen som er observert. En sør-nordgradient mellom landskapene gir seg først og fremst utslag i den store hyppigheten av svartonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) i materialet fra Gran. Arten er også funnet i de andre landskapene, men med mye lavere frekvens. I tillegg er det noen enkeltforekomster av sjeldnere arter som har nordlig utbredelsestygdepunkt.

Økningen av svartonekjuke samsvarer for øvrig også med økning av grove læger i hogstklasse 5. Der arten er registrert også i de sørligere landskapene, har det nettopp vært på denne type stokker, som der forekommer svært fragmentarisk. Det er likevel et større antall stokker hvor arten mangler, men skulle forventes å forekomme ut fra stokkdimensjonene. De sørligere stokkene er ofte myke på et tidlig tidspunkt og preget av brunråtesopper, ikke minst rødbrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*). Dette er imidlertid stokker som synes å ha gjennomgått et helt annet råteforløp enn svartonekjukestokkene i Gran, med denne artens karakteristiske hvitråte, der selve overflaten av stokken lenge er ganske hard.

Et mulig problem for tolkning av våre data er at en klimagradient langs en sør-nordakse og en gradient fra langvarig sterk skogbrukspåvirkning til mer naturskog løper parallelt og er vanskelig å skille fra hverandre. Områdene nærmest Oslofjorden må antas å ha vært gjenstand for en hardere hogstpåvirkning i lang tid tilbake enn i alle fall en del fjerntliggende områder innover i landet, og nettopp i Gullenhaugen i Gran er det delområder som har svært få, om noen synlige hogstspor. Samtidig er området høytliggende (opp til over 700 m) med lokalt begynnende fjellskogspreg. Det er grunn til å tro at trærne her, uavhengig av hogstpåvirkning, naturlig vokser seinere, får hardere ved og fra begynnelsen kan få et annet råteforløp.

Gitt muligheten for ulike suksesjonsforløp, behandlet av Renvall (1995) (jf. også Ottosson 2013), kan man tenke seg at læger i sørlige områder som starter med raskere vekst og løsere ved kan få andre råtesopper enn i indre strøk også hvis de får oppnå høy alder og med langsomme vekst i mange tiår etter at de har begynt å bli gamle og vokser naturlig seint.

Det er vist eksperimentelt (Edman et al. 2006) at ulike sopparter kan ha ulik veksthastighet som følge av vedens hardhet. Seintvokst ved ble klart mer effektivt nedbrutt av rosenkjuke (*Fomitopsis rosea*) enn rødbrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*); den første gav 27 % større vekttap av veden etter fem måneder enn den andre. Ulike arter kan på denne måten utkonkurrere hverandre avhengig av om veden har vokst raskt eller seint (jf. også Toljander et al. 2006).

De få forekomstene av typisk grove svartonekjukestokker også i sør, blant annet Prestseter naturreservat og flere nøkkelbiotoper i Nordmarka – skulle imidlertid motsi en teori om at denne arten har en slik begrensning. Det samme gjelder artens lokalt store hyppighet på Håøya i Oslofjorden (jf. Lindblad 1996, funn på 10 stokker) i et skogsområde nær havnivå, som for en stor del av arealet på grunn av militær aktivitet har blitt stående gjennom lang tid som gammel-skogsrelikt i en region som ellers jevnt over har vært lett tilgjengelig og følgelig er svært hogstpåvirket (jf. Korsmo & Svalastog 1993).

En må imidlertid være klar over at ulike lokale forhold inkludert skogbrukshistorie kan gi variasjoner i vekstforhold innen samme område. I skog med liten påvirkning og hvor foryngelse har

skjedd naturlig i relativt lukkede bestand eller i små stormfellingsåpninger etc, kan veksten gjennom en stor del av et tres livsløp ha vært langsom, som følge av at det har startet som seintvoksende understander i hard konkurranse med større trær. Dette og påviste reliktarealer i den sørlige del av regionen kan være et argument for at den markerte hyppighetsgradienten for svartonekjuke langs en sør-nordgradient vel så mye kan være skogbrukshistorisk betinget og at arten tidligere kan ha vært dominerende i hele området. Dette vil kunne vise seg over tid når reservater i de mest lavtliggende delene av regionen selvrestaurerer seg med hensyn til stokkmengde og –størrelse, særlig der det fortsatt er igjen små reliktområder med gammel naturskog der arten er til stede og lettere kan spre seg når egnet substrat blir tilgjengelig. Dette kan også ha skjedd på Håøya; arten ble ikke funnet i 1974-75 da inventering av øya var del av en hovedfagsoppgave (Johansen & Ryvarden 1977).

Så langt foreligger heller ingen eksperimentelle indikasjoner på at svartonekjuke er mer konkurransesterk på seintvoksende ved. Arten forekommer også på grove læger på rikere grunn med generelt bedre vekstforhold. Noe som også kompliserer bildet er at genetisk undersøkelser har vist at arten er til stede som mycel i et stort antall stokker og på langt tidligere råtestadier enn der man finner fruktlegemer av arten (Kubartová et al. 2012).

På et mer overordnet geografisk nivå er det uansett en kjent sak, jf. belagte funn, at mange vedboende arter har en kontinental og ofte østlig totalutbredelse. For eksempel er selv de vanligste arter i Renvalls undersøkelser fra Nord-Finland (f.eks. Renvall 1995) arter som knapt eller ikke i det hele tatt er registrert i undersøkelsesområdet vårt, jf. også Eriksson & Strid (1969), Ryvarden (1993) og Appelqvist (2008). Innenfor Norge er det en krapp gradient over noen titalls mil fra for eksempel det oseaniske Trøndelag til det kontinentale Hedmark (Bendiksen & Høiland 2005). Særlig når det gjelder poresopper er vårt område rimelig artsfattig sammenliknet med mer indre og høyereliggende områder på Østlandet, eks. Trillemarka naturreservat i Buskerud (Hofton 2004). Dette området ligger i grensesonen mellom et større og mer sammenhengende indre og høyereliggende barskogsområde og lavereliggende, mer klimatisk gunstige skogsmiljøer.

Stokkene i Gran kan således synes å representere et overgangsområde der svartonekjuke har høy kvantitet der det er egnet substrat, fulgt av økt, men tilfeldig innslag av noen arter som er mer opplagt kontinentale i sitt tyngdepunkt (jf. kap. 4.3), mens området fortsatt befinner seg i den, særlig for kjuker, relativt artsfattige og mer oseaniske Oslofjordsregionen, der disse høyereliggende åsene utgjør nordligste sammenhengende tunge av vegetasjonsseksjon O1 hos Moen (1998). Dette faller svært godt overens med at det fortsatt i dette området forekommer spredte forekomster i skogbunnen av bregnen bjønnkam (*Blechnum spicant*) og mosene kystjamnemose (*Plagiothecium undulatum*) og kråkefotmose (*Rhytidiadelphus loreus*), alle knyttet til oseaniske forhold. Disse artene følger hverandre relativt tett i denne regionen (jf. Størmer 1969: 124) og mangler nesten overlapp med en rekke kjukearter som i alle fall i kvantitet har sitt tyngdepunkt i et belte på innsiden av nevnte tre arters kystnære utbredelse (eks. sprekkkjuke (*Diplomitoporus crustulinus*)).

I sum, selv om alle landskapene inkludert Gran har vært påvirket av skogsdrift gjennom lang tid, synes det som at registrerte forskjeller mellom de sørligere landskapene og Gran kan skyldes en kombinasjon av forskjeller i skogbrukshistorie og naturlige endringer langs en regional gradient. Denne forskjellen influerer imidlertid ikke på sammenlikning mellom forvaltningskategorier innen landskapene.

4.3 Interessante arter

De mest tallrike arter i kategorien rødlistearter og andre naturskogsarter var ikke uventet de «klassiske indikatorartene» som har vært mye benyttet som indikatorarter for gammel skog med høy biologisk verdi i regionen (**tabell 5**). Det gjelder de rødlistede svartonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*, 56), duftskinn (*Cystostereum murrayii*, 14) og rynkeskinn (*Phlebia*



Figur 23. Granrustkjuke (*Phellinus ferrugineofuscus*), ikke-rødlistet gammelskogsindikator.
- *Phellinus ferrugineofuscus*, a not red-listed old forest indicator species. Foto/Photo: EB.

centrifuga, 13). Klengekjuke (*Skeletocutis brevispora*) hadde 8 lokaliteter. Nest hyppig var imidlertid gul snyltekjuke (*Antrodiella citrinella*, 21), som var lite kjent og samlet før på 2000-tallet. Kjøttkjuke (*Leptoporus mollis*, 3) er ettårig og kan være noe underrepresentert som følge av innsamlingstidspunkt. Den tidligere rødlistede granrustkjuke (*Phellinus ferrugineofuscus*, 33) (**Figur 23**) ble funnet også i tre av kantsonene i Gran, men manglet helt i ungsog og ordinært påvirkete skoger. Hos Stokland & Larsson (2011) hadde den klar preferanse for gran-naturskog.

Det er ellers interessant å merke seg at blant de øvrige rødlistearter eller arter som synes å være knyttet til naturskogsforhold, er alle sjeldne, med under 10 funn. Et forbehold må tas for svært uanselige arter, som kan være underrepresentert.

Vedlegg 2 viser også et stort antall soppregristreringer som er gjort både i ungsog og skog av typen gammelskog som er sterkt påvirket av plukkhogst og er eller har vært svært fattig på død ved. Dette gjelder som tidligere nevnt også et nyere naturreservat, Slattumrøa. Studerer man forekomster av rødlisteartene i **tabell 5** og andre potensielt gammelskogsspesialiserte arter i **vedlegg 4**, ser man at disse har svært få forekomster utenfor de tre utvalgte naturreservatene og nøkkelbiotoper (inkludert andre nøkkelbiotoper i regionen), jf. diskusjonen ovenfor.

Av artsomtale nedenfor framgår at flere av artene har utpostlokaliteter i undersøkelsesregionen. Et par arter har tyngdepunkt i sørligere, mer lavereliggende strøk, men flere med optimum i indre, mer kontinentale strøk, selv om de også der kan være sjeldne. Noen arter er sjeldne i materialet bare fordi de primært er lauvvedarter og bare mer unntaksvis vokser på barved (*Botryhypocnhus isabellinus*, *Basidioradulum radula*, *Corticium roseum*, *Hyphoderma roseocreum*, *H setigerum*). Noen arter opptre imidlertid så fåtallig og spredt at de lett faller ut i denne type undersøkelse, som man kan se ved at hele 15 arter kun ble registrert utenfor prøvflatene, inkludert fire rødlistearter (*Crustoderma tristis*, *Phlebia georgica* og *P. unica*, *Postia hibernica*). Det samme ser man også ved sammenlikning av vårt materiale med Lindblad & Kauserud (1994), Lindblad (1998), og trolig i stor grad Svantesson (2013) og Stokland & Lars-

son (2011), sistnevnte uten spesifisering av lokalitetene. Fra de to førstnevnte, med lokaliteter noen kilometer sør for Gullenhaugen, mangler flere arter i denne undersøkelsen (bl.a. *Hypochnium eichleri*, *H. lundellii* og *Postia fragilis*). Tidligere er kommentert hvordan lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) så vidt falt utenfor denne undersøkelsen, med kjente lokaliteter både i reservat og en nøkkelbiotop på Losby og en av nøkkelbiotopene i Gran.

Nedenfor er gitt en omtale av de sjeldnere og delvis mer ukjente rødlisteartene og noen av de øvrige spesialistene. «Stokland» og «Svantesson» henviser til undersøkelsene ovenfor. Stoklands funn er inkludert i antall kjente funn (fra før vår undersøkelse), mens Svantesson er holdt utenfor, siden det her også inngår en svensk lokalitet uten at antall funnsteder derfra framgår. Essensen i kriteriedokumentasjon for rødlista 2010 (Artsdatabanken, nettsider) er inkludert i omtalene. Bhd. angir stokkens brysthøydiameter.

I Stokland & Larssons (2011) kategori «Spruce natural», her kalt «gran-naturskog» inngår etter deres definisjon skogareal med både sterk og svak kontinuitet i død ved, hhv. med total mengde død ved på >3 og $1-3 \text{ m}^3/\text{ha}$ (mot «managed forest» $<1 \text{ m}^3/\text{ha}$ og svært nedbrutt ved i praksis fraværende).

Trechispora hymenocystis (isabellamykkjuka) er hos Stokland registrert med 14 av 16 i gran-naturskog, men det er en vanlig art som også vokser på lauvtrær.

Amylocorticium subincarnatum (rosenjodskinn, EN). Arten ble funnet på 2 stokker, begge i Østmarka naturreservat, Losby. (LN2-4, 6-4), hhv Nordre Krokvaan S og Røyrivannet Ø. Stokkene var grove, hhv 45 og 32 cm, bhd., hhv stokker knekt nær rot og 1,5 m opp på stamme. På begge stokker ble også funnet hyllekjuka (*Phellinus viticola*) og hhv. hinnekjuka (*Skeletocutis papyracea*) og den rødlistede prikkporekjuka (*S. jelicii*). Rosenjodskinn finnes i gammel gran-skog med mye død ved, først og fremst i rik (lågurt)granskog i lavlandet, flere funn er fra bekekløfter og raviner. Den er nedbryter (saprotrof) på grove læger av gran (sjelden andre treslag). Den er tidligere kjent fra ca. 20 norske lokaliteter, alle på sørøstlandet. Det er ingen tidligere funn fra åsområdene omkring Oslo, men den er kjent fra Lierdalen og Håøya. Av funn med angitt økologi er ingen tidligere kjente funn fra blåbærgranskog, slik den ble funnet i undersøkelsen.

Anomoporia kamschatica (skyggekjuka, VU). Arten ble funnet på 1 stakk, Losby, nøkkelbiotop. (LB3-4, Mellomhøgda). Stokken var et relativt sterkt nedbrutt rotvelt, 30 cm bhd. og som hadde et stort antall arter. Skyggekjuka finnes i barskog, først og fremst tørr furuskog, som nedbryter på gammel, sterkt nedbrutt ved. Det er ca. 18 kjente lokaliteter i Norge, fra indre deler av Sør-Norge samt noen funn fra Nordvestlandet og Finnmark. Som eneste lavlandslokalitet omkring Oslo og med gran som substrat er dette et avvikende funn, økologisk og geografisk.

Antrodiella citrinella (Gul snyltekjuka VU) ble funnet på 21 stokker, inkludert to kantsoner og i alle landskaper. Begge de to kantsonene var på Selvik, spesielt en av dem av typisk nøkkelbiotopkarakter med store mengder rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*) samt duftskinn (*Cystostereum murrayi*). Arten finnes i gammel granskog, hovedsakelig i fuktig skog på middels til god bonitet med tyngdepunkt i sørboreal sone. Den er nedbryter på grove granlæger og -høgstubber som på forhånd er angrepet av rødbrandkjuka (*Fomitopsis pinicola*) og fruktifiserer ofte direkte på gamle fruktlegemer av denne (følgeart). Det er over hundre kjente lokaliteter. Den er først og fremst knyttet til lavereliggende skogsområder på sørøstlandet og blir fort mindre frekvent mot indre deler av Østlandet nord for en linje Sigdal-Mjøsa.

Athelopsis glaucina

Arten er ikke rødlistet, men framkom som en typisk naturskogsart i Stoklands materiale. I vår undersøkelse ble den registrert på 5 stokker, tre av dem i kantsoner på Selvik. Arten er imidlertid primært kjent som en lauvvedart (jf. Eriksson & Ryvarden 1973, Hansen & Knudsen 1997), som framgår av økologi for de ca. 40 kjente norske funn (Ryvarden et al. 2003, inkl. 19 Artskart og +8, Stokland). Fra Finland er den kjent som en art knyttet til både lauv- og barved over hele

landet, men overalt sjelden (Kotiranta & Saarenoksa 2005). Stokland fant den på 8 granlæger, hvorav sju av dem fra natur-granskog.

Botryobasidium medium (DD). Arten er nedbryter på død ved av bartrær (både gran og furu). Den synes å være knyttet til gammel skog med mye død ved, og er sjelden. Det er registrert 18 tidligere norske funn, særlig fra indre deler av Østlandet, men også noen fra indre fjordstrøk på Vestlandet og nordover. Kun to funn er rapportert fra Oslo-området, hhv fra Mellomkollen naturreservat og Søndre Movatn. Det siste (Stokland et al. 1997) er en økologisk avviker fra bjørkestamme i granplantefelt, men bare ca. 1 km fra Mellomkollen naturreservat. Også i vår undersøkelse framtrer arten som mer «nordlig», med 8 av 9 funn i Gran/Hurdal, med 3, 4 og 2 funn på hhv reservat, nøkkelbiotop og kantsone. Ett funn var fra Nordmarka (OB 6-3, Liggeren Ø)

Fibricium lapponicum (sibirfiberskinn, VU). Arten finnes i gammel barskog og er angitt mest fra mer eller mindre fuktig og frodig granskog. Den er nedbryter på læger av gran og (sjeldnere) furu, og det er 15 kjente lokaliteter. Dette er først og fremst en indre østlandsart (ett funn hver i hhv Nord-Trøndelag og Nordland), som i Oslofjordsområdet strekker seg sør til Hadelandsåsene (bortsett fra ett funn fra Oslo, Vettakollen), der den også er registrert av Lindblad (1995) i Skotjernfjellet. I undersøkelsesområdet er den funnet på 1 stakk i Gullenhaugen naturreservat, Gran. Arten er også sjelden i nordlige deler av Sverige og Finland, for øvrig også funnet i Sibir og Alaska (Bendiksen et al. 1998).

Fomitopsis rosea (rosenkjuke, NT). Dette er en mye benyttet signalart, men den er ikke vanlig i Osloområdet. Den er registrert mest som tilfeldige enkeltfunn mange steder, men synes stort sett naturlig å unngå disse store, mest fattige granskogsområdene. I motsetning til svartsoneskjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) kommer den ikke eller i svært liten grad inn på reliktarealer av gammel naturskog i de sørlige og lavereliggende områdene. I vårt område er den ironisk nok bare fanget opp i det sørligste landskapet, Selvik, der den vokste på 2 læger (reservat og nøkkelbiotop), skjønt den er også tidligere registrert flere steder i Gran, Gullenhaugen naturreservat (Bendiksen & Svalastog 1999), og i to av nøkkelbiotopene undersøkt i Gran (Hofton, pers. medd.).

Hyphoderma velatum er en ennå ikke formelt beskrevet art som vil bli skilt ut fra *H. involutum* (taigakremskinn, VU). *H. involutum* coll. Følgende er beskrevet om komplekset i Artsdatabankens artsportal: «Arten finnes i gammel gran- og furuskog, der den er nedbryter (saprotrof) på grove læger av gran og furu med brunrøte etter rødbrandkjuke *Fomitopsis pinicola*. Flesteparten av de fåtallige nordiske funn er gjort i naturskog med mye død ved. Navnet *Hyphoderma involutum* omfatter to taksa: *H. involutum sensu stricto*, og *H. velatum*. Sistnevnte er ennå ikke vitenskapelig publisert, her behandles derfor begge under samlenavnet *H. involutum*. Begge har likartet økologi, men *H. involutum* er betydelig sjeldnere. De fleste av de 14 angitte funn i Norge dreier seg trolig om *H. velatum*. *H. involutum s.str* er med sikkerhet bare påvist på Gitvola i Løten (Hedmark)». (Det kan være to ytterligere funn av den sistnevnte fra Finnmark, Øvre Anarjohka.) *H. velatum* ble funnet på 1 låg i vår undersøkelse; Losby, Østmarka naturreservat (LN1-4), Nordre Krokvann). Stokland har ingen *involutum/velatum* i sin liste, men hos Svanteson er det 4 registreringer av «*H. velatum in herb.*».

Hyphodontia curvispora (sigdsporeknorteskinn, VU). Arten ble funnet på 1 låg, nøkkelbiotop, Gran (GB9-5, Badstufalldalen) på en pillråtten, grov låg (bhd. 60 cm). Arten vokser i gammel gran- og furuskog, gjerne noe fuktig. Nedbryter på sterkt nedbrutte, ofte grove, læger av gran og furu (sjelden også på lauvtrær). Det er 25 kjente lokaliteter i Norge. Omtrent halvparten av funnene er fra Møre og Romsdal og nordover, mens resten er spredte funn fra Sørøst-Norge. Den er tidligere kjent fra Rinilhaugen og Skotjernfjellet naturreservater i Lunner og et par steder sør i Osloområdet. Den mangler hos Stokland og ble bare funnet på 1 låg hos Svanteson. Arten synes svært sjelden i hele sitt kjente utbredelsesområde, i Norden og Mellom-/Øst-Europa (jf. Bendiksen et al. 1998, Hallingbäck & Aronsson 2014). En stor andel av de få funn som er gjort i både Norge, Sverige og Finland er fra lokaliteter med gammel naturskog.

Junghuhnia luteoalba (okerporekjuke) (NT). Arten ble funnet på 2 stokker, begge Selvik, hhv. reservat og kantsone. Okerporekjuke finnes i gammel gran- og furuskog, der den er nedbryter på middels nedbrutte, barkløse gran- og furulæger. Ibland opptrer den til en viss grad som følgeart til granrustkjuke *Phellinus ferrugineofuscus* og hyllekjuke *Phellinus viticola*. Ca. 140 kjente lokaliteter. Det er noen spredte funn i lavlandet østafjells og noen få i Osloomarka, men de fleste er fra indre strøk på Østlandet.

Leucogyrophana sororia (ullnettsopp, NT). Denne ble funnet på 5 lokaliteter, fire i nøkkelbiotop og én i kantsone på Selvik. Arten finnes i gammel gran- og furuskog (både gammel naturskog og tidligere plukkhogd skog med spredt død ved). Den er nedbryter på godt nedbrutte, avbarkete læger av gran og furu, helst på noe grovere læger med brunrøte etter rødbrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*). Arten er kjent fra ca. 35 lokaliteter i Norge, spredt gjennom granskogsområdet på Østlandet og i Midt-Norge, inkludert 2 registreringer i Osloomarka. De fleste funnene er fra indre deler av Østlandet. Tolv av Stoklands 18 funn er fra furu-naturskog.

Lobulicium occultum (usynlig barksopp). Arten er i denne undersøkelsen funnet på 1 låg, Nordmarka, Mellomkollen naturreservat. Fire av fem funn hos Stokland er fra gran-naturskog. Svantesson har den i tillegg fra 4 lokaliteter. Utover dette er arten angitt fra 8 lokaliteter, hvorav halvparten fra Osloomære åsområder. De tre undersøkelsene kunne indikere at den er sjelden, men med sitt typiske voksested på innsida av læger og stubber brutt ned av rødbrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*) er den nok vel så sannsynlig oversett (Ryvarden et al. 2003). Fra Sverige angis den som vanlig (Hallingbäck & Aronsson 2014).

Luellia recondita. Arten ble funnet på 1 låg (GK6-1), Gran, Finnlangen S, gjensatt gruppe med livsløpstrær, samt dessuten i Slattumsrøa naturreservat. Stokland har 8 funn, hvorav 6 i gran-naturskog, mens Svantesson har bare ett funn. Tidligere er arten kun belagt fra to norske lokaliteter, Svartor (Nordmarka, Oslo) og Mistberget i Eidsvoll). I tillegg finnes det ca. 7 ytterligere registreringer (jf. Ryvarden et al. 2003). Den angis som «mindre vanlig» i Sverige; barskog, helst gran, sjeldnere på lauvved, men også på bregnestengler. Arten kan være forvekslet med *Tomentella*, som til nå har vært lite påaktet her i landet. I sørvest-Sverige er den utpreget vanlig på læger av typen tynningsvirke i plantefelt (KHL, pers. obs.). Her dreier det seg dermed med all sannsynlighet om en oversett art og at den norske statistikken med funn fra stort sett gammel naturskog gir et skjevt bilde (jf. også Stokland et al. 1997).

Mucronella bresadolae (stor hengepig, DD). Arten finnes i gammel barskog, først og fremst furuskog, der den vokser på godt nedbrutt død ved av furu. Noen funn er også gjort på gran- og lauvtrælæger. Den framstår som sjelden, kjent fra 24 lokaliteter i Norge. I kriteriedokumentasjon for den norske rødlista er det kommentert at den er kortlivet og trolig betydelig oversett, kanskje også forvekslet med den vanligere hengepig (*Mucronella calva*) (inkl. *M. flava*). I denne undersøkelsen var det 8 funn av sistnevnte, men bare ett av *M. bresadolae*; nøkkelbiotop, Nordmarka (OB10-5, Holmenkollen, grov, pillråtten granlåg, 50 cm bdh.). Hos Stokland er ingen av artene registrert. (De fleste funn av *M. calva* i denne undersøkelsen hadde gule fruktlegemer og ville slik sortere under *M. flava*, men den siste synes ikke å være noen atskilt art).

Paullicorticium ansatum (snareblygskinn, NT). Arten ble funnet på 5 læger (Selvik og Nordmarka, reservat/nøkkelbiotop). Den vokser i gammel granskog (sjeldnere furuskog) med mye død ved i ulike nedbrytningsstadier. Her er den nedbryter på grove, sterkt nedbrutte, barkløse læger. Arten er liten og uanselig og kjent fra 15 lokaliteter. Av disse har Stokland 13 funn, hvorav 7 i gran-naturskog. (ellers funnet i Hedmark/Våler og Akershus: Nesodden). Svantesson har i tillegg 13 funn. Fra Sverige angis den som sjelden (av og til også på lauvved). Arten kan ha reell gammelskogstilknytning, men i kvantitet og utbredelse er det god grunn til å tro at den er oversett, jf. svært anonymt utseende, som et svært tynt overtrekk på veden.

Phlebia livida (kakaovoksskinn). Sju av Stoklands 11 funn er fra gran-naturskog. Arten er fåtallig (4 funn, hhv. reservat og nøkkelbiotop) i denne undersøkelsen, men det er relativt mange

innsamlinger (over hundre), og arten vokser også på lauvtrær. Den angis som vanlig til tilfeldig i Skandinavia (Hansen & Knudsen 1997). Arten er lavfrekvent, men har ikke blitt rødlistet da den totalt sett synes å opptre i mange typer skogtilstander og at den også synes å mangle på mange lokaliteter med naturskogspreget.

Phlebia subulata (huldrevoksskinn, VU). Arten ble funnet på 6 læger, reservat og nøkkelbiotop, på Selvik og Losby. Det er en naturskogsart, knyttet til gammel granskog (sjelden furuskog) med mye død ved, der den er nedbryter på grove og sterkt nedbrutte læger av gran. Enkelte funn er også gjort på furulæger. Den er kjent fra i overkant av tjue lokaliteter i Norge. Stokland har alle sine tre funn fra gran-naturskog. I tillegg har Svantesson 8 funn. Det er bare et par tidligere registreringer fra Osloområdet; Østmarka: Svarthol og Nordmarka, Slakteren.

Phlebiella christiansenii (blektrådskeim, DD). Arten ble registrert i Østmarka naturreservat, Losby (LN5-4) og på Selvik, kant (SK7-4). I tillegg ble det gjort ett funn på Røverkollen. Arten finnes i barskog (mest granskog), der den fruktifiserer på morken ved av bartrær, både på stammer, greiner og kvister liggende på bakken. Arten er mer jordboende enn vedboende, trolig en nedbryter som utnytter diverse råtnende vedrester og plantemateriale. Status og trusselbilde er uklart, men det er en sjelden art, registrert med ca. 15 funn, inkludert Stokland, 2. I tillegg kommer Svantesson med 4 funn. Den regnes også som sjelden i Sverige. Artsens uklare økologiske status synes lite endret siden siste rødliste.

Phlebiella fibrillosa. Arten er ikke tidligere kjent fra Norge, og er i litteraturen angitt fra lauvved, særlig bøk, dessuten blader og diverse strø, jf. Hansen & Knudsen (1997) samt diverse nyere databaser og floraverker. Den ble registrert på 1 låg i Østmarka naturreservat, Losby (LN4-3, Falkehøgda, Tappenbergvann N).

Postia hibernica (kremkjuke, DD). Det var ingen funn fra prøveflatestokkene, men arten ble funnet på én låg i ungsog, Losby (ved Røyrvannskoia rett utenfor reservatet). Den finnes i barskog, der den er nedbryter på læger av gran og (sjeldnere) furu. Det er en sjelden art, med ca. 17 kjente lokaliteter fra nyere tid, samt noen gamle fra Holmenkollen-Huseby i Oslo.

Pseudoxenasma verrucisporum. Arten ble funnet på 1 låg, Østmarka naturreservat, Losby (LN4-4, Falkehøgda, Tappenbergvann N). Stokland har 5 funn, alle fra gran-naturskog. Utover det er det fire registrerte funn, ett i Skotjernfjellet naturreservat, ett i Vemansås naturreservat, Larvik og to vestlandsfunn på einer. Ytterligere 6 funn (reservat/nøkkelbiotop) er gjort av Svantesson (2013) i Oslofjordsregionen. Primært voksested er på gjensittende døde, litt grovere grangreiner. Arten synes å ha en oseanisk utbredelse og er vanlig på den svenske vestkysten. Dette samt de nyere funn kan eventuelt indikere at denne makroskopisk uanselige, men mikroskopisk typiske arten er oversett i Norge fram til nå.

Rhodonia placenta (pastellkjuke, EN). Arten ble funnet på 1 låg, rotvelt, Gran (GB8-2), Vesleåa. Det er knyttet noe usikkerhet til bestemmelsen, men arten er også funnet i nøkkelbiotop i Lunner ca. 5 km sønnafor (jf. Brandrud et al. 2013). Pastellkjuke finnes i gammel gran- og furuskog, der den er nedbryter på læger av gran og furu. Det er en østlig art som er sjelden i Norge, kjent fra 12 lokaliteter, alle unntatt én fra det siste tiåret. Den mangler hos Stokland. Tidligere funn er typiske innlandsfunn fra Østlandet og Finnmark. Arten er kontinental og finnes for eksempel gjennom hele Finland, men er også der sjelden og rødlistet (Niemelä 2005).

Sistotrema intermedium har funn i både Norge, Sverige og Finland. Eneste offisielle rapportering fra Norge er typelokalitet, Follidal (Hedmark) (Hjortstam 1983).

Skeletocutis jelicii, (prikkporekjuke, CR). Dette er den sjeldneste og høyest rangerte rødlistearten i materialet. Den ble funnet på Losby, Østmarka naturreservat, LN6-4, ved Røyrvannet (låg knekt ved rot, 32 cm bhd.). Prikkporekjuke finnes i gammel gran- og furuskog med mye død ved. Den er nedbryter på læger av gran og furu, og var til nylig bare kjent fra Håøya i Frogn (Akershus), fra Stoklands materiale, hvor det også er et ytterligere funn (upubl., ukjent).

lok). Fra Sverige og Finland er det et fåtall funn. Alle nordiske funn er gjort i gammel naturskog. Det er de seinere årene gjort 3 registreringer i Finnmark og det er ett usikkert funn fra Ådal, Ringerike, dessuten Sigdal (Tom H. Hofton, pers. medd). Arten synes typisk kontinental i sin utbredelse.

Sphaerobasidium minutum. Arten ble funnet på 1 låg, Østmarka naturreservat, Losby (LN1-1, Nordre Krokvaan S). Stokland har hele 37 funn, med stor overvekt på gran-naturskog. Svantesson har 11 funn. Det er 10 tidligere funn angitt i Artskart, hvorav ett innenfor Oslos åsområder (Skotjernfjellet naturreservat). Det kan synes som om arten har naturskogstilknytning, men er betydelig oversett. Fra Sverige angis den som vanlig; på naken ved, læger av furu og gran.

Spongiporus undosus (bølgejuke, VU). Arten ble funnet på 3 læger; reservatene i Gran og Losby samt kantsone på Selvik. Bølgejuke finnes i gammel gran- og blandingsskog (med tyngdepunkt i litt rikere skog i lavlandet), en sjelden gang opptrer den også i furuskog. Den er nedbryter på læger og noen ganger høgstubber, først og fremst av gran, men også osp, sjeldnere andre treslag. Ca. 70 kjente lokaliteter. Stokland har ikke funnet arten i sine undersøkelser. Arten vokser både på bar- og lauvtrær og har sin hovedtyngde opp til sørboreal sone. Den har vid utbredelse med hovedtyngde på Øst- og Sørlandet, med flere funn fra åsområder i Asker og Bærum og noen få i de nordligste områdene (2 i Gran, Lunner).

Trechispora candidissima (snømykkjuke, DD). Arten ble funnet på 2 læger, Østmarka naturreservat, Losby og kantsone, Selvik. Den finnes i gran- og blandingsskog, der den vokser på sterkt nedbrutt ved av ulike treslag (mest funnet på gran og osp). Status, trusselbilde og habitatkraft er uklart pga. forveksling med nærstående arter, men arten er åpenbart sjelden. Den er ikke fanget opp av verken Stokland eller Svantesson. Tidligere norske rapporteringer/belegg er for en stor del tvilsomme og trenger revisjon.

Trechispora kavinioides (DD). Arten er funnet på 1 låg, Gullenhaugen naturreservat, Gran. Det er en piggete barksopp som finnes i eldre bar- og blandingsskog, der den er nedbryter på morken ved av gran og furu. Ca. 25 lokaliteter er kjent, flest på Østlandet, men også noen få funn på Vestlandet og i Troms. Arten synes mest knyttet til eldre, fuktig skog med mye død ved, men status og trusselbilde er foreløpig uklart. Stokland har kun 2 funn, og den er ikke fanget opp hos Svantesson. Den regnes som mindre vanlig i Sverige. Som en barskogsart med så få funn i de tre refererte undersøkelser er det sannsynligvis en reelt sjelden art.

Tubulicrinis chaetophorus (gammelgransnålehinne, VU). Arten er funnet på 3 læger av høy nedbrytningsgrad, nøkkelbiotop/naturreservat, Selvik og Gran. Den finnes i gammel granskog med kontinuitet i død ved, der den er nedbryter på grove læger. Det er en sjelden art i hele Norden, kjent fra 24 lokaliteter i Norge. Stokland har 3 funn, hvorav 2 i gran-naturskog. Svantesson har bare ett funn. De fleste lokalitetene er innlandslokaliteter på Østlandet, mens det er gjort enkelte funn fra andre landsdeler. Fra åsområdene omkring Oslo finnes bare noen få registreringer (Bærum, Kjaglidalen; Nannestad: Tømte og Hurdal: Fjellsjøkampen).

Xylodon borealis (nordknorteskinn). Arten er foreløpig så godt som ukjent i vårt land, hvor den ble funnet alt i 1982 av en av oss (KHL), 18 år før den ble beskrevet. Nevnte funn, fra Løten, Hedmark, er publisert hos Kotiranta & Saarenoksa (2000). Arten kan imidlertid også ellers være samlet og bestemt til den vanlige *X. breviseta*, som den likner og står nær. Arten har stor økologisk spennvidde, med funn fra ulike lauv- og bartrær samt bregnestengler og dessuten alt fra gammel naturskog til mer påvirkete gammelskoger. Den synes å ha et nordlig utbredelsestykdepunkt med vid utbredelse i Fennoskandia og høyere liggende områder i Mellomeuropa.

I materialet inngår også en rekke andre arter, som ut fra kjente funn i Norge framstår som sjeldne, men hvor det ut fra funnsted/økologi og sammenlikning med våre naboland ikke er indikasjoner på at det dreier seg om spesialiserte arter begrenset til gammel naturskog. Her kan inngå ulike kategorier av artsgrupper, fra slike som er uanselige og trolig er oversett, taksono-

miske enheter som er dårlig undersøkt eller arter som er lite økologisk spesialiserte, men likevel reelt sjeldne. Noen av artene nedenfor er tidligere kjent bare fra et par funnsteder i Norge. I denne samlegruppen inngår arter som *Amyloathelia crassiuscula*, *Amyloxeasma allantospora*, *Asterostroma laxum*, *Basidiodendron eyrei*, *Botryobasidium ellipsosporum*, *Piloderma olivaceum*, *P. sphaerosporum*, *Pseudotomentella flavovirens*, *Sistotrema autumnale*, *Stypella vermiformis*, *Tomentellopsis zygoesmoides*, *Tulasnella subglobospora*, *T. pallida*, *T. subglobospora*, *T. tomaculum*.

Athelia singularis er ikke tidligere rapportert fra Norge. I tillegg inngår under ulike arbeidsnavn i listene flere antatt hittil ubeskrevne arter.

5 Økonomiske analyser

De biologiske undersøkelser av verneverdier etter ulike tiltak i denne undersøkelsen fant få forskjeller. Forekomsten av vedboende insekter og sopp viser liten forskjell mellom nøkkelbiotoper, slutthogsthensyn (livsløpstrær i form av gjensatte tregrupper og kantsoner) og naturreservater. For kantsoner gjelder likevel det forbehold at bredden er tilstrekkelig. Nytteeffekten av å avsette en arealenhet, enten det er som nøkkelbiotop, tregruppe, kantsone eller reservat, kan være høy for alle tre forvaltningskategorier vurdert ut i fra de kriterier vi har målt i prosjektet og med oppfyllelse av ulike roller.

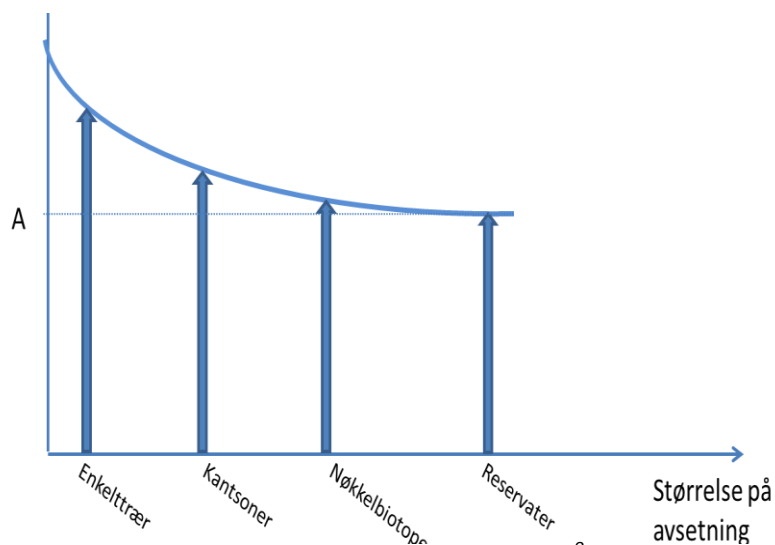
Den enkle konklusjonen ovenfor legger til grunn at kostnaden med å sette igjen virke er den samme for alle kategorier. Denne forutsetningen vil ikke holde i alle situasjoner. Når vi setter av et større reservat vil de økonomiske beregninger av tap og erstatning, være preget av gjennomsnittsbetraktninger, i forhold til tapte inntekter og hva det koster å drive et tilsvarende skogareal. I tillegg inneholder vanligvis et reservat skog av ulik alder, selv om de har vesentlig andel eldre skog. Et reservat av en viss størrelse vil normalt ikke ha umiddelbar avvirkning av all påstående skog, som den sannsynlige alternative behandling om den ikke var avsatt til verneformål. Mengden eldre skog kan være så stor at det ikke er sannsynlig at den i sin helhet blir avvirket umiddelbart, og deler av skogen har ikke nådd hogstmodenhet. Vi får et diskonterings-element i verdien, en faktor < 1 , hvor størrelsen avhenger av valgt kalkulasjonsrente (r). I Norge er kalkulasjonsrente for beregning av erstatning fra staten, satt til 5 % p.a. reelt.

Alle inntekter diskonteres til verdi i dag etter den vanlige formel for diskonteringsfaktor: $1/(1+r)^n$, hvor n =antall år til inntekten finner sted. Nøkkelbiotoper vil i større grad enn reservater være dominert av hogstmoden skog, og representerer på grunn av diskonteringseffekten noe større gjennomsnittlig nåverdi/arealenhet for tapt avvirkningsmulighet enn reservater. Det samme vil normalt være tilfellet for en gjensatt kantsone eller klynge av livsløpstrær.

En annen faktor som kommer inn, og ikke virker likt for alle avsetninger, blir kostnadene til drift og administrasjon ved potensiell hogst av et areal, og dermed på forventet rotnetto eller verdi av det virket som står på et areal aktuelt for vern. Denne kostnaden vil pr. m^3 avsatt øke omvendt proporsjonalt med størrelsen på avsetningen. Dette blir en konsekvens av at det ikke koster vesentlig mindre å planlegge en drift på 400 m^3 enn en drift på 500 m^3 , hvor alternativene er å hogge et helt bestand på 500 m^3 eller hogge 400 m^3 og sette igjen 100 m^3 i form av eksempelvis en kantsone eller en nøkkelbiotop i bestandet. For gjensetting av enkelttrær blir dette enda mer utpreget. Vi får da også en ren marginal betraktning på selve driftsgjennomføringen, maskinlaget er tilstede, de arbeider rett ved de aktuelle trær for gjensetting. Den reelle merkostnaden med å ta trærne med i drifta blir marginal. Dette kan skjematisk fremstilles som i **Figur 24**.

For nøkkelbiotoper får vi i tillegg en ekstra administrativ kostnad knyttet til betydningen av avgrensing. For både nøkkelbiotoper og reservater er avgrensningen tilnærmet endelig, og ikke gjenstand for skjønn i terrenget. Grensen skal holdes, og det skal ikke hogges over grensen. For enkelttrær og kantsoner er avsetningene i større grad basert på faglig skjønn av driftsansvarlig i felt. De absolutte grenser for nøkkelbiotoper og reservater krever ekstra aktsomhet ved planlegging av drift, for å unngå feilhogster. Denne ekstra aktsomhet har også en kostnad som er omvendt proporsjonal med størrelse på drift inn mot grensen.

I tillegg til kostnadens størrelse har vi også sett på hvem som bærer kostnaden, jf. **tabell 7**. Som det fremgår, så har samfunnet kostnaden med en restriksjon eller gjennomført miljøhensyn, uansett om skogeier blir kompensert av staten eller ikke. Utfordringen blir å velge hensyn eller restriksjoner så kostnadseffektive som mulig. Generelt er som ovenfor vist småskala hensyn totalt sett noe mer kostbare pr. m^3 enn storskala. På den annen side kan småskala hensyn i større grad plasseres der de koster minst, jf. Jonsson et al. (2006). Dette kan være å velge plassering på vanskelig tilgjengelige områder, velge treslag med lavere rotnetto enn de mest



Figur 24. Prinsippskisse for variasjon i kostnad pr m^3 for de ulike analyserte restriksjoner / forvaltningskategorier. – Diagram for variation in cost per m^3 for the different analysed restrictions/management categories.

kommersielt etterspurte treslag som gran og furu, velge vindfall eller på annen måte skadde trær etc. Dette har en ofte ikke anledning til, men der det er mulig kan kostnaden langt på vei kompenseres med slike valg, uten at nytten blir vesentlig redusert.

Kantsoner er et relativt dyrt hensyn både pr m^3 og i arealomfang (Søgaard et al. 2012). Samtidig viser våre resultater at nytteverdien knyttet til særlig vedboende sopp er avhengig av at kantsonene holder tilstrekkelig bredde. Vurdert i forhold til nytte for vedboende sopp, blir kostnadseffektiviteten av en relativt smal kantsone dårlig. En litt smal kantsone har fortsatt nytteverdi med hensyn til å bidra til strøfall i vann, men gir liten nytte for den vedboende soppen. En bedre tilpasning vil være å fordele samme kantsoneareal på en mer variert kantsone, som veksler mellom smal og bred. Da oppnår en strøfall mot vann hele strekningen, og får gode forhold for vedboende sopp i de brede deler av kantsonen. For vedlevende biller fanget på osp var kantsonene like gode som de andre forvaltningskategoriene og vil gi et vesentlig bidrag til artsrikdommen i de ulike landskapene.

Tabell 7. Kostnad tapt skoginntekt pr m^3 avsatt til biologisk mangfold, fordelt på hvem som bærer kostnaden. – Cost in terms of lost timber income per m^3 allocated to biological diversity, according to who is bearing the cost.

	Stat	Skogeier	Samfunn
Natureservat	A	0	A
Nøkkelbiotop	0*	A + *	A+
Kantsone	0	A ++	A++
Treklynge	0	0 - A+++ **	A+++

*Nøkkelbiotoper er i prinsippet skogeiers ansvar. Staten yter noe kompensasjon i form av 10-års avtaler, for deler av belastningen.

** Gjensetting av treklynger vil i noen tilfeller kunne gjøres på vanskelig tilgjengelige deler av et driftsområde, hvor nettoverdien av virket som settes igjen kan gå ned mot 0. Ofte kan miljøverdien være stor på slike felt, som følge av stor grad av urørthet. Effektiviteten av slike hensyn til da tilsvarende stor.

6 Oppsummerende diskusjon og konklusjon

Vurdering av de tre kategoriene med hensyn til framtidig forvaltning

Som diskutert ovenfor viser resultatene at både naturreservater, nøkkelbiotoper og slutthogst-hensyn inkludert kantsoner kan ha en viktig funksjon som levested for rødlistede og andre sjeldne arter. Forutsetningen for at kantsonene skal fungere for sopp er at de er brede nok. Det er imidlertid viktig å være klar over at dagens tilstand med hensyn til artsinnhold i de ulike forvaltningskategorier og lokaliteter representerer et øyeblikksbilde og ikke trenger å være noen stabil likevektstilstand.

Naturreservater

Barskogsreservatene (unntatt kalkfuruskog) er store, vanligvis over 1 km². De har store arealer upåvirket av kanteffekter, og de er robuste overfor katastrofepregete stormfelling, og alle suksesjonsstadier kan være representert i områder som har vært uten hogstpåvirkning lenge. I egenskap av sin størrelse og stabilitet kan de huse store og livskraftige populasjoner av spesialiserte arter. Det klassiske eksempelet fra den undersøkte regionen er lappkjuke (*Amylocystis lapponica*), som har store forekomster i reservatene Skotjernfjellet, Katnosa-Spålen og Oppkuven (Bendiksen et al. 1998, Røsok 1998). Arten er ellers funnet mer fåtallig og fragmentarisk.

Barskogsvernet har etter hvert fanget opp de aller fleste høykvalitetsområdene av noen størrelse med nasjonal verdi i den aktuelle regionen. Dette inkluderer alt fra områder med urskog-nære delarealer, som Skotjernsfjellet, Oppkuven og Gullenhaugen til gammelskogsarealer med flere naturskogskjerner, men også mer påvirket areal mellom disse områdene. Totalt sett er alle reservatene å anse som restaureringsområder der mengden død ved per i dag ofte er langt fra den opprinnelige naturskogstilstanden. Dermed kan man også forvente en jevnt stigende mengde død ved over tid, og følgelig mer tilgjengelig substrat for rødlisteartene. Disse bør dermed kunne spre seg internt i reservatet, og i den grad avstandene til populasjoner i andre naturskoger ikke er for stor vil også andre arter som mangler i dag, kunne spre seg inn derfra.

De siste årene har det også blitt supplert med nye reservater (med utgangspunkt i andre artsgrupper enn vedboende sopp og biller) der flaskehalsperioden med lite død ved lokalt har utryddet rødlisteartene (jf. eks. Slattumsrøa nevnt ovenfor) og hvor restaurering innebærer at tidligere tapte arter må klare å spre seg inn utenfra over tid og i tråd med at områdene oppnår en mer naturlig dødvedprofil.

Nøkkelbiotoper

Nøkkelbiotopene kjennetegnes i motsetning til naturreservatene av ofte små arealer. Kanteffekter kan berøre hele eller mye av arealet, og hele arealets funksjon som naturskogsrefugium kan totalt forandres ved for eksempel en hard storm eller skogbrann. Dette er også en årsak til at stort areal er et viktig og positivt kriterium for reservater. Det kun 79 daa store Augga naturreservat i Gausdal/Lillehammer (Oppland), opprettet 1993, hadde rike forekomster av huldrestry (*Usnea longissima*) som primært verneformål. Området ble sterkt rammet av stormfall kort tid etter. Negative kanteffekter på poresopp er diskutert av Snäll & Jonsson (2001), Siitonen et al. (2005) og Aune et al. (2005).

På den annen side kan også små nøkkelbiotoper være ganske stabile når de har en beskyttet topografisk posisjon og kanskje bufring i form av et område omkring med lukkede hogstformer som dermed er mindre vindutsatt. Som nevnt har man ved opprettelse av nøkkelbiotoper oppnådd å ta vare på en del svært artsrike hotspots med ulike rødlisteartsforekomster som ofte ligger som naturskogsrelikter i et ellers hardt drevet skogbrukslandskap. De eldste nøkkelbiotopene fra tidlig 1990-tall i disse områdene synes (minst) å ha opprettholdt sine kvaliteter 20 år etter.

Det er ovenfor påpekt at det for vedboende sopp er påvist spredningsbegrensninger og at det gjennom genetiske studier er indikasjoner på isolasjonseffekter/ innavl (jf. også dokumenterte tilfeller av at nærspredning er viktig faktor for artenes utbredelsesmønster). Nøkkelpotopene må ut fra dette antas å være svært viktige arealer som bidrar til å minske avstandene mellom habitater for spesialiserte arter og som, hvis de ligger tett nok, danner et nettverk der artene kan spres fritt mellom kjerneområder der de får oppfylt sine livskrav (jf. Laaksonen et al. 2008). Dette vil for noen arter også kunne inkludere skog med driftsformer som muliggjør oppbygging av død ved med tilstrekkelige kvaliteter – spesielt større dimensjoner. Den enkelte nøkkelpotop vil ikke nødvendigvis være stor nok til at den til enhver tid vil ha en balansert dødvedprofil (f.eks. hvis den har såpass ensaldrete trær at alle faller omtrent samtidig og relatert til stormer som kommer med mange års mellomrom, jf. Jönsson et al. (2011)) (jf. problematikken omkring utdøingsgjeld, se Berglund & Jonsson (2005)). Mange av dagens små nøkkelpotoper kan derfor være naturskogsrelikter hvor det på sikt kreves flere lokaliteter i nærheten av hverandre for å opprettholde en balansert dødvedprofil og med livsbetingelser for alle arter innenfor regionen.

Nøkkelpotoper som har mer preg av restaureringspotoper (f.eks. med stort antall, men lite nedbrutte stokker) kan på sikt bidra til dette sammen med naturreservater klassifisert til regional verneverdi, som ofte er i en tidligere oppbyggingsfase med hensyn til mengde død ved og hvor særlig eldre nedbrytningsstadier av død ved i utgangspunktet forekommer sparsomt (jf. Ericsson et al. 2005).

I de sørøstligste regioner av Norge, fra Østfold, gjennom Aurskog-Høland og sørlige del av Hedmark, med intensivt skogbruk over lang tid på lett tilgjengelige arealer, vil det aller meste av reservatarealet være restaureringspotoper i relativt tidlig fase. Lokalt gjelder dette også deler av regionen som er undersøkt i dette arbeidet (jf. Lillomarka og østre deler av Nordmarka i et bredt belte vest for Nittedal-Hakadal (jf. mindre tetthet av naturtypelokaliteter i Miljødirektoratets naturbase (Naturbase 2014)).

Et nettverk av nøkkelpotoper der den biologiske funksjonen av den enkelte nøkkelpotop varierer over tid, men hvor effekten av den naturlige dynamikken gjør at de utfyller hverandre, er i tråd med resultatene fra Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer (2003) om at gammelskogskontinuitet kan slå ut som signifikant faktor på landskapsnivå. Som også nevnt innledningsvis, rapporteres fra flere undersøkelser om manglende funn av noen slik effekt på bestandsnivå (Edman & Jonsson 2001, Rolstad et al. 2004, Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer 2003, Komonen 2005). Likevel er som nevnt nærsprednings betydning i form av klumping av arter observert av mange. Jönsson et al. (2008) forklarer disse motstridende resultatene med at tidligere undersøkelser bare har observert stokker i et område på ett tidspunkt og dermed ikke har fått fulgt den naturlige dynamikken med etablering, og utdøing på enkeltstokker med for eksempel mellomliggende tidsfaser der en art kan ha gått ut på en stokk som har kommet over i en seinere nedbrytningsfase og ennå ikke fruktifisert på en ferskere stokk der mycel er etablert ved lokal spredning. Det understrekes at disse resultatene i seg selv ikke sier noe om at spredningsevnen til artene som er studert, behøver å være begrensende faktor.

For at nøkkelpotopene skal oppfylle sin rolle, er det imidlertid av stor viktighet at de avgrenses slik at maksimalt antall høykvalitetsarealer kommer med og at de ikke deles opp unødig der det finnes større restkjerner av naturskog av høy verdi (Sverdrup-Thygeson 2002). I slike tilfeller blir det en avveining mellom noen færre og større arealer og flere, jevnt spredte nøkkelpotoper i landskapet.

Penttilä et al. 2004 (jf. også Junninen & Komonen 2011) anbefaler for en region undersøkt for poresopp i Finland at det for bevaring av dette elementet heller bør satses på høykvalitetsarealer hvor artenes økologiske krav oppfylles ("old-growth forest", verneområder) framfor å bruke det på mindre arealer inkludert nøkkelpotoper uten tilstrekkelig med død ved, spredt utover landskapet. Dette er ut fra en situasjon i et geografisk område der store areal er sterkt påvirket over lang tid, og det knapt er naturskogskjerner å bygge på innen kort og mellomlang sikt. Si-

tuasjonen vurderes annerledes i vårt studieområde, der nøkkelbiotoper sterkt bør kunne bidra til å ta vare på gjenværende artsforekomster av vedboende sopp og bygge opp populasjonene. For biller knyttet til nydød ved på osp var nøkkelbiotopene i dette studiet like gode områder som reservatene og vil derfor være av stor betydning for å opprettholde artsmangfoldet lokalt.

Slutthogsthensyn

Som vist for studieområdene, vil disse først og fremst fungere som restaureringsbiotoper av gjenværende mer ordinær gammelskog fattig på død ved etter tidligere bledningshogst og rydding etter vindfall. Som observert for Selvik Bruk vil imidlertid denne kategorien kunne fange opp områder av nøkkelbiotopkarakter. En betingelse for at slike arealer skal fungere for sopp er at de avsettes brede nok og at ikke større stokkdimensjoner plukkes ut samtidig med hogst av det innenfor- eller omkringliggende arealet. Lukkete hogstformer vil være særlig nyttig på innsiden av avsatte kantsoner eller omkring gjensatte tregrupper idet kanteffektene da reduseres. For vedlevende biller på nydød osp så disse arealene ut til å fungere uavhengig av øvrige egenskaper, så lenge relevant habitat var til stede.

En rekke nyere studier har undersøkt effekten av slutthogsthensyn på ulike organismegrupper (oppsummert i f.eks. Gustafsson et al. 2010), og disse kan i kortversjon oppsummeres slik: Slutthogsthensyn fungerer for arter tilpasset de tidlige, åpne suksesjonsstadiene i skog, mens de i liten grad synes å kunne ivareta arter tilpasset sene suksesjonsstadier og gammel, sluttet skog. Effekten avhenger av hvor mye som settes igjen - generelt er det slik at jo mer, jo bedre. Insekter er en gruppe der mange arter begunstiges av slutthogsthensyn.

En ny internasjonal artikkel som er under publisering har gjennomført en metaanalyse av mer enn 70 studier som ser på økologisk effekt av «retention forestry», og konkluderer med at slutthogsthensyn i form av gjensatte trær og tregrupper modererer effekten som hogst har på biodiversitet (Fedrowitz et al., submitted).

Konklusjon

Ut fra resultatene og dagens kunnskap om vedboende sopps og billers biologi er det grunn til å tro at de tre forvaltningskategoriene naturreservat, nøkkelbiotop og slutthogsthensyn utfyller hverandre på en positiv måte, spesielt i behovet både for store og robuste leveområder og forekomsten av et nettverk som sikrer muligheten for rask spredning og nyetablering. Det er derfor all grunn til å videreføre dagens politikk med satsning på alle tre kategorier.

7 Referanser

- Allmér, R.B., Vasiliauskas, R., Ihrmark, K., Stenlid, J. & Dahlberg, A. 2006. Wood-inhabiting fungal communities in woody debris of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.), as reflected by sporocarps, mycelial isolations and T-RFLP identification. - FEMS Microbiology Ecology 55: 57-67.
- Appelqvist, T. 2008. Species richness patterns and community structure of wood-living basidiomycetes (Agaricomycotina) in Nordic Spruce forests. – Ph.D. thesis. Department of Plant and Environmental Sciences, University of Gothenburg, Sweden.
- Aune, K., Jonsson, B. G. & Moen, J. 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? - Biological Conservation 124: 89-95.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. – Biological Conservation 72: 355-362.
- Bendiksen, E. 1994. Registrering av biologiske verdier i naturskog basert på en pilotundersøkelse i Oslo kommunes skoger. - NINA Oppdragsmelding 294: 1-23.
- Bendiksen, E. & Høiland, K. 2005. Vedboende sopp i Hirkjølen skogforsøksområde – et feltstudium. – Sopp og nyttevekster 1(4): 22-30.
- Bendiksen, E., Høiland, K., Jordal, J.B. & Brandrud, T.E. 1998. Truede og sårbare sopparter i Norge - en kommentert rødliste. - Fungiflora, Oslo. 221 s.
- Bendiksen, E. & Salvesen, P.H. 1992. Flora og vegetasjon på Røverkollen. Forslag til vern av Ravnkollen, Røverkollen og Bånkallåsen. - Oslo kommune. Etat for miljørettet helsevern, Oslo. 128 s.
- Bendiksen, E. & Svalastog, D. 1999. Barskogsundersøkelser på Østlandet i forbindelse med utvidet verneplan. – NINA Oppdragsmelding 619: 1-104.
- Berg, A., Gärdenfors, U., Hallingback, T. & Noren, M. 2002. Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden - analyses of data from a national survey. - Biodiversity and Conservation 11: 1479-1503. 10.1023/a:1016271823892
- Berglund, H., Edman, M. & Ericson, L. 2005. Temporal variation of wood-fungi diversity in boreal old-growth forests: Implications for monitoring. – Ecological Applications 15: 970-982.
- Berglund, H., Hottola, J., Penttilä, R. & Siitonen, J. 2011. Linking substrate and habitat requirements of wood-inhabiting fungi to their regional extinction vulnerability. – Ecography 34: 864-875.
- Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. - Conservation Biology 19: 338-348.
- Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. Submitted manuscript. Functional grouping and habitat specialization of beetles caught on newly dead aspen. Does trap type really matter?
- Boddy, L. 2000. Interspecific combative interactions between wood-decaying basidiomycetes. - FEMS Microbiology Ecology 31: 185-194.
- Brandrud, T.E., Skarpaas, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2013. Naturindeksens dødvedindikatorer og artsmangfoldet av vedboende sopp. – NINA Rapport 970. 35 s.
- Bredesen, B., Gaarder, G. & Haugan, R. 1993. Siste sjanse. Om indikatorarter for skoglig kontinuitet i barskog, Øst-Norge. - NOA-Rapport 1/93: 1-79.
- Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I. G., Økland., B. & Røsok, Ø. 1997. Vedlevende sopp som indikatorarter på kontinuitet i østnorske granskoger. - Blyttia 55: 131-140.
- Bredesen, B., Røsok, Ø., Aanderaa, R., Gaarder, G., Økland., B. & Haugan, R. 1994. Siste sjanse. Vurdering av indikatorarter for kontinuitet, granskog i Øst-Norge. - NOA-Rapport 1994-1: 1-123.
- Djupström, L. B., Weslien, J. & Schroeder, L. M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. - Forest Ecology and Management 255: 3340-3350.

- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J. & Ericson, L. 2004a. Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient – responses to habitat loss and isolation. – *Oikos* 104: 35-42.
- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J., Jonsson, B.G. & Ericson, L. 2004b. Spore deposition of wood-decaying fungi: importance of landscape composition. *Ecography* 27: 103-11.
- Edman, M., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2004c. Local dispersal sources strongly affect colonization patterns of wood-decaying fungi on spruce logs. – *Ecological applications* 14: 893-901.
- Edman, M. & Jonsson, B.G. 2001. Spatial pattern of downed logs and wood-decaying fungi in an old-growth *Picea abies* forest. – *Journal of Vegetation Science* 12: 609-620.
- Edman, M., Möller, R. & Ericson, L. 2006. Effects of enhanced tree growth rate on the decay capacities of three saprotrophic wood-fungi. – *Forest Ecology and Management* 232: 12-18.
- Ericsson, T.S., Berglund, H. & Östlund, L. 2005. History and forest biodiversity of woodland key habitats in south boreal Sweden. – *Biological Conservation* 122: 289-303.
- Eriksson, J. 1958. Studies in the Heterobasidiomycetes and Homobasidiomycetes – Aphyllophorales of Muddus National Park in North Sweden. – *Symbolae Botanicae Upsalenses* 16, 1: 1-272.
- Eriksson, J. & Ryvarden, L. 1973. The *Corticiaceae* of North Europe. Volume 2. *Aleurodiscus* – *Confertobasidium*. – *Fungiflora*, Oslo. 261 s.+ 24 pl.
- Eriksson, J. & Strid, Å. 1969. Studies in the Aphyllophorales (Basidiomycetes) of northern Finland. – *Annales Universitatis Turkuensis, Series AII* 40 (Reports from the Kevo Subarctic Research Station 4): 112-158.
- Framstad, E. (red.), Abel, K., Bendiksen, E., Blindheim, T., Brandrud, T.E., Hassel, K., Heggland, A., Hofton, T.H., Klepsland, J., Reiso, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2006. Skogregistreringer på utvalgte eiendommer under ordningen med "frivillig vern" i Øst-Norge og Midt-Norge 2005 – NINA Rapport 152: 1-158.
- Franc, N., Götmark, F., Økland, B., Nordén, B. & Paltto, H. 2007. Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. – *Biological Conservation* 135: 86-98.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H. & Storaunet, K. O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. – *Conservation Biology* 18: 1032-1042.
- Gustafsson, L. 2000. Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. – *Biological Conservation* 92: 35-43.
- Gustafsson, L., DeJong, J. & Norén, M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. – *Biodiversity and Conservation* 8: 1101-1114.
- Gustafsson, L., Hylander, K. & Jacobson, C. 2004. Uncommon bryophytes in Swedish forests – key habitats and production forests compared. – *Forest Ecology and Management* 194: 11-22.
- Gustafsson, L., Kouki, J. & Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 295-308. 10.1080/02827581.2010.497495
- Götmark, F., Asegard, E. & Franc, N. 2011. How we improved a landscape study of species richness of beetles in woodland key habitats, and how model output can be improved. – *Forest Ecology and Management* 262: 2297-2305. 10.1016/j.foreco.2011.08.024
- Hallenberg & Küffer 2001. Long-distance spore dispersal in wood-inhabiting Basidiomycetes. – *Nordic Journal of Botany* 21: 431-436.
- Hallingbäck, T. & Aronsson, G. (red.) 2014. Ekologisk katalog över storsvampar och myxomyceter (nätversionen). ArtDatabanken, SLU, Uppsala. (Åtkomst: 2/21/2014).
- Halme, P. and Kotiaho, J.S. 2012. The importance of timing and number of surveys in fungal biodiversity studies. – *Biodiversity and Conservation* 21: 205-219.
- Hansen, L. & Knudsen, H. (red.) 1997. Nordic macromycetes. Vol. 3. Heterobasidioid, aphyllophoroid and gasteromycetoid basidiomycetes. – *Nordsvamp*, København.
- Haugset, T. & Whist, C.M. 1997. Verneverdig barskog i Vestfold og Vest-Agder. Registreringer til utvidet verneplan for barskog. – NOA-Rapport 1997-2, 90 s.

- Hazell, P. & Gustafsson, L. 1999. Retention of trees at final harvest - evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. - *Biological Conservation* 90: 133-142.
- Hjortstam, K. 1983. Notes on *Corticaceae* (Basidiomycetes). XII. - *Mycotaxon* 17: 577-584.
- Hofton, T.H. 2004. Supplerende biologiske registreringer i Trillemarka – Rollagsfjell. – Siste Sjanse-notat 2004-2. 41 s.
- Hottola, J. 2009. Communities of wood-inhabiting fungi: Ecological requirements and responses to forest management and fragmentation. - PhD thesis, University of Helsinki, Finland.
- Hottola, J., Ovaskainen, O. & Hanski, I. 2009. A unified measure of the number, volume and diversity of dead trees and the response of fungal communities. - *Journal of Ecology* 97: 1320-1328.
- Hottola, J. & Siitonen, J. 2008. Significance of woodland key habitats for polypore diversity and red-listed species in boreal forests. - *Biodiversity and Conservation* 17: 2559-2577. 10.1007/s10531-008-9317-4
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. - *Conservation Biology* 20: 1711-1719.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2009. Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. - *Insect Conservation and Diversity* 2: 93-105. 10.1111/j.1752-4598.2009.00048.x
- Högberg, N. & Stenlid, J. 1999. Population genetics of *Fomitopsis rosea* – a wood-decay fungus of the old-growth European taiga. - *Molecular Ecology* 8: 703-710.
- Høiland, K. & Bendiksen, E. 1997. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, Central Norway. - *Nordic Journal of Botany* 16: 643-659.
- Håpnes, A., Bendiksen, E., Aanderaa, R. & Whist, C. 1993. Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger. – Oslo kommune, Oslo Skogvesen, Oslo. 164 s. + vedl.
- Jacobsen, R.M. 2013. Scale-specific responses of saproxylic beetles to dead wood abundance and forest characteristics. - Master Thesis, Department of Ecology and Natural Resource Management (INA), Norwegian Univ of Life Sciences.
- Jacobsen, R.M., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. Manuscript in prep. Scale-specific responses of saproxylic beetles to dead wood abundance and forest characteristics.
- Johansen, I. & Ryvarden, L. 1977. Wood-inhabiting fungi (Aphylllophorales, Homobasidiomycetes) in two Norwegian forest reserves. – *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 33: 453-478.
- Johansson, T., Andersson, J., Hjaltén, J., Dynesius, M. & Ecker, F. 2011. Short-term responses of beetle assemblages to wildfire in a region with more than 100 years of fire suppression. - *Insect Conservation and Diversity* 4: 142-151. 10.1111/j.1752-4598.2010.00114.x
- Johansson, P. & Gustafsson, L. 2001. Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. - *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1617-1628.
- Johansson, T., Hjaltén, J., Stenbacka, F. & Dynesius, M. 2010. Responses of eight boreal flat bug (Heteroptera: Aradidae) species to clear-cutting and forest fire. - *Journal of Insect Conservation* 14: 3-9. 10.1007/s10841-009-9218-1
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H. & Bostedt, G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 46-60. 10.1080/02827581003620347
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Norden, B. & Stokland, J.N. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. - *Biological Conservation* 127: 443-462. 10.1016/j.biocon.2005.09.004
- Josefsson, T., Olsson, J. & Östlund, L. 2010. Linking forest history and conservation efforts: Long-term impact of low-intensity timber harvest on forest structure and wood-inhabiting fungi in northern Sweden. – *Biological Conservation* 143: 1803-1811.

- Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. - *Biological Conservation* 144: 11-20. 10.1016/j.biocon.2010.07.010
- Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? - *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32-40.
- Junninen, K., Penttilä, R. & Martikainen, P. 2007. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. - *Biodiversity and Conservation* 16: 475-490.
- Juutilainen, K., Halme, P., Kotiranta, H. & Mönkkönen, M. 2011. Size matters in studies of dead wood and wood-inhabiting fungi. - *Fungal Ecology* 4: 342-349.
- Jönsson, M., Edman, M. & Jonsson, B.G. 2008. Colonization and extinction patterns of wood-decaying fungi in a boreal old-growth *Picea abies* forest. - *Journal of Ecology* 96: 1065-1075.
- Jönsson, M., Fraver, S. & Jonsson, B.G. 2011. Spatio-temporal variation of coarse woody debris input in woodland key habitats in Central Sweden. - *Silva Fennica* 45: 957-967.
- Kallio, T. 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes annosus* (Fr.) Cooke in Finland. - *Acta Forestalia Fennica* 107: 1-55.
- Karström, M. 1992. Steget före – en presentation. - *Svensk botanisk Tidskrift* 86: 103-114.
- Kauserud, H. & Schumacher, T. 2002. Population structure of the endangered wood decay fungus *Phellinus nigrolimitatus* (Basidiomycota). - *Canadian Journal of Botany* 80: 597-606.
- Kauserud, H. & Schumacher, T. 2003. Genetic structure of Fennoscandian populations of the threatened wood-decay fungus *Fomitopsis rosea* (Basidiomycota). - *Mycological Research* 107: 155-163.
- Komonen, A. 2005. Local spatial pattern in the occurrence of two congeneric wood-decaying fungi in an old-growth boreal forest. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 393-399.
- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M. & Hanski, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. - *Oikos* 90: 119-126.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i Akershus og Oslo. - NINA Oppdragsmelding 227. 128 s.
- Kotiranta, H. & Saarenoka, R. 2000. Three new species of *Hyphodontia* (Corticaceae). - *Annales Botanici Fennici* 37: 255-278.
- Kotiranta, H. & Saarenoka, R. 2005. The genus *Athelopsis* (Aphylllophorales, Corticiaceae) in Finland. - *Annales Botanici Fennici* 42: 335-342.
- Kouki, J., Hyvarinen, E., Lappalainen, H., Martikainen, P. & Simila, M. 2012. Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. - *Diversity and Distributions* 18: 348-355. 10.1111/j.1472-4642.2011.00839.x
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B.G., Lämås, T. & Ståhl, G. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. - *Canadian Journal of Forest Research* 29: 178-186.
- Kruys, N. & Jonsson, B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. - *Journal of Forest Research* 29: 1295-1299.
- Kubartová, A., Ottosson, E., Dahlberg, A. & Stenlid, J. 2012. Patterns of fungal communities among and within decaying logs, revealed by 454 sequencing. - *Molecular Ecology* 21: 4514-4532.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim. 480 s.
- Laaksonen, M., Peuhu, E., Várkonyi, G. & Siitonen, J. 2008. Effects of habitat quality and landscape structure on saproxylic species dwelling in boreal spruce-swamp forests. - *Oikos* 117: 1098-1110.
- Lindblad, I. 1995. Basidiomycetes on fallen logs of Norway spruce - stages of decay and sporocarp production. - Cand. scient. Thesis, Division of botany and plant physiology, Department of Biology, University of Oslo, Oslo. 53 s.

- Lindblad, I. 1996, Skogområder i Øst-Norge registrert av Siste sjanse. – NOA-rapport 1996-1. 202 s.
- Lindblad, I. 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. - *Nordic Journal of Botany* 18: 243-255.
- Lindblad, I. & Kauserud, H. 1994. Rinilhaugen og Skotjernfjell. En inventeringsrapport. – Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, upublisert rapport. 35 s.
- Lindgren, M. 1999. Polypore (Basidiomycetes) species richness and community composition in old-growth boreal forests of northeastern Finland and adjacent Russian Karelia. - M.S. thesis, Department of Ecology and Systematics, University of Helsinki.
- Lindhe, A. & Lindelöw, A. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. - *Forest Ecology and Management* 203: 1-20.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. - *Ecological Bulletins* 49: 205-218.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Naturbase 2014. Miljødirektoratet, internett. <http://www.miljodirektoratet.no>
- Niemelä, T. 2005. Käävät. Puiden sienet (Polypores, lignicolous fungi). – *Norrinia* 13. 320 s.
- Niemelä, T., Renvall, P. & Penttilä, R. 1995. Interactions of fungi at late stages of wood decomposition. – *Annales Botanici Fennici* 32: 141-152.
- Nordén, B. & Larsson, K.-H. 2000. Basidiospore dispersal in the old-growth forest fungus *Phlebia centrifuga* (Basidiomycetes). - *Nordic Journal of Botany* 20: 215-219.
- Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J., Tomppo, E. & Ovaskainen, O. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. – *Journal of Ecology* 101: 701-712.
- Norros, V., Penttilä, R., Suominen, M. & Ovaskainen, O. 2012. Dispersal may limit the occurrence of specialist wood decay fungi already at small spatial scales. - *Oikos* 121: 961-974.
- Norsk Skogsertifisering 2013. Miljørapport fra Norsk Skogsertifisering. For virksomheten fram til og med 2012. – Norsk Skogsertifisering, Oslo. 10 s.
- Olsson, J., Jonsson, B.G., Hjältén, J. & Ericson, L. 2011. Addition of coarse woody debris – The early fungal succession on *Picea abies* logs in managed forests and reserves. – *Biological Conservation* 144: 1100-1110.
- Ottosson, E. 2013. Succession of wood-inhabiting fungal communities. Diversity and species interactions during the decomposition of Norway spruce. Doctoral thesis, University of Uppsala, Sweden.
- Ovaskainen, O., Nokso-Koivisto, J., Hottola, J., Rajala, T., Pennanen, T., Ali-Kovero, H., Miettinen, O., Oinonen, P., Auvinen, P., Paulin, L., Larsson, K.-H. & Mäkipää, R. 2010. Identifying wood-inhabiting fungi with 454 sequencing - what is the probability that BLAST gives the correct species? - *Fungal Ecology* 3: 274-283.
- Ovaskainen, O., Schigel, D., Ali-Kovero, H., Auvinen, P., Paulin, L., Nordén, B. & Nordén, J. 2013. Combining high-throughput sequencing with fruit body surveys reveals contrasting life-history strategies in fungi. – *The ISME Journal* 2013: 1-14.
- Pasanen, H., Junninen, K. & Kouki, K. 2014. Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. – *Forest Ecology and Management* 312: 92-100.
- Penttilä, R. 2004. The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. - PhD thesis., University of Helsinki, Finland.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. - *Oikos* 114: 225-240.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. - *Biological Conservation* 117: 271-283.
- Persson, A. & Gustafsson, L. 2002. Naturhänsyn i privatskogsbruket - naturvärden och kostnader. - Skogforsk Resultat 2002-16. 6s.
- Pouska, V., Leps, J., Svoboda, M. & Lepsova, A. 2011. How do log characteristics influence the occurrence of wood fungi in a mountain spruce forest? - *Fungal Ecology* 4: 201-209.

- Rajala, T., Peltoniemi, M., Hantula, J., Mäkipää, R. & Pennanen, T. 2011. RNA reveals a succession of active fungi during the decay of Norway spruce logs. - *Fungal Ecology* 4: 437-448.
- Rajala, T., Peltoniemi, M., Pennanen, T. & Mäkipää, R. 2010. Relationship between wood-inhabiting fungi determined by molecular analysis (denaturing gradient gel electrophoresis) and quality of decaying logs. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 40: 2384-2397.
- Rajala, T., Peltoniemi, M., Pennanen, T. & Mäkipää, R. 2012. Fungal community dynamics in relation to substrate quality of decaying Norway spruce (*Picea abies* [L.] karst.) logs in boreal forests. - *FEMS Microbiology Ecology* 81: 494-505.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. - *Forest Ecology and Management* 206: 119-133.
- Read, D.J & Perez-Moreno, J. 2003. Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems - a journey towards relevance? - *New Phytologist* 157: 475-492.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in Northern Finland. - *Karstenia* 35: 1-51.
- Rolstad, J., Alfredsen, G., Solheim, H., Rolstad, E. & Storaunet, K.O. 2012. Spredning av vedboende sopp (basidiomyceter) til eldre granplantfelt på Østlandet. – I: Rolstad, J., Gjerde, I. & Schei, F.H. (red.), *Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer*, s. 46-59.
- Rolstad, J., Sætersdal, M., Gjerde, I. & Storaunet, K. O. 2004. Wood-decaying fungi in boreal forest: are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? - *Biological Conservation* 117: 539-555.
- Ryvarden, L. 1993. Distribution of aphyllophoroid fungi in the taiga region of Fennoscandia. - I Pegler, D.N., Boddy, L., Ing, B. & Kirk, P.M. (red.) *Fungi of Europe: Investigation, recording and conservation*. Royal Botanic Gardens, Kew, s. 71-76.
- Ryvarden, L., Stokland, J. & Larsson, K.-H. 2003. A critical checklist of corticoid and poroid fungi of Norway. – *Fungiflora*, Oslo. 109 s.
- Røsok, Ø. 1998. Lappkjuke *Amylocystis lapponica* I Norge, en indikatorart på artsrike kontinuitetsskoger. – *Blyttia* 56: 154-165.
- Schiegg, K. 2000a. Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? - *Ecography* 23: 579-587.
- Schiegg, K. 2000b. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. - *Ecoscience* 7: 290-298.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as an example. - *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Siitonen, P., Lehtinen, A. & Siitonen, M. 2005. Effects of forest edges on the distribution, abundance, and regional persistence of wood-rotting fungi. - *Conservation Biology* 19: 250-260.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. - *Ecological Bulletins* 49: 231-242.
- Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth forest. - *Biological Conservation* 94: 211-220.
- Sippola, A.-L., Mönkkönen, M. & Renvall, P. 2005. Polypore diversity in the herb-rich woodland key habitats of Koli national park in eastern Finland. – *Biological Conservation* 126: 260-269.
- Snäll, T. & Jonsson, B.G. 2001. Edge effects on six polyporous fungi used as old-growth indicators in Swedish boreal forest. – *Ecological Bulletins* 49: 255-262.
- Solbraa, K. 1996. *Veien til et bærekraftig skogbruk*. – Universitetsforlaget, Oslo. 192 s.
- Stenlid, J. & Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? – *Ecological Bulletins* 49: 85-91.
- Stokland, J. & Kauserud, H. 2004. *Phellinus nigrolimitatus* - a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. - *Forest Ecology and Management* 187: 333-343.
- Stokland, J.N., Larsson, K.-H. & Kauserud, H. 1997. The occurrence of rare and red-listed fungi on decaying wood in selected forest stands in Norway. – *Windahlia* 22: 85-93.

- Stokland, J.N. & Larsson, K.-H. 2011. Legacies from natural forest dynamics: Different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests. - *Forest Ecology and Management* 261: 1707-1721.
- Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. 2012. Biodiversity in dead wood. - Cambridge University Press, Cambridge. 509 s.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Gundersen, V.S. 2005. Historical logging, productivity, and structural characteristics of boreal coniferous forests in Norway. - *Silva Fennica* 39: 429-442.
- Størmer, P. 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. - Universitetsforlaget, Oslo/Bergen/Tromsø. 288 s.
- Svantesson, S. 2013. Ecological requirements of corticioid fungi - a study on richness and community composition in south-eastern Norway. - Uppsats för avläggande av naturvetenskaplig magisterexamen i Växtekologi, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet, 39 s.
- Sverdrup-Thygeson, A. 2002. Key habitats in the Norwegian production forest: A case study. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 166-178.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bendiksen, E., Bergsaker, E. & Birkemoe, T. 2014a. Reservat - nøkkelbiotop – slutthogsthensyn: Skogbrukets biomangfoldtiltak utfyller hverandre. - Norsk Skogbruk, in press.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bendiksen, E., Birkemoe, T. & Larsson, K. H. 2014b. Do conservation measures in forest work? A landscape evaluation of set-asides for wood-living species. *Forest Ecology and Management*, in press.
- Sverdrup-Thygeson, A., Borg, P. & Bergsaker, E. 2005. Miljøhensyn på hogstflatene - før og etter Levende Skog. - NORSKOG-rapport 2005-1. 62 s. (NORSKOG, Oslo).
- Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L. & Kouki, J. 2014c. Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. Review Paper. - *Biodiversity and Conservation* 23: 513-531. 1007/s10531-014-0628-3
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. - *Biological Conservation* 106: 347-357.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Lindenmayer, D. B. 2003. Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. - *Forest Ecology and Management* 174: 353-363.
- Søgaard, G., Eriksen, R., Astrup, R. & Øyen, B.-H. 2012. Effekter av ulike miljøhensyn på tilgjengelig skogareal og volum i norske skoger. - Rapport fra Skog og landskap 02/12. 38 S.
- Tedersoo, L., Kõljalg, U., Hallenberg, N. & Larsson, K.-H. 2003. Fine scale distribution of ectomycorrhizal fungi and roots across substrate layers including coarse woody debris in a mixed forest. - *New Phytologist* 159: 153-165.
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J. S., Stokland, J. N., Sverdrup-Thygeson, A. & Monkkonen, M. 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 309-324. 10.1080/02827581.2010.497160
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. S. 2010. The preferences of saproxylic beetle species for different dead wood types created in forest restoration treatments. - *Canadian Journal of Forest Research* 40: 445-464. 10.1139/x09-205
- Toljander, Y.K., Lindahl, B.D., Holmer, L. & Högborg, N.O.S. 2006. Environmental fluctuations facilitate co-existence and increase decomposition in communities of wood decay fungi. - *Oecologia* 148: 625-631.
- Vatn, A., Framstad, E. & Solberg, B., red. 2005. Delrapport 3: Tiltak og virkemidler for vern av biodiversitet i skog og våtmarker. - TemaNord 2005: 563. 223 s.
- Ylisirniö, A.-L., Pentttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isaeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands. - Lessons for biodiversity management in boreal forest. - *Forest Ecology and Management* 286: 16-27.

Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. – *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.

VEDLEGG 1: Fullstendig artsliste for insekter

Liste over alle innsamlede biller, med grad av spesialisering, rødlistestatus (Kålås et al. 2010) og antall individer. AspenGen: ospegeneralist, AspenSpec: ospespesialist, SxOther: vedlevende arter uten kjent tilknytning til osp, NotSx: ikke vedlevende. – List of all collected beetles, with specialization degree, red list status and number of individuals. AspenGen: aspen generalist, SxOther: wood-living species without any known association for aspen, NotSx: not wood-living.

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Acidota crenata</i>	Staphylinidae	SxOther		22
<i>Acmaeops septentrionis</i>	Cerambycidae	SxOther	EN	1
<i>Acrostiba borealis</i>	Staphylinidae	NotSx		8
<i>Acrotona fungi</i>	Staphylinidae	NotSx		18
<i>Acrotona orbata</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Acrotona parvula</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Acrotrichis cognata</i>	Ptiliidae	NotSx		7
<i>Acrotrichis insularis</i>	Ptiliidae	NotSx		49
<i>Acrotrichis intermedia</i>	Ptiliidae	NotSx		235
<i>Acrotrichis montandonii</i>	Ptiliidae	NotSx		2
<i>Acrotrichis parva</i>	Ptiliidae	NotSx		1
<i>Acrotrichis rugulosa</i>	Ptiliidae	AspenGen		2
<i>Acrulia inflata</i>	Staphylinidae	AspenGen		22
<i>Agathidium arcticum</i>	Leiodidae	SxOther		7
<i>Agathidium atrum</i>	Leiodidae	SxOther		3
<i>Agathidium badium</i>	Leiodidae	AspenGen		61
<i>Agathidium confusum</i>	Leiodidae	AspenGen		44
<i>Agathidium laevigatum</i>	Leiodidae	SxOther		1
<i>Agathidium nigrinum</i>	Leiodidae	AspenGen		3
<i>Agathidium nigripenne</i>	Leiodidae	AspenGen		135
<i>Agathidium rotundatum</i>	Leiodidae	AspenGen		18
<i>Agathidium seminulum</i>	Leiodidae	SxOther		191
<i>Aleochara moerens</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Aleochara sparsa</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Aloconota gregaria</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Alosterna tabacicolor</i>	Cerambycidae	AspenGen		20
<i>Amara brunnea</i>	Carabidae	NotSx		2
<i>Amara lunicollis</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Amidobia talpa</i>	Staphylinidae	NotSx		6
<i>Amischa analis</i>	Staphylinidae	NotSx		29
<i>Amischa nigrofusca</i>	Staphylinidae	NotSx		8
<i>Ampedus balteatus</i>	Elateridae	SxOther		59
<i>Ampedus nigrinus</i>	Elateridae	AspenGen		71
<i>Ampedus pomorum</i>	Elateridae	AspenGen		1
<i>Ampedus tristis</i>	Elateridae	SxOther		15
<i>Amphicyllis globiformis</i>	Leiodidae	SxOther	NT	1
<i>Amphicyllis globus</i>	Leiodidae	AspenGen		3
<i>Anaspis bohémica</i>	Scaptiidae	SxOther		3
<i>Anaspis frontalis</i>	Scaptiidae	SxOther		5
<i>Anaspis marginicollis</i>	Scaptiidae	AspenGen		12
<i>Anaspis rufilabris</i>	Scaptiidae	AspenGen		100
<i>Anastrangalia reyi</i>	Cerambycidae	SxOther		1
<i>Anastrangalia sanguinolenta</i>	Cerambycidae	SxOther		10
<i>Anatis ocellata</i>	Coccinellidae	SxOther		4
<i>Anisotoma axillaris</i>	Leiodidae	AspenGen		2
<i>Anisotoma castanea</i>	Leiodidae	SxOther		117

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Anisotoma glabra</i>	Leiodidae	AspenGen		22
<i>Anisotoma humeralis</i>	Leiodidae	AspenGen		262
<i>Anisotoma orbicularis</i>	Leiodidae	SxOther		3
<i>Anomognathus cuspidatus</i>	Staphylinidae	AspenGen		16
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	Geotrupidae	NotSx		3
<i>Anoplus plantaris</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Anoplus roboris</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Anotylus complanatus</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Anthaxia morio</i>	Buprestidae	SxOther		1
<i>Anthaxia quadripunctata</i>	Buprestidae	SxOther		5
<i>Antherophagus pallens</i>	Cryptophagidae	NotSx		23
<i>Antherophagus similis</i>	Cryptophagidae	NotSx		4
<i>Anthophagus omalinus</i>	Staphylinidae	NotSx		71
<i>Aphidecta oblitterata</i>	Coccinellidae	SxOther		9
<i>Aphodius depressus</i>	Scarabaeidae	NotSx		21
<i>Aphodius fasciatus</i>	Scarabaeidae	NotSx		8
<i>Aphodius lapponum</i>	Scarabaeidae	NotSx		3
<i>Aphodius nemoralis</i>	Scarabaeidae	NotSx		2
<i>Aphodius piceus</i>	Scarabaeidae	NotSx		10
<i>Aphodius rufipes</i>	Scarabaeidae	NotSx		79
<i>Aspidiphorus orbiculatus</i>	Sphindidae	AspenGen		152
<i>Atheta aeneipennis</i>	Staphylinidae	SxOther		6
<i>Atheta atramentaria</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta boleticola</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta boreella</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta brunneipennis</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Atheta cadaverina</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Atheta castanoptera</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Atheta celata</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Atheta cinnamoptera</i>	Staphylinidae	NotSx		5
<i>Atheta corvina</i>	Staphylinidae	SxOther		5
<i>Atheta crassicornis</i>	Staphylinidae	SxOther		29
<i>Atheta cribrata</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Atheta debilis</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Atheta elongatula</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta excellens</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Atheta hypnorum</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Atheta incognita</i>	Staphylinidae	NotSx		21
<i>Atheta marcida</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Atheta melanaria</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta melanocera</i>	Staphylinidae	NotSx		4
<i>Atheta myrmecobia</i>	Staphylinidae	NotSx		40
<i>Atheta nesslingi</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta nigripes</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Atheta nigrifula</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Atheta paracrassicornis</i>	Staphylinidae	SxOther		15
<i>Atheta picipes</i>	Staphylinidae	AspenGen		23
<i>Atheta pilicornis</i>	Staphylinidae	SxOther		4
<i>Atheta procera</i>	Staphylinidae	NotSx		7
<i>Atheta sodalis</i>	Staphylinidae	SxOther		21
<i>Atheta subtilis</i>	Staphylinidae	SxOther		27
<i>Atheta vaga</i>	Staphylinidae	AspenGen		4
<i>Atheta xanthopus</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Athous subfuscus</i>	Elateridae	SxOther		538

Art	Familie	Tretilhøringhet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Atomaria affinis</i>	Cryptophagidae	AspenGen		5
<i>Atomaria alpina</i>	Cryptophagidae	SxOther		6
<i>Atomaria apicalis</i>	Cryptophagidae	NotSx		15
<i>Atomaria atrata</i>	Cryptophagidae	NotSx		2
<i>Atomaria atricapilla</i>	Cryptophagidae	NotSx		4
<i>Atomaria bella</i>	Cryptophagidae	AspenGen		2
<i>Atomaria hislopi</i>	Cryptophagidae	NotSx		2
<i>Atomaria impressa</i>	Cryptophagidae	SxOther		4
<i>Atomaria nigrirostris</i>	Cryptophagidae	SxOther		3
<i>Atomaria nigriventris</i>	Cryptophagidae	NotSx	VU	1
<i>Atomaria ornata</i>	Cryptophagidae	SxOther		146
<i>Atomaria subangulata</i>	Cryptophagidae	SxOther	NT	7
<i>Atomaria testacea</i>	Cryptophagidae	NotSx		17
<i>Atomaria turgida</i>	Cryptophagidae	NotSx		25
<i>Atomaria umbrina</i>	Cryptophagidae	AspenGen		2
<i>Atomaria vespertina</i>	Cryptophagidae	NotSx		19
<i>Atrecus affinis</i>	Staphylinidae	AspenGen		1
<i>Atrecus longiceps</i>	Staphylinidae	AspenGen		1
<i>Atrecus pilicornis</i>	Staphylinidae	AspenGen		101
<i>Autalia impressa</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Autalia longicornis</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Autalia rivularis</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Bembidion bruxellense</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Bembidion lampros</i>	Carabidae	NotSx		2
<i>Betulapion simile</i>	Apionidae	NotSx		2
<i>Bibloporus bicolor</i>	Staphylinidae	AspenGen		304
<i>Bisnius nigriventris</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Bisnius puella</i>	Staphylinidae	SxOther		6
<i>Bitoma crenata</i>	Zopheridae	AspenGen		3
<i>Bolitobius castaneus</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Bolitochara mulsanti</i>	Staphylinidae	AspenGen		5
<i>Bolitochara pulchra</i>	Staphylinidae	AspenGen		1
<i>Brachonyx pineti</i>	Curculionidae	NotSx		2
<i>Brachypterolus linariae</i>	Kateretidae	NotSx		1
<i>Brachysomus echinatus</i>	Curculionidae	NotSx		7
<i>Bryaxis bulbifer</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Byrrhus arietinus</i>	Byrrhidae	NotSx		2
<i>Byturus tomentosus</i>	Byturidae	NotSx		298
<i>Cacotemnus thomsoni</i>	Ptinidae	SxOther	NT	5
<i>Calathus micropterus</i>	Carabidae	NotSx		10
<i>Calopus serraticornis</i>	Oedemeridae	SxOther		8
<i>Cantharis pellucida</i>	Cantharidae	NotSx		1
<i>Carabus violaceus</i>	Carabidae	NotSx		4
<i>Cartodere constricta</i>	Latridiidae	SxOther		20
<i>Cartodere nodifer</i>	Latridiidae	AspenGen		46
<i>Catops alpinus</i>	Leiodidae	NotSx		2
<i>Catops coracinus</i>	Leiodidae	NotSx		3
<i>Catops morio</i>	Leiodidae	NotSx		1
<i>Catops nigrita</i>	Leiodidae	NotSx		24
<i>Catops tristis</i>	Leiodidae	NotSx		2
<i>Cercyon impressus</i>	Hydrophilidae	NotSx		5
<i>Cercyon lateralis</i>	Hydrophilidae	NotSx		3
<i>Cercyon pygmaeus</i>	Hydrophilidae	NotSx		1
<i>Cerylon deplanatum</i>	Cerylonidae	AspenSpec		7

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Cerylon fagi</i>	Cerylonidae	AspenGen		38
<i>Cerylon ferrugineum</i>	Cerylonidae	AspenSpec		391
<i>Cerylon histeroides</i>	Cerylonidae	AspenGen		132
<i>Choleva lederiana</i>	Leiodidae	NotSx		1
<i>Chrysanthia geniculata</i>	Oedemeridae	SxOther		2
<i>Cis bidentatus</i>	Ciidae	AspenGen		6
<i>Cis boleti</i>	Ciidae	AspenGen		217
<i>Cis castaneus</i>	Ciidae	SxOther		1
<i>Cis comptus</i>	Ciidae	AspenGen		5
<i>Cis dentatus</i>	Ciidae	SxOther		3
<i>Cis festivus</i>	Ciidae	SxOther		57
<i>Cis glabratus</i>	Ciidae	SxOther		5
<i>Cis jacquemartii</i>	Ciidae	AspenGen		7
<i>Cis lineatocribratus</i>	Ciidae	SxOther		7
<i>Cis micans</i>	Ciidae	AspenGen		47
<i>Cis punctulatus</i>	Ciidae	AspenGen		11
<i>Cis quadridens</i>	Ciidae	SxOther	NT	2
<i>Cis submicans</i>	Ciidae	NotSx	NT	29
<i>Cis villosulus</i>	Ciidae	SxOther		2
<i>Clytra quadripunctata</i>	Chrysomelidae	NotSx		1
<i>Coccinella hieroglyphica</i>	Coccinellidae	NotSx		2
<i>Coccinella septempunctata</i>	Coccinellidae	NotSx		7
<i>Coprophilus striatulus</i>	Staphylinidae	SxOther		16
<i>Corticaria interstitialis</i>	Latridiidae	SxOther		3
<i>Corticaria lateritia</i>	Latridiidae	SxOther	VU	2
<i>Corticaria longicollis</i>	Latridiidae	AspenGen		5
<i>Corticaria longicornis</i>	Latridiidae	SxOther		7
<i>Corticaria rubripes</i>	Latridiidae	AspenGen		25
<i>Corticaria saginata</i>	Latridiidae	NotSx		1
<i>Corticaria serrata</i>	Latridiidae	AspenGen		2
<i>Corticaria umbilicata</i>	Latridiidae	NotSx		1
<i>Corticarina minuta</i>	Latridiidae	SxOther		10
<i>Corticarina parvula</i>	Latridiidae	AspenGen		60
<i>Corticarina similata</i>	Latridiidae	SxOther		36
<i>Corticeus linearis</i>	Tenebrionidae	SxOther		3
<i>Corticaria gibbosa</i>	Latridiidae	SxOther		30
<i>Coryphium angusticolle</i>	Staphylinidae	AspenGen		1
<i>Cryphalus asperatus</i>	Curculionidae	SxOther		16
<i>Cryptocephalus labiatus</i>	Chrysomelidae	NotSx		3
<i>Cryptophagus dentatus</i>	Cryptophagidae	AspenGen		42
<i>Cryptophagus dorsalis</i>	Cryptophagidae	SxOther		1
<i>Cryptophagus micaceus</i>	Cryptophagidae	SxOther		2
<i>Cryptophagus populi</i>	Cryptophagidae	AspenGen		1
<i>Cryptophagus punctipennis</i>	Cryptophagidae	NotSx		9
<i>Cryptophagus scanicus</i>	Cryptophagidae	AspenGen		18
<i>Cryptophagus setulosus</i>	Cryptophagidae	SxOther		3
<i>Crypturgus cinereus</i>	Curculionidae	SxOther		16
<i>Crypturgus hispidulus</i>	Curculionidae	SxOther		82
<i>Crypturgus pusillus</i>	Curculionidae	SxOther		1
<i>Curtimorda maculosa</i>	Mordellidae	AspenGen		14
<i>Cychramus luteus</i>	Nitidulidae	AspenGen		37
<i>Cychramus variegatus</i>	Nitidulidae	AspenGen		4
<i>Cychnus caraboides</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Cyphea curtula</i>	Staphylinidae	AspenSpec		9

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Cyphon coarctatus</i>	Scirtidae	NotSx		25
<i>Cyphon padi</i>	Scirtidae	NotSx		8
<i>Cyphon variabilis</i>	Scirtidae	NotSx		3
<i>Dacne bipustulata</i>	Erotylidae	AspenGen		9
<i>Dadobia immersa</i>	Staphylinidae	AspenGen		18
<i>Dalopius marginatus</i>	Elateridae	NotSx		131
<i>Dasytes niger</i>	Dasytidae	AspenGen		63
<i>Dasytes obscurus</i>	Dasytidae	SxOther		1
<i>Dasytes plumbeus</i>	Dasytidae	SxOther		16
<i>Deliphrum tectum</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Dendrophagus crenatus</i>	Silvanidae	AspenGen		32
<i>Denticollis linearis</i>	Elateridae	AspenGen		4
<i>Dictyoptera aurora</i>	Lycidae	SxOther		21
<i>Dinaraea aequata</i>	Staphylinidae	AspenGen		4
<i>Dinaraea angustula</i>	Staphylinidae	SxOther		5
<i>Dinaraea arcana</i>	Staphylinidae	AspenGen		30
<i>Dorcatoma dresdensis</i>	Ptinidae	AspenGen		1
<i>Dorcatoma robusta</i>	Ptinidae	SxOther	NT	6
<i>Dorytomus tremulae</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Dromius agilis</i>	Carabidae	AspenGen		21
<i>Dromius fenestratus</i>	Carabidae	AspenGen		1
<i>Dryocoetes alni</i>	Curculionidae	SxOther		3
<i>Dryocoetes autographus/hectographus</i>	Curculionidae	SxOther		355
<i>Dryophilus pusillus</i>	Ptinidae	SxOther		3
<i>Elateroides dermestoides</i>	Lymexylidae	AspenGen		192
<i>Encephalus complicans</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Endomychus coccineus</i>	Endomychidae	AspenSpec		148
<i>Enicmus fungicola</i>	Latridiidae	AspenGen		22
<i>Enicmus planipennis</i>	Latridiidae	SxOther		11
<i>Enicmus rugosus</i>	Latridiidae	AspenGen		513
<i>Enicmus testaceus</i>	Latridiidae	AspenGen		104
<i>Enicmus transversus</i>	Latridiidae	NotSx		2
<i>Ennearthron cornutum</i>	Ciidae	AspenGen		4
<i>Epuraea aestiva</i>	Nitidulidae	SxOther		76
<i>Epuraea angustula</i>	Nitidulidae	SxOther		2
<i>Epuraea binotata</i>	Nitidulidae	SxOther		9
<i>Epuraea boreella</i>	Nitidulidae	AspenGen		8
<i>Epuraea laeviuscula</i>	Nitidulidae	SxOther		1
<i>Epuraea marseuli</i>	Nitidulidae	SxOther		8
<i>Epuraea melina</i>	Nitidulidae	NotSx		3
<i>Epuraea muehli</i>	Nitidulidae	SxOther		104
<i>Epuraea neglecta</i>	Nitidulidae	SxOther		3
<i>Epuraea oblonga</i>	Nitidulidae	SxOther		1
<i>Epuraea pallescens</i>	Nitidulidae	AspenGen		2
<i>Epuraea placida</i>	Nitidulidae	SxOther		2
<i>Epuraea pygmaea</i>	Nitidulidae	SxOther		30
<i>Epuraea rufomarginata</i>	Nitidulidae	AspenGen		18
<i>Epuraea terminalis</i>	Nitidulidae	AspenGen		1
<i>Epuraea unicolor</i>	Nitidulidae	SxOther		9
<i>Epuraea variegata</i>	Nitidulidae	AspenGen		7
<i>Ernobius abietinus</i>	Ptinidae	SxOther		1
<i>Ernobius abietis</i>	Ptinidae	SxOther		4
<i>Ernobius angusticollis</i>	Ptinidae	SxOther		1
<i>Ernobius mollis</i>	Ptinidae	SxOther		1

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Eucnecusum brachypterum</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Euconnus claviger</i>	Staphylinidae	AspenGen		6
<i>Euglenes pygmaeus</i>	Aderidae	SxOther	NT	1
<i>Euplectus brunneus</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Euplectus decipiens</i>	Staphylinidae	AspenGen		11
<i>Euplectus karstenii</i>	Staphylinidae	AspenGen		13
<i>Euplectus mutator</i>	Staphylinidae	AspenGen		2
<i>Euplectus nanus</i>	Staphylinidae	AspenGen		1
<i>Euplectus piceus</i>	Staphylinidae	AspenGen		5
<i>Euplectus punctatus</i>	Staphylinidae	AspenGen		26
<i>Euryusa castanoptera</i>	Staphylinidae	AspenGen	NT	8
<i>Eusphalerum luteum</i>	Staphylinidae	NotSx		10
<i>Evodinus borealis</i>	Cerambycidae	SxOther	EN	1
<i>Gabrius splendidulus</i>	Staphylinidae	AspenGen		109
<i>Gabrius trossulus</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Gaurotes virginea</i>	Cerambycidae	SxOther		1
<i>Glischrochilus hortensis</i>	Nitidulidae	AspenGen		224
<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>	Nitidulidae	AspenGen		388
<i>Gnathoncus buyssoni</i>	Histeridae	AspenGen		6
<i>Gyrophypnus angustatus</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Gyrophypnus atratus</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Gyrophana boleti</i>	Staphylinidae	AspenGen		14
<i>Hadreule elongatula</i>	Ciidae	SxOther	NT	9
<i>Hadrobregmus pertinax</i>	Ptinidae	AspenGen		7
<i>Hallomenus binotatus</i>	Tetratomidae	AspenGen		12
<i>Halyzia sedecimguttata</i>	Coccinellidae	NotSx		1
<i>Haploglossa villosula</i>	Staphylinidae	AspenGen		775
<i>Harpalus laevipes</i>	Carabidae	NotSx		7
<i>Helophorus flavipes</i>	Helophoridae	NotSx		1
<i>Heterothops quadripunctulus</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Homalota plana</i>	Staphylinidae	AspenSpec		18
<i>Hydrobius fuscipes</i>	Hydrophilidae	NotSx		1
<i>Hylastes brunneus</i>	Curculionidae	SxOther		8
<i>Hylastes cunicularius</i>	Curculionidae	SxOther		472
<i>Hylastes opacus</i>	Curculionidae	SxOther		2
<i>Hylesinus fraxini</i>	Curculionidae	SxOther		1
<i>Hylis procerulus</i>	Eucnemidae	SxOther	EN	1
<i>Hylobius abietis</i>	Curculionidae	SxOther		31
<i>Hylobius piceus</i>	Curculionidae	SxOther		5
<i>Hylobius pinastri</i>	Curculionidae	SxOther		57
<i>Hylurgops glabratus</i>	Curculionidae	SxOther		1
<i>Hylurgops palliatus</i>	Curculionidae	SxOther		9
<i>Ipidia binotata</i>	Nitidulidae	SxOther		40
<i>Ips typographus</i>	Curculionidae	SxOther		55
<i>Ischnoglossa proluxa</i>	Staphylinidae	AspenGen		28
<i>Ischnosoma splendidum</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Judolia sexmaculata</i>	Cerambycidae	AspenGen		8
<i>Lampyrus noctiluca</i>	Lampyridae	NotSx		1
<i>Lathrobium brunnipes</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Latridius consimilis</i>	Latridiidae	AspenGen		1
<i>Latridius hirtus</i>	Latridiidae	AspenGen		27
<i>Latridius minutus</i>	Latridiidae	AspenGen		3
<i>Leiodes calcarata</i>	Leiodidae	NotSx		1

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Leiodes lucens</i>	Leiodidae	NotSx		2
<i>Leistus ferrugineus</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Leistus terminatus</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Leptacinus formicetorum</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Leptura quadrifasciata</i>	Cerambycidae	AspenGen		9
<i>Leptusa fumida</i>	Staphylinidae	AspenGen		12
<i>Leptusa pulchella</i>	Staphylinidae	AspenGen		158
<i>Leptusa ruficollis</i>	Staphylinidae	SxOther		134
<i>Liogluta micans</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Liogluta microptera</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Liotrichus affinis</i>	Elateridae	NotSx		3
<i>Lochmaea caprea</i>	Chrysomelidae	NotSx		5
<i>Lochmaea suturalis</i>	Chrysomelidae	NotSx		2
<i>Lomechusa pubicollis</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Lordithon lunulatus</i>	Staphylinidae	AspenGen		96
<i>Lordithon speciosus</i>	Staphylinidae	AspenGen		9
<i>Lordithon thoracicus</i>	Staphylinidae	AspenGen		8
<i>Lordithon trimaculatus</i>	Staphylinidae	AspenGen		5
<i>Lordithon trinitatus</i>	Staphylinidae	NotSx		17
<i>Lypoglossa lateralis</i>	Staphylinidae	NotSx		4
<i>Lyprocorrhe anceps</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Magdalis carbonaria</i>	Curculionidae	SxOther		2
<i>Malthinus biguttatus</i>	Cantharidae	SxOther		2
<i>Malthodes brevicollis</i>	Cantharidae	SxOther		31
<i>Malthodes flavoguttatus</i>	Cantharidae	SxOther		5
<i>Malthodes fuscus</i>	Cantharidae	SxOther		52
<i>Malthodes guttifer</i>	Cantharidae	SxOther		13
<i>Malthodes marginatus</i>	Cantharidae	SxOther		2
<i>Malthodes mysticus</i>	Cantharidae	SxOther		14
<i>Malthodes spathifer</i>	Cantharidae	SxOther		3
<i>Megarathrus depressus</i>	Staphylinidae	SxOther		22
<i>Megarathrus nitidulus</i>	Staphylinidae	NotSx		11
<i>Megasternum concinnum</i>	Hydrophilidae	NotSx		48
<i>Melanotus castanipes</i>	Elateridae	AspenGen		280
<i>Meligethes aeneus</i>	Nitidulidae	NotSx		110
<i>Meligethes brunnicornis</i>	Nitidulidae	NotSx		1
<i>Meligethes denticulatus</i>	Nitidulidae	NotSx		53
<i>Meligethes morosus</i>	Nitidulidae	NotSx		1
<i>Meligethes ochropus</i>	Nitidulidae	NotSx		9
<i>Micrambe abietis</i>	Cryptophagidae	SxOther		166
<i>Micrambe longitarsis</i>	Cryptophagidae	SxOther		35
<i>Molorchus minor</i>	Cerambycidae	SxOther		6
<i>Mordella holomelaena</i>	Mordellidae	SxOther		3
<i>Mordellochroa abdominalis</i>	Mordellidae	AspenGen		1
<i>Mycetina cruciata</i>	Endomychidae	AspenGen		1
<i>Mycetochara flavipes</i>	Tenebrionidae	AspenGen		3
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	Mycetophagidae	AspenSpec	NT	5
<i>Mycetophagus populi</i>	Mycetophagidae	AspenGen	VU	4
<i>Mycetoporus lepidus</i>	Staphylinidae	SxOther		96
<i>Mycetoporus maerkelii</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Myrmetes paykulli</i>	Histeridae	NotSx		15
<i>Nemozoma elongatum</i>	Trogossitidae	SxOther		2
<i>Neocrepidodera ferruginea</i>	Chrysomelidae	NotSx		1
<i>Neuraphes elongatulus</i>	Staphylinidae	SxOther		26

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Nicrophorus vespilloides</i>	Silphidae	NotSx		66
<i>Notiophilus aquaticus</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Notiophilus biguttatus</i>	Carabidae	NotSx		7
<i>Notothecta flavipes</i>	Staphylinidae	NotSx		22
<i>Nudobius lentus</i>	Staphylinidae	AspenGen		8
<i>Octotemnus glabriculus</i>	Ciidae	AspenGen		156
<i>Ocyusa maura</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Omalius rivulare</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Omalius rugatum</i>	Staphylinidae	SxOther		9
<i>Omalius strigicollis</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Omosita depressa</i>	Nitidulidae	NotSx		2
<i>Orchesia micans</i>	Melandryidae	AspenSpec		1
<i>Orchesia minor</i>	Melandryidae	AspenGen		1
<i>Orchestes rusci</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Orithales serraticornis</i>	Elateridae	SxOther		1
<i>Orthocis alni</i>	Ciidae	AspenGen		12
<i>Orthoperus atomus</i>	Corylophidae	AspenGen		5
<i>Orthotomicus proximus</i>	Curculionidae	SxOther		14
<i>Otiorhynchus lepidopterus</i>	Curculionidae	NotSx		18
<i>Otiorhynchus nodosus</i>	Curculionidae	NotSx		8
<i>Otiorhynchus scaber</i>	Curculionidae	NotSx		110
<i>Oxymirus cursor</i>	Cerambycidae	AspenGen		21
<i>Oxypoda alternans</i>	Staphylinidae	SxOther		45
<i>Oxypoda annularis</i>	Staphylinidae	NotSx		4
<i>Oxypoda brevicornis</i>	Staphylinidae	NotSx		5
<i>Oxypoda formiceticola</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Oxypoda haemorrhoea</i>	Staphylinidae	NotSx		6
<i>Oxypoda recondita</i>	Staphylinidae	SxOther	NT	1
<i>Oxypoda skalitzkyi</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Oxystoma cerdo</i>	Apionidae	NotSx		1
<i>Oxytelus laqueatus</i>	Staphylinidae	SxOther		8
<i>Pachyta lamed</i>	Cerambycidae	SxOther		2
<i>Parabolitobius inclinans</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Paraphotistus impressus</i>	Elateridae	NotSx		42
<i>Paromalus parallelepipedus</i>	Histeridae	SxOther		1
<i>Peltis ferruginea</i>	Trogossitidae	AspenGen		26
<i>Perapion marchicum</i>	Apionidae	NotSx		1
<i>Pheletes aeneoniger</i>	Elateridae	NotSx		10
<i>Philonthus addendus</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Philonthus decorus</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Philonthus marginatus</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Philonthus succicola</i>	Staphylinidae	SxOther		3
<i>Philonthus umbratilis</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Phloeonomus pusillus</i>	Staphylinidae	AspenGen		2
<i>Phloeopora corticalis</i>	Staphylinidae	AspenGen		20
<i>Phloeopora testacea</i>	Staphylinidae	AspenGen		35
<i>Phloeostiba lapponica</i>	Staphylinidae	AspenGen		23
<i>Phloeotribus spinulosus</i>	Curculionidae	SxOther		7
<i>Phosphuga atrata</i>	Silphidae	AspenGen		1
<i>Phratora laticollis</i>	Chrysomelidae	NotSx		1
<i>Phyllodrepa linearis</i>	Staphylinidae	SxOther		22
<i>Phyllodrepa melanocephala</i>	Staphylinidae	AspenGen		2
<i>Phyllodrepa nigra</i>	Staphylinidae	AspenGen		6
<i>Phyllotreta flexuosa</i>	Chrysomelidae	NotSx		1

Art	Familie	Tretilhørighet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Phyllotreta undulata</i>	Chrysomelidae	NotSx		1
<i>Pissodes castaneus</i>	Curculionidae	SxOther		3
<i>Pissodes glynnhalii</i>	Curculionidae	SxOther		1
<i>Pissodes haryniae</i>	Curculionidae	SxOther	NT	3
<i>Pissodes pini</i>	Curculionidae	SxOther		16
<i>Pityogenes bidentatus</i>	Curculionidae	SxOther		3
<i>Pityogenes chalcographus</i>	Curculionidae	SxOther		453
<i>Pityogenes quadridens</i>	Curculionidae	SxOther		1
<i>Pityophagus ferrugineus</i>	Nitidulidae	SxOther		13
<i>Pityophthorus micrographus</i>	Curculionidae	SxOther		5
<i>Placusa depressa</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Placusa tachyporoides</i>	Staphylinidae	AspenGen		2
<i>Plagiodera versicolora</i>	Chrysomelidae	NotSx		2
<i>Plateumaris discolor</i>	Chrysomelidae	NotSx		2
<i>Platycerus caraboides</i>	Lucanidae	AspenGen		2
<i>Platystomos albinus</i>	Anthribidae	SxOther		2
<i>Plegaderus caesus</i>	Histeridae	AspenGen		1
<i>Plegaderus vulneratus</i>	Histeridae	AspenGen	NT	3
<i>Pocadius ferrugineus</i>	Nitidulidae	SxOther		4
<i>Podabrus alpinus</i>	Cantharidae	NotSx		7
<i>Podistra rufotestacea</i>	Cantharidae	NotSx		2
<i>Podistra schoenherri</i>	Cantharidae	SxOther		119
<i>Pogonocherus fasciculatus</i>	Cerambycidae	SxOther		4
<i>Polydrusus fulvicornis</i>	Curculionidae	NotSx		5
<i>Polydrusus mollis</i>	Curculionidae	NotSx		4
<i>Polydrusus pilosus</i>	Curculionidae	NotSx		32
<i>Polydrusus undatus</i>	Curculionidae	SxOther		20
<i>Polygraphus poligraphus</i>	Curculionidae	SxOther		27
<i>Prosternon tessellatum</i>	Elateridae	NotSx		1
<i>Protapion fulvipes</i>	Apionidae	NotSx		1
<i>Proteinus brachypterus</i>	Staphylinidae	SxOther		8
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i>	Coccinellidae	NotSx		2
<i>Ptenidium formicetorum</i>	Ptiliidae	SxOther		4
<i>Pterostichus niger</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Carabidae	NotSx		16
<i>Pteryngium crenatum</i>	Cryptophagidae	SxOther		13
<i>Ptiliola kunzei</i>	Ptiliidae	NotSx		1
<i>Ptinus fur</i>	Ptinidae	AspenGen		1
<i>Ptinus raptor</i>	Ptinidae	AspenGen		1
<i>Ptinus subpillosus</i>	Ptinidae	AspenGen		44
<i>Pyropterus nigroruber</i>	Lycidae	SxOther		2
<i>Quedius brevis</i>	Staphylinidae	SxOther		6
<i>Quedius cinctus</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Quedius fuliginosus</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Quedius fulvicollis</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Quedius lucidulus</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Quedius mesomelinus</i>	Staphylinidae	AspenGen		13
<i>Quedius plagiatus</i>	Staphylinidae	AspenGen		322
<i>Quedius tenellus</i>	Staphylinidae	NotSx		25
<i>Quedius xanthopus</i>	Staphylinidae	AspenGen		179
<i>Rabocerus foveolatus</i>	Salpingidae	SxOther		5
<i>Rhagium inquisitor</i>	Cerambycidae	AspenGen		7
<i>Rhagium mordax</i>	Cerambycidae	AspenGen		12
<i>Rhagonycha atra</i>	Cantharidae	NotSx		78

Art	Familie	Tretilhøringhet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Rhagonycha lignosa</i>	Cantharidae	NotSx		4
<i>Rhizophagus cribratus</i>	Monotomidae	AspenGen		42
<i>Rhizophagus depressus</i>	Monotomidae	SxOther		83
<i>Rhizophagus dispar</i>	Monotomidae	AspenGen		404
<i>Rhizophagus fenestralis</i>	Monotomidae	AspenSpec		15
<i>Rhizophagus ferrugineus</i>	Monotomidae	SxOther		13
<i>Rhizophagus grandis</i>	Monotomidae	SxOther	VU	1
<i>Rhizophagus nitidulus</i>	Monotomidae	AspenGen		88
<i>Rhizophagus picipes</i>	Monotomidae	AspenGen	NT	1
<i>Rhyncolus ater</i>	Curculionidae	AspenGen		125
<i>Rhyncolus sculpturatus</i>	Curculionidae	SxOther		6
<i>Rugilus rufipes</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Rusticoclytus rusticus</i>	Cerambycidae	AspenSpec		57
<i>Rutidosoma globulus</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Salpingus planirostris</i>	Salpingidae	AspenGen		7
<i>Salpingus ruficollis</i>	Salpingidae	AspenGen		369
<i>Scaphisoma agaricinum</i>	Staphylinidae	AspenGen		139
<i>Scaphisoma subalpinum</i>	Staphylinidae	AspenGen		1
<i>Schistoglossa curtispennis</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Sciodrepoides watsoni</i>	Leiodidae	NotSx		42
<i>Scydmorephes minutus</i>	Staphylinidae	SxOther	NT	1
<i>Selatosomus aeneus</i>	Elateridae	NotSx		5
<i>Selatosomus cruciatus</i>	Elateridae	NotSx	NT	3
<i>Sepedophilus immaculatus</i>	Staphylinidae	SxOther		2
<i>Sepedophilus littoreus</i>	Staphylinidae	AspenGen		65
<i>Sepedophilus testaceus</i>	Staphylinidae	AspenGen		10
<i>Serica brunnea</i>	Scarabaeidae	NotSx		2
<i>Sericus brunneus</i>	Elateridae	SxOther		23
<i>Serropalpus barbatus</i>	Melandryidae	SxOther		7
<i>Silvanoprus fagi</i>	Silvanidae	SxOther		27
<i>Silvanus bidentatus</i>	Silvanidae	SxOther		2
<i>Sphaerites glabratus</i>	Sphaeritidae	NotSx		3
<i>Sphindus dubius</i>	Sphindidae	SxOther		12
<i>Stenichnus bicolor</i>	Staphylinidae	AspenGen		7
<i>Stenichnus collaris</i>	Staphylinidae	NotSx		9
<i>Stenichnus godarti</i>	Staphylinidae	SxOther		1
<i>Stenurella melanura</i>	Cerambycidae	SxOther		62
<i>Stenus clavicornis</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Stenus impressus</i>	Staphylinidae	NotSx		4
<i>Stenus lustrator</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Stenus nanus</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Stephostethus rugicollis</i>	Latridiidae	SxOther		13
<i>Stictoleptura maculicornis</i>	Cerambycidae	SxOther		36
<i>Stictoleptura rubra</i>	Cerambycidae	SxOther		14
<i>Strophosoma capitatum</i>	Curculionidae	SxOther		59
<i>Sulcaxis nitidus</i>	Ciidae	AspenGen		2
<i>Synchita humeralis</i>	Zopheridae	AspenGen		1
<i>Syneta betulae</i>	Chrysomelidae	NotSx		9
<i>Syntomium aeneum</i>	Staphylinidae	SxOther		7
<i>Tachinus elongatus</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Tachinus laticollis</i>	Staphylinidae	NotSx		62
<i>Tachinus marginellus</i>	Staphylinidae	NotSx		6
<i>Tachinus pallipes</i>	Staphylinidae	NotSx		23
<i>Tachinus proximus</i>	Staphylinidae	NotSx		11

Art	Familie	Tretilhøringhet	Rødlistestatus	Antall individer
<i>Tachinus rufipes</i>	Staphylinidae	NotSx		3
<i>Tachinus subterraneus</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Tachyerges salicis</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Tachyerges stigma</i>	Curculionidae	NotSx		1
<i>Tachyporus chrysomelinus</i>	Staphylinidae	NotSx		5
<i>Temnocerus nanus</i>	Rhynchitidae	NotSx		1
<i>Tetratoma ancora</i>	Tetratomidae	AspenGen		2
<i>Tetropium castaneum</i>	Cerambycidae	SxOther		23
<i>Tetropium fuscum</i>	Cerambycidae	SxOther		8
<i>Thanasimus femoralis</i>	Cleridae	AspenGen		1
<i>Thanasimus formicarius</i>	Cleridae	AspenGen		14
<i>Thiasophila angulata</i>	Staphylinidae	NotSx		4
<i>Thymalus limbatus</i>	Trogossitidae	AspenGen		2
<i>Tinotus morion</i>	Staphylinidae	NotSx		1
<i>Tomoxia bucephala</i>	Mordellidae	AspenGen		3
<i>Trachodes hispidus</i>	Curculionidae	AspenGen		22
<i>Trechus quadristriatus</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Trechus rubens</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Trechus secalis</i>	Carabidae	NotSx		1
<i>Triarthron maerkelii</i>	Leiodidae	NotSx		1
<i>Trichius fasciatus</i>	Scarabaeidae	SxOther		126
<i>Trichophya pilicornis</i>	Staphylinidae	NotSx		2
<i>Triplax aenea</i>	Erotylidae	AspenGen		11
<i>Triplax russica</i>	Erotylidae	AspenGen		14
<i>Trixagus carinifrons</i>	Throscidae	NotSx		6
<i>Trixagus dermestoides</i>	Throscidae	NotSx		15
<i>Trypodendron domesticum</i>	Curculionidae	SxOther		7
<i>Trypodendron lineatum</i>	Curculionidae	SxOther		34
<i>Trypophloeus bispinulus</i>	Curculionidae	AspenSpec		9
<i>Xantholinus tricolor</i>	Staphylinidae	SxOther		6
<i>Xyleborus cryptographus</i>	Curculionidae	AspenSpec		18
<i>Xylechinus pilosus</i>	Curculionidae	SxOther		8
<i>Xylita laevigata</i>	Melandryidae	AspenGen		42
<i>Xylophilus corticalis</i>	Eucnemidae	SxOther		11
<i>Xylostiba monilicornis</i>	Staphylinidae	AspenGen		5
<i>Zeugophora subspinosa</i>	Megalopodidae	NotSx		1
<i>Zilora ferruginea</i>	Melandryidae	SxOther		1
<i>Zorochores dermestoides</i>	Elateridae	NotSx		2
<i>Zyras funestus</i>	Staphylinidae	SxOther		3
<i>Zyras humeralis</i>	Staphylinidae	NotSx		12

VEDLEGG 2: Fullstendig artstabell sopp

Liste over alle registrerte sopparter, med rødlistestatus (RL) (Kålås et al. 2010). n: Totalt antall stokker en art er funnet på (grønn kolonne), B: nøkkelbiotop, K: slutthogsthensyn (kantsone m.m.), N: naturreservat. Landskap: S: Selvik, L: Losby, No: Nordmarka, G: Gran, U: ungskogsfelter, OG: ordinært påvirket gammelskog, hogstkl. V, AB: andre nøkkelbiotoper i regionen, AN: andre naturreservater i regionen (inkl. bare fellesarter med dette arbeidet, fra hhv. Rinilhaugen (Lindblad & Kauserud 1994) og Skotjernfjell (Lindblad 1995)), RØV: Røverkollen (Oslo), SLAT: Slatumsrøa naturreservat (Nittedal), r: råte, nedbrytningsgrad 3-5 (stokker på prøveflater); intervall og middelerverdi (kun ett tall der disse er like). – List of all recorded fungal species, with red list status (RL). n: The total number of logs on which a species is found (green column). B: woodland key habitat, K: retention patch (margin zone etc.), N: nature reserve. Landscapes: S: Selvik, L: Losby, No: Nordmarka, G: Gran, U: young forest plots, OG: managed old forest, AB: other woodland key habitats in the region, AN: other nature reserves in the region, RØV: Røverkollen (Oslo), SLAT: Slatumsrøa Nature Reserve (Nittedal), r: decay, degree 3-5 (logs in plots); interval and mean value (only one figure when these are equal).

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r	interv/mid.
Antall stokker:		160	80	150		120	60	90	120								
<i>Amphinema byssoides</i> (Pers. : Fr.) J. Erikss.		17	13	15	45	18	12	4	11	3	2	1	2	2			3-5/4,1
<i>Amyloathelia crassiuscula</i> Hjortstam & Ryvarden			1		1				1								3
<i>Amylocorticium cebennense</i> (Bourdot) Pouzar		10	5	12	27	10	11	3	3	1			2	2			3-4/3,2
<i>Amylocorticium subincarnatum</i> (Peck) Pouzar	EN			2	2		2										3
<i>Amylostereum chailletii</i> (Pers. : Fr.) Boidin			2	3	5	3		2		1	1	1	1				3/2,9
<i>Amylozenasma allantopora</i> (Oberw.) Hjortstam & Ryvarden		1		1	2			2									3
<i>Amylozenasma grisella</i> (Bourdot) Hjortstam & Ryvarden			2	1	3	1			2								3
<i>Anomoporia kamtschatica</i> (Parmasto) Bondartseva	VU	1			1		1										4
<i>Antrodia heteromorpha</i> (Fr. : Fr.) Donk		1	2	2	5	1		2	2		x	x	x				3/2,8
<i>Antrodia serialis</i> (Fr.) Donk		65	22	50	137	50	30	31	26	0	x	x	x	x	x		3-4/3,1
<i>Antrodia sinuosa</i> (Fr.) P. Karst.		5	1	0	6		1	4	1	2	x	x	x	x	x		3-4/1,5
<i>Antrodia xantha</i> (Fr. : Fr.) Ryvarden				1	1		1				x						4
<i>Antrodiella citrinella</i> Niemelä & Ryvarden	VU	9	2	10	21	7	6	5	3	0		2	x	2			3-5/3,5
<i>Aphanobasidium pseudotsugae</i> (Burt) Boidin & Gilles		2	1	2	5	2	2		1			1		1	2		3-4/3,6
<i>Asterodon ferruginosus</i> Pat.		1	1	4	6	2		2	2	2	2	x	x	2	1		4-5/4,3
<i>Asterostroma laxum</i> Bres.		2			2		1		1								5
<i>Athelia bombacina</i> (Link) Pers.		5	3	6	14	1	1	2	10	0	3						3-4/4,4
<i>Athelia decipiens</i> (Höhn. & Litsch.) J. Erikss.		29	17	35	81	24	21	16	20	1	7	10	5	6	3		3-4(-5)/3,5
<i>Athelia epiphylla</i> Pers.		7	11	15	33	18	5	6	4	0	3	1	4	5	1		2-4/3,3
<i>Athelia fibulata</i> M. P. Christ.		9	14	10	33	8	3	6	16	1	2		1		1		3-5/3,6

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r	interv./mid.
<i>Athelia neuhoffii</i> (Bres.) Donk		4	3	3	10	9	0	1	0	4	2	4	1	2			3-4/3,2
<i>Athelia sibirica</i> (Jülich) J. Erikss. & Ryvarden		1	1	0	2	0	0	0	2								3-4/3,5
<i>Athelia singularis</i> Parmasto		1	2	3	6	1	0	1	4								3-5/4,0
<i>Athelia subovata</i> Jülich & Hjortstam in Jülich		3	0	3	6	1	1	2	2	2							3-4/3,8
<i>Athelium stridii</i> K. H. Larss. & Hjortstam		0	0	1	1	0	0	0	1								5
<i>Athelopsis glaucina</i> (Bourd. & Galzin) Oberw. ex Parmasto		1	3	1	5	4	1										2-4/3,2
<i>Athelopsis subinconspicua</i> (Litsch.) Jülich		12	1	1	14	7	2	4	1	1	2	1		1			3-5/3,7
<i>Basidioidendron caesiocinereum</i> (Höhn. & Litsch.) Luck-Allen				2	2		2										3-5/4
<i>Basidioidendron eyrei</i> (Wakef.) Luck-Allen		1			1				1								5
<i>Boidinia furfuracea</i> (Bres.) Stalpers & Hjortstam		1	1	9	11	4	1	3	3	1	1		1	1			3-4/3,5
<i>Botryobasidium aff. candidans</i> J. Erikss.		1			1	1											4
<i>Botryobasidium botryosum</i> (Bres.) J. Erikss.		52	20	48	120	37	17	35	31	4	6	7	6	2			3-4(-5)/3,4
<i>Botryobasidium ellipsosporum</i> (Hol.-Jech.)			1	1	2				2			1					3
<i>Botryobasidium intertextum</i> (Schwein.) Jülich & Stalpers		15	6	13	34	13	5	7	9		3	2		1	1		3-5/4,2
<i>Botryobasidium laeve</i> (J. Erikss.) Parmasto				1	1	1							1				4
<i>Botryobasidium medium</i> J. Erikss.	DD	4	2	3	9	0	0	1	8								3-5/3,9
<i>Botryobasidium obtusisporum</i> J. Erikss.		13	10	14	37	14	4	9	10	1	1	1		2	3		3-5/3,5
<i>Botryobasidium subcoronatum</i> (Höhn. & Litsch.) Donk		14	3	14	31	5	5	9	12	4	4		5	1	2		3-5/3,9
<i>Botryohypochnus isabellinus</i> (Fr.) J. Erikss.			1		1	1						1		1			4
<i>Byssocorticium pulchrum</i> (S. Lundell) M. P. Christ.		1					1			2		1					5
<i>Ceraceomyces eludens</i> K.H. Larss.		24	25	31	80	23	14	16	27	6	5	6		8	4		3-5/4,2
<i>Ceraceomyces microsporus</i> K.H. Larss.				1	1	1											5
<i>Ceraceomyces serpens</i> (Tode : Fr.) Ginns		2			2		1	1			1	1	1	1			3
<i>Ceraceomyces tessulatus</i> (Cooke) Jülich		0	2	4	6	1	2	2	1				1	1			3-5/3,9
<i>Cerinomyces crustulinus</i> (Bourd. & Galzin) G.W. Martin		2	1	0	3		0	1	1	1				1			3-5/4,2
<i>Cineromyces lindbladii</i> (Berk.) Jülich		5	2	4	11	2	5	2	2		x	x	x		x		3-5/3,8
<i>Conferticium ochraceum</i> (Fr. : Fr.) Hallenb.		4	1	7	12	3	3	5	1		8	11	8	1			3-4/3,3
<i>Coniophora arida</i> (Fr.) P. Karst.		8	1	8	17	2	5	8	2		4	2		3	3		3-5/3,7
<i>Coniophora olivacea</i> (Fr. : Fr.) P. Karst.		6	1	10	17	2	3	0	12			3	2				3-5/3,5
<i>Coniophora puteana</i> (Schumach. : Fr.) P. Karst.		2	0	5	7	0	2	2	3		3	4	3	1	1		3-4/3,4
<i>Cystostereum murrayi</i> (Berk. & M.A. Curtis) Pouzar	NT	5	7	2	14	3	0	2	9			x	x		1		3-4/3,1
<i>Dacryobolus sudans</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.		5	0	3	8	2	2	3	1	3	3	2	3	2			3/3,1
<i>Exidia pithya</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.			3		3	3					x		x	x	x		2-3/2,7
<i>Exidiopsis</i> sp.		1		1	2	1			1								3-5/4
<i>Fibricium lapponicum</i> J. Erikss.	VU			1	1				1				2				4
<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw. : Fr.) P. Karst.		43	29	47	119	40	20	32	27		x	x	x	x	x		3-4/3,2
<i>Fomitopsis rosea</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) P. Karst.	NT	1		1	2	2						x	x				3

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r interv./mid.
<i>Galzinia incrustans</i> (Höhn. & Litsch.) Parmasto		1	1	1	3			2	1							3
<i>Globulicium hiemale</i> (Laurila) Hjortstam		22	9	21	52	12	8	13	19	1	3	2	4	1		3-5/3,5
<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen : Fr.) P. Karst.		4	11	7	22	6	0	3	13		x	x	x	x		3-4/3,3
<i>Heterobasidion parviporum</i> Niemelä & Korhonen		5	2	6	13	5	1	5	2		x	x	x	x	x	3-5/3,8
<i>Hymenochaete cinnamomea</i> (Pers.) Bres.		1			1			1								3
<i>Hymenochaete fuliginosa</i> (Pers.) Lév.		15	1	10	26	3	4	8	11			3	x			3-5/3,9
<i>Hyphoderma argillaceum</i> (Bres.) Donk		2	1	8	11	6	0	2	3	2	1		2		1	3-5/4,3
<i>Hyphoderma definitum</i> (H. S. Jacks.) Donk, incl. cf.		1	0	1	2	2										3
<i>Hyphoderma obtusiforme</i> J. Erikss. & Å. Strid, incl. cf.		3	1	0	4	2	0	1	1		1					3-5/3,8
<i>Hyphoderma roseocreum</i> (Bres.) Donk		1			1			1								5
<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk		1			1			1								5
<i>Hyphoderma sibiricum</i> (Parmasto) J. Erikss. & Å. Strid				2	2	2						1				3-4/3,5
<i>Hyphoderma velatum</i> K. H. Larss. ined.	VU			1	1		1									3
<i>Hyphodontia abieticola</i> (Bourdot & Galzin) J. Erikss.		3	1	2	6	1	4		1		2					4-5/4,3
<i>Hyphodontia alutacea</i> (Fr.) J. Erikss.		13	1	11	25	11	8	6	0	1	3	1	2	3	2	3-5/4,3
<i>Hyphodontia cineracea</i> (Bourdot & Galzin) J. Erikss. & Hjortstam		3			3		2	1				1	1	1		3
<i>Hyphodontia curvispora</i> J. Erikss. & Hjortstam	VU	1			1				1				2			5
<i>Hyphodontia hastata</i> (Litsch.) J. Erikss.		13	3	19	35	10	7	15	3	9	9	2	2	5		3-5/3,7
<i>Hyphodontia pallidula</i> (Bres.) J. Erikss.		37	11	27	75	21	17	15	22	4	6	12	6	7	2	3-5/4,3
<i>Hyphodontia rimosissima</i> (Peck) Hjortstam & Ryvarden		2		1	3	1	1	1			1					3
<i>Hyphodontia subalutacea</i> (P. Karst.) J. Erikss.		5	2	3	10	2	3	3	2			1	2	1		3-4/3,5
<i>Hyphodontia</i> sp. aff. "moniliform"		1			1		1									5
<i>Hypochniciellum subillaqueatum</i> (Litsch.) Hjortstam				1	1		1							1		4
<i>Hypochnicium erikssonii</i> Hallenb. & Hjortstam				1	1				1							3
<i>Hypochnicium geogenium</i> (Bres.) J. Erikss.		5		5	10	4	1	4	1		1					3-5/4,0
<i>Hypochnicium punctulatum</i> (Cooke) J. Erikss.		13	2	4	19	4	3	3	9	1	2	1	1	1		3-5/3,7
<i>Ischnoderma benzoinum</i> (Wahlenb. : Fr.) P. Karst.		7	3	3	13	4	3	3	3	1	x	x	x			2-5/3,7
<i>Jaapia ochroleuca</i> (Bres.) Nannf. & J. Erikss.		6	2	9	17	5	2	6	4				2			3-5/4,0
<i>Junghuhnia luteoalba</i> (P. Karst.) Ryvarden	NT		1	1	2	2										3
<i>Leptoporus mollis</i> (Pers. : Fr.) Quél.		2		1	3			1	2		2	3	x			3-5/3,8
<i>Leptosporomyces cf fusoides</i> (Jülich) Krieglst.				1	1			1								5
<i>Leptosporomyces mutabilis</i> (Bres.) Krieglst.			2	2	4	1			3				2			3-5/4
<i>Leucogyrophana mollusca</i> (Fr. : Fr.) Pouzar				1	1				1				1			3-4/3,5
<i>Leucogyrophana romellii</i> Ginns		1	1	1	3	3						1	1			3-5/3,7
<i>Leucogyrophana sororia</i> (Burt) Ginns	NT	4	1		5	1	1	3							1	4-5/4,4
<i>Lobulicium occultum</i> K. H. Larss. & Hjortstam				1	1			1								5
<i>Luellia recondita</i> (H.S. Jacks.) K.H. Larss. & Hjortstam			1		1				1						1	3

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r interv./mid.
Mucronella bresadolae (Qué.) Corner	DD	1			1			1								5
<i>Mucronella calva</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.		5	1	2	8	5	2	1		1						4-5/4,2
<i>Oligoporus sericeomollis</i> (Romell) M. Bondartseva		2		1	3	1		2								3
Paullicorticium ansatum Liberta	NT	3		2	5	1		4								5
<i>Paullicorticium pearsonii</i> (Bourdot) J. Erikss.				1	1			1					1			3
<i>Paullicorticium</i> sp.			1		1			1								5
<i>Peniophora pithya</i> (Pers.) J. Erikss.		3	1	1	5	2		2	1			1	5	1		3
<i>Peniophorella praetermissa</i> (P. Karst.) K. H. Larss.		24	15	29	68	24	6	17	21	6	4	3	3	5		2-4(-5)/3,4
<i>Phanerochaete laevis</i> (Fr.) J. Erikss. & Ryvarden		1		1	2	2										4
<i>Phanerochaete sanguinea</i> (Fr.) Pouzar			2	3	5	2	1	2				3	x	x	x	3-4/3,4
<i>Phanerochaete sordida</i> (P. Karst.) J. Erikss. & Ryvarden		2		2	4	1		1	2	1			1			3
<i>Phellinus ferrugineofuscus</i> (P. Karst.) Bourdot & Galzin		11	9	13	33	14	8	5	6			x	x			3
Phellinus nigrolimitatus (Romell) Bourdot & Galzin	NT	23	8	24	55	2	2	8	43			x	x	1	2	3-5/
<i>Phellinus viticola</i> (Schwein. ex Fr.) Donk		47	14	37	98	18	23	28	29		x	x	x	x	x	3-5/
Phlebia centrifuga P. Karst.	NT	3	4	5	12	7	1		4			x	x	2		2-3/
<i>Phlebia cf lilascens</i> (Bourdot) J. Erikss. & Hjortstam				1	1		1					1	1	1		4
<i>Phlebia livida</i> (Pers. : Fr.) Bres.		3		1	4		1	2	1			1	1	1	2	3-5/
<i>Phlebia segregata</i> (Bourdot & Galzin) Parmasto		9	1	7	17	2	12	2	1			2	3		1	
<i>Phlebia subcretacea</i> (Litsch.) M. P. Christ.		9	1	9	19	1	7	9	2		3	2	1	3	2	(3)4-5/
Phlebia subulata J. Erikss. & Hjortstam	VU	4		2	6	3	3				1	1			1	3-5/
<i>Phlebiella borealis</i> K.H. Larss. & Hjortstam			1		1	1										3
Phlebiella christiansenii (Parmasto) K. H. Larss. & Hjortstam	DD		1	1	2	1	1						1	1		3-4/3,5
<i>Phlebiella fibrillosa</i> (Hallenb.) K. H. Larss. & Hjortstam				1	1		1									4
<i>Phlebiella tulasnelloidea</i> (Höhn. & Litsch.) Oberw.				1	1	1										3
<i>Phlebiella vaga</i> (Fr.) P. Karst.		4	4	13	21	9		3	9			2	1	2	1	3-5/
<i>Physisporinus sanguinolentus</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) Pilát			1		1				1				2			3
<i>Physisporinus vitreus</i> (Pers. : Fr.) P. Karst.					1			1		1			2			4
<i>Piloderma byssinum</i> (P. Karst.) Jülich		37	15	35	87	29	24	15	19	6	2	2	4	1		3-5/
<i>Piloderma fallax</i> (Lib.) Stalpers		10	2	4	16	4	5	3	4	3	1					3-5/
<i>Piloderma olivaceum</i> (Parmasto) Hjortstam			1	1	2		1		1	1						4-5/4,5
<i>Piloderma sphaerosporum</i> Jülich		7	5	11	23	10	5	7	1							3-5/
<i>Postia caesia</i> (Schrad. : Fr.) P. Karst.		31	14	23	68	20	12	22	14	5	x	x	x	x	x	3-4/
<i>Postia stiptica</i> (Pers. : Fr.) Jülich		2			2		1		1		1			2		3
<i>Postia tephroleuca</i> (Fr. : Fr.) Jülich		1	3	1	5	1	1	1	2		x		x	x	x	3-4/
<i>Pseudotomentella flavovirens</i> (Höhn. & Litsch.) Svrček		1		1	2	1		1								4-5/4,8
<i>Pseudotomentella</i> sp.		1	1		2	1			1							3-5/4
<i>Pseudoxenasma verrucisporum</i> K.H. Larss. & Hjortstam				1	1		1									4

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r interv./mid.
<i>Resinicium bicolor</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) Parmasto		8	8	10	26	10	8	4	4	3	3	3	3	2	2	3-5/
<i>Resinicium furfuraceum</i> (Bres.) Parmasto		9	5	10	24	10	6	6	2	1	3	3	3	1	2	3-5/
<i>Rhodonía placenta</i> (Fr.) Niemelä. K.H. Larss. & Schigel, cf.	EN	1			1				1							4
<i>Scytinostroma odoratum</i> (Fr.) Donk				1	1		1			2						4
<i>Sebacina calcea</i> (Pers. : Fr.) Bres.		1			1		1									3
<i>Serpula himantioides</i> (Fr. : Fr.) P. Karst.		4		5	9	3		1	5			1	1			3-5/
<i>Sistotrema autumnale</i> Ryvarden & H. Solheim		1			1	1										4
<i>Sistotrema brinkmannii</i> (Bres.) J. Erikss.		7	3	3	13	3	2	7	1	1	3	1	1	2		2-4/
<i>Sistotrema coroniferum</i> (Höhn. & Litsch.) Donk		1	3	2	6	2	2		2	1	1			2		3-4/
<i>Sistotrema diademiferum</i> (Bourdot & Galzin) Donk				1	1			1								5
<i>Sistotrema intermedium</i> Hjortstam				1	1			1								4
<i>Sistotrema muscicola</i> (Pers.) S. Lundell				1	1			1								5
<i>Sistotrema octosporum</i> (J. Schröt. ex Höhn. & Litsch.) Hallenb.	1				1				1						1	3
<i>Sistotrema resinicytidium</i> Hallenb.	1			1	2	2					2					3
<i>Sistotrema sernanderi</i> (Litsch.) Donk				1	1		1						1			3
<i>Sistotremastrum niveocreameum</i> (Höhn. & Litsch.) J. Erikss.	1				1		1							1		4
<i>Sistotremastrum suecicum</i> Litsch. ex J. Erikss.			1		1	1										4
<i>Sistotremella perpusilla</i> Hjortstam				1	1	1										5
<i>Skeletocutis biguttulata</i> (Romell) Niemelä	1				1			1		1		1				3
<i>Skeletocutis brevispora</i> Niemelä	VU	4		2	6		3	3				1				3-4/
<i>Skeletocutis carneogrisea</i> A. David	1	1			2	1		1			x	1	1			2-3/2,8
<i>Skeletocutis jelicii</i> Tortiĉ & A. David	CR			1	1		1									3-4/3,5
<i>Skeletocutis kuehneri</i> A. David				1	1				1			2				3-4/3,5
<i>Skeletocutis papyracea</i> A. David		1		1	2		2									3-4/3,3
<i>Sphaerobasidium minutum</i> (J. Erikss.) Oberw. ex Jülich				1	1		1									3
<i>Spongiporus undosus</i> (Peck) A. David	VU		1	2	3	1	1		1			1	1			3-5/
<i>Stereum sanguinolentum</i> (Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.		1	6	1	8	6		1	1		x	x	x	x	x	2-3/
<i>Stypella dubia</i> (Bourdot & Galzin) P. Roberts.				1	1		1									3
<i>Stypella vermiformis</i> (Berk. & Broome) D.A. Reid		1		2	3	1		1	1							5
<i>Subulicystidium longisporum</i> (Pat.) Parmasto		1	1		2				2							4-5/4,5
<i>Thanatephorus fusisporus</i> (J. Schroet.) Hauerslev & P. Roberts		1			1		1									4
<i>Tomentella</i> sp.		3		5	8	1	1	3	3	1		1				3-4/
<i>Tomentellopsis echinospora</i> (Ellis) Hjortstam		4	4	9	17	5	1	4	7	3			1			3-5/
<i>Tomentellopsis</i> sp.		1			1	1										5
<i>Tomentellopsis zygodesmoides</i> (Ellis) Hjortstam				1	1		1									5
<i>Trechispora byssinella</i> (Bourdot) Liberta				1	1			1								5
<i>Trechispora candidissima</i> (Schwein.) Bondartzev & Singer	DD		1	1	2	1	1									4

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r interv./mid.
<i>Trechispora cohaerens</i> (Schwein.) Jülich & Stalpers				1	1		1									3
<i>Trechispora farinacea</i> (Pers. : Fr.) Liberta		21	4	17	42	7	9	18	8	1	1		3	5		3-5/
<i>Trechispora hymenocystis</i> (Berk. & Broome) K. H. Larss.		3	2	3	8	6	1	1								4-5/
<i>Trechispora kavinioides</i> B. de Vries	DD			1	1				1							4
<i>Trechispora laevis</i> K. H. Larss.		5	1	2	8	1	1	1	5		2	1			2	4-5/
<i>Trechispora microspora</i> (P. Karst.) Liberta		2		2	4		2	1	1		1		2		1	5
<i>Trechispora minima</i> K.H. Larss.		1		1	2		1		1				1			4
<i>Trechispora stellulata</i> (Bourdote & Galzin) Liberta		1			1			1								5
<i>Trechispora cf stevensonii</i> (Berk. & Broome) K.H. Larss.				1	1		1									3
<i>Trechispora subsphaerospora</i> (Litsch.) Liberta		11	2	9	22	4	3	5	10	2	3	3	2	2		3-5/
<i>Trechispora verruculosa</i> (G. Cunn.) K.H. Larss.		1			1				1							5
<i>Trechispora</i> sp. "minuta"			1		1	1										3
<i>Trichaptum abietinum</i> (Pers.: Fr.) Ryvarden		8	8	8	24	12	3	5	4		x	x	x	x	x	2-3/
<i>Tubulicrinis accedens</i> (Bourdote & Galzin) Donk		4		2	6	2		4								5
<i>Tubulicrinis angustus</i> (D.P. Rogers & Weresub) Donk				1	1			1								4-5/4,5
<i>Tubulicrinis borealis</i> J. Erikss.		23	12	20	55	17	11	15	12	3	2		2	5	2	3-5/
<i>Tubulicrinis calothrix</i> (Pat.) Donk		3	5	6	14	6	2	2	4				3			3-4/
<i>Tubulicrinis chaetophorus</i> (Höhn.) Donk	VU	2		1	3	1			2							4-5/
<i>Tubulicrinis glebulosus</i> (Fr.) Donk			1		1				1							3-4/3,5
<i>Tubulicrinis globisporus</i> K.H. Larss. & Hjortstam		2		1	3				3							4-5/
<i>Tubulicrinis medius</i> (Bourdote & Galzin) Oberw.		2			2		2					1	1			3-5/3,8
<i>Tubulicrinis strangulatus</i> K. H. Larss. & Hjortstam		1			1	1							1			4
<i>Tubulicrinis subulatus</i> (Bourdote & Galzin) Donk		19	8	9	36	13	7	11	5	3	3	3	3	5		3-5/
<i>Tulasnella allantosporea</i> Wakef. & A. Pearson		1			1			1								4
<i>Tulasnella pallida</i> Bres.		2	1		3	1		1	1							3
<i>Tulasnella subglobospora</i> Hjortstam		3	1	1	5	2		3								3-5/4,0
<i>Tulasnella tomaculum</i> P. Roberts		1		1	2			1	1							3-5/4,0
<i>Tulasnella violea</i> (Qué.) Bourdot & Galzin		5		1	6		1	4	1		1					3
<i>Tulasnella</i> sp.		7	2	5	14	4	1	2	7	2		1				3-5/
<i>Tylospora asterophora</i> (Bonord.) Donk		2	1	3	6	4	2						1			4-5/
<i>Tylospora fibrillosa</i> (Burt) Donk		36	21	47	104	24	20	19	41	13	1	2	1	3	2	3-5/
<i>Tyromyces chioneus</i> (Fr. : Fr.) P. Karst.				1	1	1							x			3
<i>Veluticeps abietina</i> (Pers. : Fr.) Hjortstam & Telleria		8	6	1	15	1	3	2	9			x	x	1		3-5/
<i>Vesiculomyces citrinus</i> (Pers.) Hagström		9	3	1	13	7	4		2		4	3	4	1	1	3-4/
<i>Xylodon asperus</i> (Fr.) Hjortstam & Ryvarden		17	11	18	46	18	5	7	16	1	4	10	4	4	2	3-5/3,8
<i>Xylodon borealis</i> (Kotir. & Saaren.) Hjortstam & Ryvarden		2		1	3		2	1								4-5/4,3
<i>Xylodon brevisetus</i> (P. Karst.) Hjortstam & Ryvarden		60	22	59	141	40	23	39	39	9	15	20	11	7	5	3-5/3,7

Artsnavn	RL	B	K	N	n	S	L	No	G	U	OG	AB	AN	RØV	SLAT	r interv/mid.
Kun utenfor prøveflater																
<i>Amylocystis lapponica</i> (Romell) Singer												x	x			
<i>Athelia acrospora</i> Jülich													1			
<i>Basidioradulum radula</i> (Fr. : Fr.) Nobles															1	
<i>Boytryobasidium ellipsosporum</i> Hol.-Jech.												1				
<i>Crustoderma tristis</i> (Litsch. & S. Lundell) Duhem	VU										1		1			
<i>Corticium roseum</i> Pers. : Fr.											1					
<i>Gloeophyllum odoratum</i> (Wulfen : Fr.) Imazeki											1	x				
<i>Hypochniciellum cremeoisabellinum</i> (Litsch.) Hjortstam													1		1	
<i>Hypochnicium bombycinum</i> (Sommerf.) J. Erikss.															1	
<i>Hypochnicium cremicolor</i> (Bres.) H. Nilsson & Hallenb.															1	
<i>Phanerochate velutina</i> (DC. : Fr.) Parmasto												1				
<i>Phlebia georgica</i> Parmasto	DD											1				
<i>Phlebia unica</i> (H.S. Jacks. & Dearden) Ginns	NT										1					
<i>Phlebiopsis gigantea</i> (Fr. : Fr.) S.S. Rattan											1		2			
<i>Piloderma lanatum</i> (Jülich) J. Erikss. & Hjortstam											1					
<i>Postia fragilis</i> (Fr.) Jülich													3		1	
<i>Postia hibernica</i> (Berk. & Broome) Jülich	DD									1			1		1	
<i>Pseudotomentella tristis</i> (P. Karst.) M. J. Larsen																1

VEDLEGG 3: Økologiske variable for granstokkene

For de enkelte parametre vises til nærmere informasjon i kap. 2.3. Forkortelser, stokk, type: AS: avsag, HS: høgstubbeknekk, LS: lavstubbeknekk (<1m), RK: rotknekk, (>1m), RV: rotvelt, TB: toppbrekk. (Prøveflate SK1 og SK6 er slått sammen (til SK1) i soppundersøkelsen som følge av at det ikke var nok granlæger som oppfylte utvalgskriteriene, men er vist separat her.) – Ecological variables for the spruce logs.

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
SN1	1	5	OSO	3	3	5	14	32	75	HS	7	6	1	59968	11411
	2	25	SV	3	3	5	9	30	75	LS	2	4	0	59996	11412
	3	25	S	3	3	3	9	22	27	LS	1	2	0	60008	11399
	4	20	S	5	5	5	9	25	20	LS	1	3	2	60016	11402
	5	25	S	3	3	5	13	22	60	LS	1	6	2	60030	11407
SN2	1	20	NV	5	5	5	7,5	40	15	RV	2	3	1	59687	11136
	2	20	NV	3	3	4	24,5	45	12	HS	2	3	2	59694	11154
	3	5	NO	3	3	3	9	25	40	RK	1	1	0	59740	11139
	4	25	NNO	4	4	5	19	35	8	RV	2	3	0	59755	11146
	5	30	O	3	4	5	14	25	64	LS	2	4	0	59774	11146
SN3	1	20	VNV	3	3	3	30	30	29	LS	6	10	0	59994	11185
	2	0	-	3	3	3	10	22	15	LS	1	3	1	60015	11176
	3	20	NV	3	3	4	22	37	35	HS	1	9	1	60059	11229
	4	30	NV	3	3	3	23	30	40	LS	1	5	1	60080	11238
	5	0	-	3	3	3	16	22	25	LS	1	5	1	60100	11228
SN4	1	20	O	3	5	5	13	29	11	HS	1	4	2	60270	12026
	2	25	ONO	5	3	5	13,5	36	13,5	HS	1	4	1	60285	12029
	3	25	ONO	4	5	5	8	29	18	HS	6	5	7	60292	12016
	4	20	NO	3	3	4	17,5	30	78	RV	2	3	3	60323	11972
	5	20	NO	3	4	4	9	23	18	RK	1	4	2	60202	11979
SN5	1	10	SO	5	5	5	19	45	8	LS	2	3	1	59582	11343
	2	20	OSO	4	4	4	7	30	25	RV	2	2	1	59585	11346
	3	20	SO	5	5	5	8	32	23	LS	2	4	0	59577	11336
	4	25	OSO	3	3	3	15	37	35	LS	2	2	1	59555	11328
	5	10	NO	4	4	4	4	25	16	TB	1	2	3	59536	11339

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
SN6	1	15	NV	2	3	3	13	27	42	LS	1	4	2	59662	10934
	2	15	N	3	3	4	15	25	26	LS	2	5	1	59681	10932
	3	15	N	3	3	5	13	20	10	RK?	2	3	2	59692	10930
	4	0	-	3	3	3	14	27	15	LS	1	0	1	59719	10934
	5	15	O	3	3	3	17	37	70	HS	1	4	2	59736	10936
SN7	1	5	SV	3	3	4	12	22	7	LS	6	1	3	60258	10886
	2	20	V	3	3	4	18	42	10	LS	1	2	2	60217	10884
	3	15	N	3	3	3	15	30	21	LS	6	2	1	60189	10885
	4	20	V	3	3	3	21,5	35	43	HS	6	3	2	60096	10767
	5	5	SV	4	5	5	11	25	0	RV	1	2	1	60079	10802
SN8	1	15	V	3	3	5	12,5	35	28	LS	1	6	8	59241	11353
	2	10	NV	3	3	3	13	29	45	LS	1	7	4	59158	11348
	3	5	SSV	4	5	5	5,5	21	42	RV	1	4	3	59117	11346
	4	10	N	5	5	5	10,5	41	6	RK	6	6	6	59117	11278
	5	15	N	5	5	5	9,5	21	0	LS	6	7	2	59133	11264
SB1	1	20	O	3	4	5	8	23	32	LS	1	1	0	61546	12219
	2	0	-	3	3	4	19,5	42	33	RV	6	6	1	61564	12285
	3	5	ONO	3	3	4	8,5	30	48	LS	1	7	1	61555	12277
	4	5	NV	3	3	3	12	30	12	RK	2	0	0	61527	12210
	5	30	NO	4	5	5	15	42	15	LS	2	6	0	61542	12204
SB2	1	15	ONO	4	5	5	4,5	25	40	RV	2	1	2	62043	12030
	2	25	V	3	3	3	12,5	32	67	LS	2	2	1	62037	12017
	3	45	V	3	3	3	9,5	22	130	LS	2	3	2	62042	11999
	4	20	OSO	3	3	3	8,5	22	57	AS	2	1	1	62008	11969
	5	25	SO	3	3	4	11	23	62	AS	1	4	3	61996	11969
SB3	1	10	OSO	3	3	3	12	28	9	HS	1	4	4	59457	12868
	2	10	OSO	3	3	4	13	25	9	LS	6	3	6	59455	12871
	3	20	ONO	3	5	5	3,5	27	12	LS	6	4	6	59483	12868
	4	17	ONO	3	3	3	13	63	62	LS	1	3	3	59502	12812
	5	15	ONO	3	3	3	15,5	26	19	HS	6	2	4	59503	12785
SB4	1	20	N	3	3	3	15	20	25	LS	2	5	1	63980	15743
	2	20	N	3	3	3	19	22	40	RV	2	5	1	63995	15743

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	3	25	N	4	4	5	13	27	40	RV	2	3	0	63981	15775
	4	25	N	3	3	4	16	20	40	RV	2	6	0	63951	15760
	5	25	NNV	3	3	5	10	20	55	HS	2	11	1	63924	15777
SB5	1	20	S	4	4	5	12	20	36	LS	1	2	1	61599	17637
	2	22	O	4	4	5	12	20	13	LS	1	3	0	61614	17641
	3	25	S	3	4	5	18,5	21	24	LS	1	3	1	61633	17633
	4	17	S	4	5	5	15	30	33	RV	1	4	0	61642	17573
	5	20	S	4	5	5	19	22	6	LS	1	8	1	61633	17567
SB6	1	5	N	3	3	3	15	24	56	LS	1	4	2	61159	14258
	2	10	N	3	4	4	18	27	25	HS	1	3	3	61171	14259
	3	10	NNO	3	4	5	20	35	10	HS	1	5	2	61188	14257
	4	10	O	3	3	3	20	33	32	LS	1	5	3	61223	14195
	5	10	NNO	3	3	4	3	20	20	RV	2	6	0	61075	14174
SB7	1	15	SSO	3	3	5	17	33	23	LS	1	2	1	63193	14129
	2	15	O	3	4	5	17	33	25	RK	1	1	-	63216	14140
	3	30	OSO	3	4	5	13	42	27	HS	2	-	-	63225	14132
	4	30	OSO	3	3	3	12,5	35	90	LS	2	-	-	63234	14113
	5	30	OSO	3	3	5	19	33	49	RK	2	-	-	63222	14102
SB8	1	10	ONO	3	4	4	18	35	42	HS	2	2	0	61498	15507
	2	10	ONO	3	4	4	18	40	25	LS	2	6	0	61510	15514
	3	15	NO	4	4	5	21	37	25	RV	2	0	1	61500	15490
	4	5	ONO	5	5	5	9	35	0	LS	2	3	0	61501	15477
	5	10	O	3	3	4	18	32	15	LS	2	4	2	61493	15469
SK1	1	10	NV	4	4	5	5	23	0	AS	2	8	5	64509	16423
	2	40	N	2	3	3	14	32	100	LS	2	2	0	64397	16412
SK6	1	10	NO	3	3	3	4	37	0	AS	2	3	4	63118	16405
	2	0	-	2	3	3	9	20	75	TB	1	3	3	63102	16423
	3	15	N	3	4	4	13,5	20	15	RV	1	2	4	63092	16431
SK2	1	20	NNO	4	5	5	11,5	22	5	RV	1	4	1	61203	13620
	2	10	NNO	3	3	3	20	32	11	HS	6	3	3	61150	13697
	3	10	O	3	4	4	14	22	12	RK	1	7	7	61200	13827
	4	15	O	3	3	4	17,5	25	7	RV	1	6	6	61190	13837

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	5	15	O	3	3	4	20	27	17	RV	1	5	7	61209	13856
SK3	1	22	NNV	3	3	3	20	33	22	HS	6	3	5	61690	13810
	2	22	NNV	2	3	3	17,5	37	85	HS	2	5	3	61675	13810
	3	22	NNV	3	3	4	16	35	28	RK	2	2	4	61659	13800
	4	20	VVO	3	3	3	12	35	60	RK	2	0	2	61638	13818
	5	20	VVO	4	5	5	19	37	15	LS	1	4	5	61569	13846
SK4	1	25	NO	4	5	5	12	25	11	RK	1	3	4	61606	13669
	2	17	NNO	4	4	5	14	33	20	HS	1	4	1	61592	13661
	3	10	NNO	3	3	3	15	27	46	LS	1	1	1	61590	13661
	4	25	NNO	3	4	4	19	32	20	LS	1	1	1	61581	13671
	5	17	NNO	3	3	3	22,5	42	28	LS	1	1	4	61584	13678
SK5	1	15	OSO	2	3	3	17	23	42	RV	1	3	2	61439	12800
	2	5	O	2	3	3	19	30	110	RV	1	2	0	61374	12875
	3	15	O	2	3	3	19	35	160	RV	1	3	0	61383	12902
	4	0	-	2	3	3	24	32	69	RV	6	4	0	61384	12924
	5	5	NO	5	5	5	3	32	29	RK	1	3	0	61386	12714
SK7	1	10	SV	3	3	4	14,5	41	80	HS	2	4	0	62419	10903
	2	10	VSV	3	4	4	11	25	15,5	RV	2	4	2	62428	10873
	3	17	SV	4	5	5	8,5	35	0	LS	2	6	1	62401	10886
	4	15	SV	3	3	3	19	53	17	HS	2	5	1	62378	10902
	5	20	VSV	3	3	3	14,5	30	69	RV	2	5	2	62334	10969
SK8	1	0	-	3	3	3	5	22	14	LS	6	4	2	62476	11211
	2	25	V	3	3	4	16	30	63	RV	2	6	1	62376	11152
	3	12	VNV	3	4	4	24,5	37	49	RK	2	6	3	62398	11257
	4	7	NV	3	3	4	11	32	7	LS	1	3	0	62405	11286
	5	25	VNV	3	4	4	24,5	40	50	RV	2	4	0	62412	11295
SK9	1	15	S	3	4	4	11,5	21	42	LS	1	3	2	60848	12807
	2	25	V	3	3	3	13	22	56	LS	1	3	2	60917	12790
	3	20	VNV	4	4	5	12,5	23	10	LS	1	6	1	60919	12754
	4	5	OSO	3	3	3	14	23	45	LS	1	2	4	60532	12882
	5	5	NO	3	3	4	16,5	27	14	HS	6	2	5	60525	12902
LN1	1	10	VNV	3	4	4	22	27	11	RV	1	2	3	13317	35752

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	2	15	NNV	3	4	4	24	40	48	RV	1	5	2	13322	35745
	3	15	NV	3	3	3	28,5	40	32	HS	2	3	2	13302	35718
	4	15	V	3	4	5	12	25	34	RV	1	3	1	13307	35688
	5	0	-	3	4	5	8	20	21	RV	1	4	5	13302	35693
LN2	1	10	ONO	3	4	4	17	27	28	HS	1	3	2	13242	35541
	2	35	VSV	3	4	5	21	37	99	RV	1	2	2	13319	35537
	3	20	NO	3	3	4	20	37	55	HS	1	4	2	13312	35505
	4	20	NO	3	4	4	27	45	34	HS	1	3	1	13325	35489
	5	5	N	3	3	3	21	40	80	RV	1	3	1	13324	35472
LN3	1	15	VSV	3	4	5	10,5	27	18	RV	1	5	3	14386	35902
	2	20	VSV	3	3	4	16	23	22	LS	1	9	2	14389	35906
	3	25	V	3	3	3	16	27	65	LS	1	5	0	14388	35950
	4	10	SSV	3	3	3	17	30	31	LS	1	2	1	14388	35966
	5	7	SO	3	3	5	21	37	28	LS	1	6	4	14402	36015
LN4	1	30	O	3	4	4	12,5	40	57	HS	2	4	0	14085	36452
	2	0	-	3	4	5	22	35	15	HS	2	0	0	14100	36444
	3	20	ONO	3	4	5	19	25	57	RV	1	7	1	14070	36440
	4	0	-	4	4	5	18	37	17	HS	1	3	1	14055	36447
	5	25	ONO	2	3	3	15	32	80	RK	1	6	0	14048	36452
LN5	1	25	SV	3	3	3	15	20	70	LS	1	2	1	13517	36784
	2	25	OSO	3	3	3	21	40	44	RV	1	6	3	13548	36774
	3	10	S	3	3	4	10	22	42	RV	1	7	3	13557	36763
	4	0	-	3	4	5	22	30	16	LS	1	1	8	13554	36717
	5	0	-	5	5	5	16	25	11	LS	1	3	7	13559	36716
LN6	1	10	SSV	3	3	3	20	33	46	RV	1	7	1	12860	36500
	2	5	NNO	4	4	4	9	22	4	RK	1	1	7	12890	36504
	3	10	V	3	3	4	27	35	41	RK	1	1	2	12897	36518
	4	25	SV	3	4	5	19	32	120	RK	1	4	2	12910	36498
	5	0	-	3	4	4	17	22	29	RV	1	3	3	12905	36518
LB1	1	20	SSV	3	3	5	14	21	12	LS	2	4	1	12206	37281
	2	12	SSO	3	3	3	20,5	37	71	LS	2	5	1	12208	37290
	3	15	SSV	4	5	5	12	20	13	LS	2	7	1	12221	37269

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	4	20	S	3	5	5	15,5	27	65	LS	1	10	0	12201	37252
	5	5	SO	5	5	5	16	22	22	LS	1	5	0	12208	37290
LB2	1	0	-	3	3	4	19	32	45	HS	1	6	1	10295	36831
	2	15	OSO	3	4	5	24	40	18	LS	1	3	4	10309	36832
	3	0	-	3	4	5	20	33	93	RV	1	6	0	10280	36824
	4	10	SV	3	3	3	23	22	68	LS	1	2	3	10258	36815
	5	0	-	3	3	3	19	22	68	HS	1	1	1	10253	36838
LB3	1	5	V	3	3	4	15	30	45	LS	1	5	3	09579	33504
	2	0	-	3	3	4	14	30	17	LS	6	3	1	09601	33497
	3	15	SV	3	4	4	15,5	22	10	HS	1	1	2	09625	33498
	4	0	-	4	5	5	18	30	6	RV	1	2	1	09606	33503
	5	10	NO	5	5	5	4	35	33	LS	1	2	6	09	33
LB5	1	20	SV	3	3	4	21	37	64	LS	2	4	0	10569	33118
	2	15	VSV	3	3	4	12	33	43	RV	1	6	2	10508	33228
	3	0	-	3	3	5	21	35	17	RV	1	3	2	10465	33239
	4	15	ONO	3	3	5	15	32	26	RV	1	9	1	08564	33764
	5	10	SSO	3	4	4	12	22	17	RK	1	2	3	08550	33762
LB6	1	20	V	3	4	4	17	30	63	RV	2	1	1	08357	36651
	2	10	V	3	4	5	21	40	52	HS	1	4	1	08387	36519
	3	0	V	3	3	3	22	37	36	LS	1	2	5	08365	36597
	4	25	V	3	5	5	13	25	23	RV	1	4	1	08358	36641
	5	5	VSV	3	4	4	19	35	115	LS	2	3	0	08368	36672
LB7	1	20	NV	3	4	5	24	29	28	RV	1	9	1	13082	38958
	2	30	NV	3	3	3	16	22	88	LS	1	2	0	13092	38957
	3	25	V	3	3	4	20	27	53	RV	1	3	1	13096	38904
	4	25	V	3	3	4	22	26	95	RK	1	5	1	13110	38899
	5	25	V	3	3	4	20,5	30	65	LS	1	7	0	13101	38882
ON1	1	30	SSV	3	3	3	12	27	72	LS	1	4	0	97875	57975
	2	15	VSV	3	3	4	16	30	70	LS	1	8	2	98057	58045
	3	5	S	2	3	3	11	22	38	LS	1	4	3	98255	57966
	4	25	VSV	3	3	3	13	22	36	RK	1	5	2	98918	57939
	5	20	S	3	4	4	12	20	32	?	1	9	1	98883	57945

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
ON2	1	25	ONO	3	4	4	11,5	21	55	LS	1	4	0	99762	58093
	2	15	O	3	3	4	15	25	28	LS	2	7	1	99821	58094
	3	15	SV	3	3	4	15	28	23	LS	2	0	0	99837	58076
	4	0	-	4	5	5	7,5	25	16	LS	2	7	1	99783	58057
	5	5	NNO	3	3	3	5,5	30	?	HS	6	4	2	99712	58051
ON3	1	0	-	3	3	3	16	27	55	LS	1	53	4	97570	58100
	2	5	S	3	4	5	16	27	10	RV	1	8	0	97662	58085
	3	10	N	3	3	4	22	25	75	RV	6	5	5	97612	58115
	4	17	VSV	3	3	3	17	20	55	RK	1	5	3	97528	58144
	5	0	-	3	3	3	24	35	66	LS	6	4	3	97567	58115
ON4	1	0	-	3	3	3	13	20	23	RV	6	6	0	99357	57954
	2	7	NV	3	3	4	11	30	25	HS	6	6	1	99364	57994
	3	5	SV	3	3	4	10	32	22	LS	1	7	1	99376	57932
	4	0	-	4	5	5	7,5	22	17	RK	1	7	2	99445	57799
	5	20	NO	3	4	4	22	43	47	RV	1	6	2	99487	57759
ON5	1	20	SV	3	4	5	21	25	80	RV	2	0	0	99154	57252
	2	25	S	3	4	5	15	30	29	LS	2	4	0	99121	57231
	3	30	SSO	3	4	4	12	28	97	LS	1	3	1	99041	57263
	4	25	S	3	4	5	14	30	30	HS	1	3	1	99065	57277
	5	35	S	3	4	5	14	28	25	LS	1	4	0	99045	57284
ON6	1	5	N	4	5	5	7	23	30	TB	6	2	5	99527	58412
	2	20	NO	3	3	4	16	37	24	HS	1	4	4	99570	58389
	3	0	-	4	4	5	9	25	11	HS	1	4	3	99583	58401
	4	0	-	3	4	5	22	43	10	HS	1	4	1	99601	58395
	5	20	N	3	4	5	11,5	30	27	RV	6	3	2	99626	58275
ON7	1	10	ONO	3	3	4	19	34	75	RK	6	7	5	99093	57133
	2	0	O	5	5	5	12	30	22	RV	1	4	1	99091	57081
	3	10	NO	5	5	5	12	25	105	RV	1	2	4	99081	57067
	4	10	O	4	4	5	20	32	42	RV	1	9	2	99099	57049
	5	20	O	4	4	5	15	30	100	RV	1	5	2	99258	56942
ON8	1	10	S	3	4	5	18	28	?	RV	1	8	1	98186	57500
	2	2	O	3	3	4	13	25	10	RK	1	8	0	98184	57486

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	3	35	VSV	3	4	4	18	30	155	HS	2	4	0	98239	57417
	4	35	SV	3	3	4	17	30	83	HS	1	1	0	98253	57420
	5	20	SV	5	5	5	10	20	13	RK	1	8	2	98267	57336
OB1	1	15	SSV	3	3	4	27	50	20	RV	2	5	3	93379	56763
	2	20	S	4	5	5	11	22	13	?	1	6	2	93390	56770
	3	5	SSV	3	3	4	12	22	14	RV	1	2	0	93409	56769
	4	10	SO	3	4	5	13	30	50	HS	1	3	0	93447	56766
	5	10	S	3	3	3	12	35	?	HS	1	5	0	93446	56773
OB2	1	5	ONO	3	3	3	18	26	49	RV	1	5	2	97035	52266
	2	7	ONO	3	3	4	19	22	22	RV	1	5	5	97060	52258
	3	0	ONO	4	5	5	27	55	30	LS	2	4	1	97043	52246
	4	15	ONO	5	5	5	18	24	13	RV	1	8	0	97031	52241
	5	5	ONO	3	3	3	19	32	24	RV	1	5	2	97068	52293
OB3	1	25	SV	3	4	5	6	20	30	LS	2	5	4	94252	59324
	2	15	S	3	4	5	14	30	10	HS	6	1	1	94259	59335
	3	0	-	3	4	5	11	22	42	RK	6	7	0	94273	59324
	4	5	SSO	2	3	3	15	27	63	HS	6	2	1	94288	59329
	5	10	O	5	5	5	18	35	15	HS	2	8	3	94320	59334
OB4	1	32	V	3	3	5	19	22	67	HS	1	5	0	93956	57088
	2	35	V	3	4	5	13	27	53	HS	1	5	0	93953	57058
	3	35	V	3	3	5	20	30	150	HS	1	5	1	93942	57051
	4	30	V	4	5	5	13,5	20	75	LS	1	1	0	93950	57064
	5	30	V	3	4	5	14	28	112	LS	2	2	0	93953	57108
OB5	1	25	V	4	5	5	6	28	8	HS	1	6	1	94415	53600
	2	25	V	5	5	5	8	28	13	RK	1	3	4	94408	53590
	3	30	VNV	5	5	5	13	37	33	HS	1	8	2	94428	53590
	4	30	V	5	5	5	9	30	35	RV	1	4	4	94422	53551
	5	30	V	2	3	3	17	32	75	HS	2	4	2	94403	53578
OB6	1	5	SSV	3	3	3	26	42	65	HS	1	3	4	97284	59010
	2	20	V	5	5	5	11	25	50	RV	1	4	1	97295	59024
	3	20	VNV	5	5	5	13,5	25	8	RV	2	3	3	97337	58969
	4	15	V	3	5	5	21	22	42	RV	2	4	2	97313	58973

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	5	25	V	5	5	5	12	28	67	RV	1	5	5	97260	58962
OB7	1	5	NNO	3	4	4	14	35	25	RV	1	1	5	94155	53018
	2	0	-	3	4	4	16	35	30	RV	1	3	6	94191	53015
	3	0	-	5	5	5	19	30	15	RV	1	6	3	94195	52960
	4	0	-	4	5	5	17	32	35	RV	1	5	2	94203	52935
	5	15	SSO	3	4	4	14	22	70	RV	1	3	1	94204	52956
OB8	1	25	ONO	3	3	4	14	20	155	LS	2	3	1	95172	52427
	2	25	ONO	3	4	4	14	27	36	TB?	2	10	1	95200	52411
	3	15	ONO	3	3	4	21	27	30	RV	2	3	3	95215	52450
	4	10	ONO	3	3	3	10	25	40	RV	2	3	3	95175	52484
	5	10	ONO	3	3	3	17	30	57	HS	2	3	1	95170	52449
OB 9S	1	25	S	3	4	5	16	45	228	RV	2	5	0	91047	54940
	2	30	SO	3	3	4	11	25	85	RV	2	4	0	91082	54978
	3	35	N	3	3	3	22	20	95	LS	2	1	0	90891	54868
	4	30	SSV	3	3	3	22	27	90	LS	2	5	0	90894	54896
	5	30	S	3	3	5	17	33		?	2	3	0	90870	54886
OB 10H	1	42	NO	3	4	5	4	50	55	AS	2	0	2	93330	49688
	2	20	S	5	5	5	6	35	0	?	2	4	0	93263	49825
	3	20	SSV	4	5	4	13	32	20	LS	2	6	0	93211	49854
	4	25	NO	3	4	4	8	22	42	RV	2	2	1	93172	49852
	5	20	NO	4	5	4	19	35	25	LS	2	5	4	93256	49836
GN1	1	5	O	5	5	5	7	32	10	RK	1	4	3	00385	91553
	2	10	O	3	3	5	4	30	15	LS	1	5	2	00408	91549
	3	5	SSO	3	4	5	8	25	10	HS	1	6	0	00409	91547
	4	5	V	5	5	5	6	22	15	RK	1	4	2	00470	91539
	5	5	SSV	5	5	5	7	22	30	RV	1	5	1	00462	91604
GN2	1	20	OSO	3	4	5	13	25	50	HS	2	4	1	01813	91258
	2	15	O	5	5	5	8	25	17	LS	1	5	3	01820	91266
	3	20	O	3	3	4	14	37	33	LS	2	4	0	01849	91262

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	4	15	O	3	4	5	9	22	10	LS	2	5	4	01952	91246
	5	20	O	3	4	5	6	25	20	LS?	2	7	1	01969	91235
GN3	1	10	NNO	3	3	4	11	45	10	RK	7	2	0	00324	92761
	2	5	NO	3	3	5	11,5	30	17	LS/gl	7	4	4	00373	92749
	3	5	NNO	3	3	4	12	50	10	HS	7	2	1	00393	92736
	4	15	N	4	4	5	8	35	10	LS	1	3	2	00536	92771
	5	15	N	4	5	5	14	42	4	LS	1	8	1	00574	92765
GN5	1	10	S	3	4	4	19	35	25	RV	7	7	0	99998	92165
	2	15	SSV	3	3	5	18	27	50	RV	2	5	1	00002	92151
	3	20	SV	4	4	5	9,5	22	25	TB?	2	7	2	00046	92150
	4	25	SV	4	4	5	14	37	40	RV	1	5	1	00058	92163
	5	15	S	3	4	5	15	22	30	RV	2	5	0	00063	92137
GN6	1	15	S	5	5	5	6,5	40	10	?	2	5	1	01556	91541
	2	30	SV	3	3	4	16	32	85	RV	2	4	1	01628	91552
	3	15	O	3	3	4	11,5	40	80	HS	2	3	0	01756	91520
	4	10	O	4	4	4	11	40	35	HS	2	3	0	01766	91518
	5	15	O	3	3	5	7,5	20	8	LS	2	4	0	01772	91528
GN8	1	15	NOO	5	5	5	9	30	20	LS	1	4	3	99161	92167
	2	20	N	3	3	4	15	25	47	RV	7	7	3	99163	92097
	3	15	VNV	3	3	4	15	35	35	LS	1	7	4	99149	92041
	4	10	SV	5	5	5	9,5	35	15	LS	1	7	4	99146	92009
	5	10	SV	4	5	5	13	30	15	HS	7	7	3	99143	91989
GN9	1	5	SØ	3	3	4	11	37	32	HS	7	1	4	00290	92174
	2	5	OSO	5	5	5	9,5	50	52	HS	1	4	0	00318	92169
	3	5	SSV	3	4	5	15	25	20	RV	1	6	2	00348	92205
	4	5	O	5	5	5	4	25	18	LS	7	5	3	00337	92233
	5	5	SSO	5	5	5	6,5	50	0	RV?	6	8	2	00350	92256
GN10	1	25	NV	3	3	4	16	27	23	RV	7	7	0	01572	91861
	2	20	NV	3	4	5	19,5	37	31	HS	7	4	1	01593	91857
	3	22	NNV	3	3	5	15	47	65	RV	1	2	3	01653	91854
	4	5	ONO	5	5	5	7	35	0	LS	6	6	0	01778	91844

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	5	15	O	5	5	5	4	25	20	RK	6	4	2	01796	91838
GB1	1	20	VSV	5	5	5	3,5	32	17	?	1	4	3	99920	98597
	2	17	VSV	3	3	5	14	22	80	RV	2	4	0	99970	98607
	3	25	VSV	5	5	5	9	22	17	?	2	4	1	00025	98567
	4	30	VSV	4	4	5	10	22	48	LS	2	6	1	00015	98558
	5	25	VSV	5	5	5	15	40	30	RV	2	4	4	00001	98496
GB3	1	10	V	5	5	5	12	35	0	HS	1	4	0	93710	95877
	2	20	SV	3	4	5	10	30	15	HS	1	4	0	93729	95822
	3	17	SV	4	4	5	8	22	22	LS	1	3	0	93723	95861
	4	20	VSV	4	4	5	12	22	27	RV	1	11	0	93723	95887
	5	12	NNV	3	4	5	13	20	20	LS	1	6	0	93730	95932
GB4	1	15	NNV	5	5	5	10	52	15	LS	7	6	2	92264	96769
	2	15	N	4	4	4	6,5	20	15	LS	7	5	0	92282	96772
	3	20	N	4	5	5	8	35	50	RV	1	2	1	92300	96770
	4	5	N	5	5	5	7	32	10	?	2	3	0	92316	96763
	5	20	NNO	4	5	5	7	32	56	?	2	5	1	92327	96767
GB5	1	25	ONO	3	4	5	14	27	245	LS	1	4	1	98163	98501
	2	10	N	3	4	5	11	22	30	RV	6	4	1	98155	98487
	3	30	VSV	5	5	5	13	35	40	AS?	1	6	1	98176	98476
	4	10	NO	5	5	5	13	30	17	HS	1	4	0	98175	98431
	5	10	NO	5	5	5	6	25	32	LS?	1	6	2	98180	98420
GB6	1	15	N	3	3	4	14	35	27	LS	1	2	1	95010	93234
	2	20	SO	3	4	5	16	42	55	LS	2	3	1	95048	93242
	3	35	S	3	3	5	26	50	60	LS	2	5	0	95083	93232
	4	30	S	5	5	5	25	42	50	RV	2	2	1	95094	93236
	5	25	S	3	3	5	17,5	32	45	HS	2	6	0	95118	93238
GB7	1	15	SO	5	5	5	5	40	25	RV	7	6	1	97358	96792
	2	10	SO	5	5	5	10	55	25	?	7	5	2	97397	96765
	3	15	OSO	4	4	5	10	20	7	LS	7	5	3	97380	96756
	4	15	OSO	3	3	5	10	20	15	LS	1	5	0	97388	96724
	5	15	OSO	2	3	4	12	32	15	LS	1	5	0	97369	96740
GB8	1	20	SV	3	3	3	17,5	37	45	RK	2	4	2	93715	92151

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	2	20	SV	3	3	4	15	23	34	RV	2	6	0	93755	92145
	3	20	SV	3	3	3	20	40	10	RV	2	4	0	93761	92075
	4	30	SV	4	4	5	6,5	27	38	RK	2	5	0	93790	92083
	5	35	VSV	3	3	4	23	33	29	LS	2	2	0	93828	92057
GB9	1	25	ONO	3	4	4	10,5	32	60	LS	6	3	2	00303	99304
	2	25	NNO	3	3	3	15,5	25	38	RV	6	1	0	00316	99302
	3	15	NO	5	5	5	7,5	45	0	RK?	6	4	2	00337	99309
	4	25	NNO	4	5	5	8	22	45	RK?	6	4	0	00369	99294
	5	25	NO	5	5	5	9	60	45	LS	1	8	0	00393	99271
GK1	1	5	VNV	3	3	4	11	25	25	HS	1	2	1	99084	89747
	2	15	V	4	5	5	15	27	3	HS	1	0	4	99093	89737
	3	10	VNV	4	4	4	13	30	27	LS	1	0	2	99040	89657
	4	5	VSV	3	4	4	13	27	27	LS	1	0	1	99088	89657
	5	5	SØ	3	4	4	15	35	11	LS	1	4	3	99111	89688
GK2	1	20	O	5	5	5	8	32	26	RB	1	9	1	00692	97107
	2	10	NO	5	5	5	13	25	15	RV	1	2	4	00678	97146
	3	25	O	5	5	5	6	35	35	?	1	2	1	00682	97090
	4	15	O	4	4	4	10	35	42	RV	1	2	3	00686	97050
	5	25	O	3	3	4	17	40	27	RV	1	7	1	00687	97077
GK3	1	10	OSO	2	3	3	9	20	5	HS	6	4	6	93501	98425
	2	0	-	5	5	5	6	27	27	?	6	3	1	93640	98251
	3	5	V	3	4	5	12	22	15	LS	1	3	1	93925	98398
	4	5	VSV	5	5	5	11	24	3	RV	1	3	0	93922	98396
	5	3	NNV	4	4	5	12	30	12	RV	1	0	3	93937	98472
GK4	1	22	SV	3	3	4	15	28	92	LS	1	5	3	00405	99345
	2	15	VSV	3	5	5	5	25	30	LS	1	1	4	00422	99314
	3	5	VSV	5	5	5	4,5	20	7	LS	1	5	1	00430	99301
	4	20	SV	3	3	4	8	20	35	TB	2	6	0	00416	99319
	5	5	SV	3	3	4	10	25	25	HS	2	4	2	00456	99260
GK5	1	10	NO	3	4	4	10,5	26	13	LS	6	6	4	99142	99649
	2	5	NO	3	3	4	11	30	12	LS	6	5	5	99139	99654
	3	0	-	3	3	3	15	20	46	HS	6	3	4	99111	99922

Prøveflate nr.	Stokk nr.	Helning	Eksposisjon	Råte MIN	Råte MED	Råte MAX	Stokklengde (m)	Stokkdiam (cm)	Stokk max høyde	Stokk, type	NiN type (v.1.0)	Ant trær	Ant. stubber	UTM lengdegrad (sonebelte 32V)	UTM breddegrad
	4	5	ONO	3	3	3	12,5	35	182	LS	6	2	5	99144	99712
	5	15	V	2	3	3	10	20	8	LS	6	3	3	99085	99823
GK6	1	15	ONO	3	3	4	17	20	24	HS	6	6	2	00459	96446
	2	5	O	3	3	5	11	25	38	RV	1	4	3	00451	96487
	3	20	ONO	3	4	5	16	28	13	RV	1	2	2	00445	96519
	4	0	-	3	3	4	13	23	31	RV	6	5	3	00414	96569
	5	20	SV	3	3	5	9	20	16	RV	1	4	1	00431	96568
GK7	1	10	ONO	2	3	3	13,5	22	44	HS	1	6	6	01172	99818
	2	10	ONO	3	3	4	14	27	7	RV	6	0	1	01173	99872
	3	0	-	2	3	3	13	20	18	HS	1	7	4	01067	99876
	4	5	VSV	3	5	5	8	25	0	LS	1	7	4	01044	99928
	5	5	VSV	3	3	3	8	25	22	RV	1	3	6	01042	99948
GK8	1	5	NO	3	4	5	5	20	43	LS	1	7	0	97398	96278
	2	5	S	3	3	4	8	30	44	RK	1	1	3	97346	96227
	3	0	-	5	5	5	6	30	0	RK	1	6	1	97322	96233
	4	5	V	5	5	5	9	37	10	LS	6	4	2	96695	99578
	5	5	V	3	4	4	13	23	16	RK	1	4	2	96718	99446

VEDLEGG 4: Økologiske egenskaper ved soppartene

Oversikt over arter registrert i prøveflatene i denne undersøkelsen, der data fra undersøkelsen til Stokland & Larsson (2011, appendiks A, er lagt inn (kolonner med overskrift i rødt). De har utelatt heterobasidiomyceter. I deres kategori «Spruce natural», her kalt «gran, naturskog», inngår etter deres definisjon skogareal med både sterk og svak kontinuitet i død ved, hhv. med total mengde død ved på >3 og 1-3 m³/ha (mot «managed forest», her kalt «påvirket skog», <1 m³/ha og svært nedbrutt ved i praksis fraværende). I første kolonne («spesialisering») er spesielt avmerket arter som er rødlistet (Red), primært er funnet på store stokkdimensjoner (Large) og/el. vokser på sterkt nedbrutte stokker (Late) eller isolert eller i kombinasjon med de nevnte egenskaper hadde klar preferanse for gran-naturskog. Disse er nærmere omtalt i diskusjonskapittelet.

Rødliste= norsk rødliste 2010. Treslagstilknytning: ConifAss: barved, spruceAss: granved, BroadleafAss: lauvved, Økologisk gruppe: WoodDec: vednedbryter, Litter-WoodDec: bryter ned både strø og ved, Mykorrh: Mykorrhizaart.

-Survey of the species recorded in the study plots of this study and showing data from the study of Stokland & Larsson (2011), appendix A (columns with heading in red). They have excluded heterobasidiomycetes. In their category “spruce natural” here called “gran, naturskog”, forest area with both strong and weak dead wood continuity is included (total amount of wood >3 and 1-3 m³/ha, respectively, vs managed forest (“påvirket skog”) <1 m³/ha, and strongly decayed wood almost absent). In the first column (“spesialisering”) are especially marked red listed species, species growing on large wood dimensions (Large), and/or growing on strongly decayed logs (Late), or in other ways having a distinct preference for spruce nature forest.

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Amphinema bys- soides</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	19	41	80	47		Coni- fAss	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Amyloathelia cras- siuscula</i>		Rare	Conif	Medium	Small	1	1	1	1		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Amylocortium cebennense</i>		Com- mon	Conif	Medium	Gene- ralist	2	13	5	11		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Amylocortium subincarnatum</i>	Red									EN	Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Amylostereum chailletii</i>		Occa- ca- sional	Spruce	Early	Small	0	0	4	13		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Amyloxyenasma allantospora</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Amyloxyenasma grisella</i>		Rare	Pine	Medium	Small	0	1	0	0		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Anomoporia kamtschatica</i>	Red- Late- te- Large	Rare	Pine	Late	Large	2	0	0	0	VU	Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Antrodia hetero- morpha</i>		Rare	Spruce	Early	Large	0	0	1	0		Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Antrodia serialis</i>		Com mon	Spruce	Medium	Gene- ralist	1	7	65	42		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Antrodia sinuosa</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	8	32	15	11		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Antrodia xantha</i>		Com mon	Pine	Medium	Gene- ralist	8	24	2	2		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Antrodiella citrinel- la</i>	Red- Large	Rare	Spruce	Medium	Large	0	0	4	0	VU	Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Aphanobasidium pseudotsugae</i>		Occa- ca- sional	Conif	Medium	Large	7	4	8	1		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Asterodon ferrugi- nosus</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	3	3	13		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Asterostroma laxum</i>		Rare	Genera- list	Late	Gene- ralist	1	1	0	2		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia bombacina</i>		Occa- ca-	Conif	Late	Gene- ralist	3	8	4	4		Coni- fBroad-	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
		sional									leafAss		
<i>Athelia decipiens</i>		Com mon	Conif	Medium	Large	5	6	24	6		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia epiphylla</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	11	21	11	12		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia fibulata</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	6	8	4	16		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia neuhoffii</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia sibirica</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Small	0	0	3	4		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia singularis</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelia subovata</i>		Rare	General- ist	Generalist	Small	0	0	0	1		Co- nifBroad leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelicism stridii</i>		Rare	Genera- list	Medium	Large	0	1	1	1		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelopsis glauci- na</i>	Spru- ceNat	Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Large	0	0	7	1		Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Athelopsis subin- conspicua</i>		Com mon	Conif	Generalist	Large	0	1	11	1		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Basidioidendron caesiocinereum</i>											Coni- fBroad-	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>var. retiruga</i>											leafAss		
<i>Basidiendron eyrei</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Boidinia furfuracea</i>		Com mon	Spruce	Medium	Gene- ralist	0	0	10	13		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium aff. candicans</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium botryosum</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	65	165	174	230		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium ellipso sporum</i>		Rare	Genera- list	Medium	Large	0	0	2	0		Coni- fBroad- leafAss	NA	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium intertextum</i>		Com mon	Conif	Generalist	Large	12	14	35	12		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium laeve</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium medium</i>	Red									DD	Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium obtusisporum</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	20	52	19	49		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryobasidium subcoronatum</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	60	101	42	72		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Botryohypochnus isabellinus</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	0	0	4	5		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Byssocorticium pulchrum</i>		Rare	Genera- list	Medium	Large	0	2	1	0		Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Ceraceomyces eludens</i>		Rare	Conif	Medium	Gene- ralist	2	1	2	0		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Ceraceomyces microsporus</i>		Rare	Genera- list	Medium	Gene- ralist	1	2	0	0		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Ceraceomyces serpens</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	3	1	2		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Ceraceomyces tessulatus</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	1	7	2	1		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Cerinomyces crustulinus</i>		Occa- ca- sional	Conif	Late	Gene- ralist	1	11	3	4		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Cineromyces lindbladii</i>		Com- mon	Genera- list	Medium	Small	7	11	2	8		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Conferticium ochraceum</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	2	1	6	4		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Coniophora arida</i>		Com- mon	Conif	Medium	Gene- ralist	12	18	12	13		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Coniophora olivacea</i>		Com- mon	Conif	Generalist	Gene- ralist	10	13	28	20		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Coniophora puteana</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Large	0	5	5	3		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Cystostereum mur-</i>	Red-	Occa-	Spruce	Medium	Large	0	0	9	8	NT	Spru-	WoodD	Cor-

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- status	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>rayi</i>	Large	ca- sional									ceAss	ec	ticoid
<i>Dacryobolus su- dans</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	3	11	4	10		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Exidia pithya</i>											Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Exidiopsis sp.</i>												WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Fibricium lapponi- cum</i>	Red- Late	Rare	Spruce	Late	Small	0	0	2	0	VU	Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Fomitopsis pinicola</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	2	19	61	51		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Fomitopsis rosea</i>	Red- Large	Occa- ca- sional	Spruce	Medium	Large	0	0	11	4	NT	Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Galzinia incrustans</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	2	3	1		Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Globulicium hiema- le</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	55	46	77	43		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	6	14	17	113		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Heterobasidion parviorum</i>		Com mon	Spruce	Medium	Gene- ralist	0	0	8	27		Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Hymenochaete cinnamomea</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hymenochaete fuliginosa</i>		Com mon	Conif	Medium	Large	7	16	50	11		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphoderma ar-</i>		Com	Genera-	Medium	Gene-	3	3	58	32		Coni-	WoodD	Cor-

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>gillaceum</i>		mon	list		ralist						fBroad- leafAss	ec	ticoid
<i>Hyphoderma defi- nitum</i>		Com mon	Pine	Medium	Small	8	16	2	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphoderma obtusiforme</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	2	0	1		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphoderma ro- seocremeum</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphoderma seti- gerum</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphoderma sibi- ricum</i>		Occa- ca- sional	Conif	Generalist	Gene- ralist	2	4	9	5		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphoderma vela- tum</i>	Red	Rare	Conif	Late	Gene- ralist	2	1	2	1		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia abie- ticola</i>		Occa- ca- sional	Conif	Medium	Gene- ralist	2	2	5	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia alu- tacea</i>		Com mon	Conif	Generalist	Gene- ralist	0	12	17	11		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia cine- racea</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Small	0	1	4	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia curvispora</i>	Red									VU	Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia hastata</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	15	40	10	50		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia palli- dula</i>		Com mon	Conif	Generalist	Large	2	4	76	33		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Hyphodontia rimo- sissima</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodontia suba- lutacea</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	8	49	26	17		Conif- Ass	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hyphodonita sp. aff. moniliform.</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hypochniciellum subillaqueatum</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hypochnicium erikssonii</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Large	0	2	0	2		Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hypochnicium geogenium</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Large	1	0	3	3		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Hypochnicium punctulatum</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Ischnoderma ben- zoinum</i>		Occa- ca- sional	Conif	Medium	Large	0	5	3	3		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Jaapia ochroleuca</i>		Occa- ca- sional	Conif	Medium	Gene- ralist	4	10	7	2		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Junghuhnia luteo- alba</i>	Red	Occa- ca- sional	Pine	Medium	Gene- ralist	2	10	0	0	NT	Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Leptoporus mollis</i>	Spru- ceNat	Rare	Spruce	Medium	Large	0	0	3	1		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Leptosporomyces cf fusoides</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Leptosporomyces</i>		Rare	Pine	Medium	Gene- ralist	4	1	0	0		Coni- fBroad-	Litter- WoodD	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>mutabilis</i>											leafAss	ec	
<i>Leucogyrophana mollusca</i>		Rare	Conif	Generalist	Small	1	2	2	0		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Leucogyrophana romellii</i>		Com mon	Conif	Generalist	Gene- ralist	20	29	2	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Leucogyrophana sororia</i>	Red- Late	Occa- ca- sional	Conif	Late	Gene- ralist	12	3	2	1	NT	Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Lobulicium occultum</i>	Late	Rare	Spruce	Late	Gene- ralist	0	0	4	1		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Luellia recondita</i>	Spru- ceNat	Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Large	0	0	6	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Mucronella bresadolae</i>										DD	Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Mucronella calva</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Oligoporus seri- ceomollis</i>		Com mon	Pine	Late	Large	28	12	4	2		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Paullicorticium an- satum</i>	Red- Late	Occa- ca- sional	Spruce	Late	Gene- ralist	2	0	7	4	NT	Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Paullicorticium pearsonii</i>		Rare	Conif	Medium	Small	0	2	1	1		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Paullicorticium sp.</i>											NA	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Peniophora pithya</i>		Com mon	Conif	Early	Gene- ralist	6	29	41	89		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Peniophorella praetermissa</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	52	85	46	56		Coni- fBroad-	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
											leafAss		
<i>Phanerochaete laevis</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	0	1	8	7		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phanerochaete sanguinea</i>		Com- mon	Conif	Medium	Gene- ralist	12	43	4	13		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phanerochaete sordida</i>		Com- mon	Genera- list	Medium	Gene- ralist	2	5	5	13		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>	Spru- ceNat	Com- mon	Spruce	Medium	Large	0	0	20	6		Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	Red- Late- te- Large	Com- mon	Spruce	Late	Large	1	3	61	10	NT	Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Phellinus viticola</i>		Com- mon	Conif	Medium	Gene- ralist	15	13	42	57		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Phlebia centrifuga</i>	Red- Large	Rare	Spruce	Medium	Large	0	0	6	0	NT	Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebia cf lilascens</i>		Rare	Conif	Medium	Large	1	3	2	0		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebia livida</i>	Spru- ceNat	Occa- ca- sional	Conif	Medium	Gene- ralist	0	0	7	4		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebia segregata</i>		Com- mon	Conif	Late	Gene- ralist	4	2	7	7		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebia subcretacea</i>		Occa- ca- sional	Conif	Late	Gene- ralist	1	12	4	4		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebia subulata</i>	Red-	Rare	Spruce	Late	Gene-	0	0	3	0	VU	Coni-	WoodD	Cor-

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
	Late				ralist						fAss	ec	ticoid
<i>Phlebiella borealis</i>		Rare	Pine	Medium	Small	0	6	0	0		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebiella christi- ansenii</i>	Red	Rare	General- ist	Generalist	Gener- alist	0	0	1	1	DD	Coni- fAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebiella fibrillosa</i>											Broad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebiella tulasnel- loidea</i>		Occa- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	0	1	2		Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Phlebiella vaga</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	61	143	97	158		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Physisporinus sanguinolentus</i>		Rare	General- ist	Generalist	Gener- alist	0	0	1	0		Co- nifBroad leafAss	Litter- WoodD ec	Poro- id
<i>Physisporinus vit- reus</i>		Rare	Spruce	Medium	Large	0	0	2	0		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Po- roid
<i>Piloderma byssi- num</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	24	53	61	40		Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Piloderma fallax</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	89	124	69	76		Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Piloderma oli- vaceum</i>											Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Piloderma sphae- rosporum</i>											Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Postia caesia</i>		Com- mon	Spruce	Medium	Gene- ralist	0	2	35	35		Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Postia stiptica</i>		Rare	Spruce	Medium	Large	0	0	2	1		Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Postia tephroleuca</i>		Occa- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	3	3	4		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Pseudotomentella flavovirens</i>											Mykor- rh	My- kor- rh	Cor- ticoid
<i>Pseudotomentella sp.</i>											Mykor- rh	My- kor- rh	Cor- ticoid
<i>Pseudoxenasma verrucisporum</i>	Spru- ceNat	Rare	Spruce	Medium	Gene- ralist	0	0	5	0		Spru- ceAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Resinicium bicolor</i>		Com- mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	3	13	38	32		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Resinicium furfu- raceum</i>		Com- mon	Conif	Generalist	Gene- ralist	27	75	12	12		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Rhodonias placenta cf.</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Scytinostroma odoratum</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Sebacina calcea</i>											Spru- ceAss	NA	Cor- ticoid
<i>Serpula himantio- ides</i>		Rare	Conif	Early	Gene- ralist	2	2	0	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Sistotrema autum- nale</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotrema brink- mannii</i>		Com- mon	Genera- list	Early	Gene- ralist	1	10	8	12		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotrema coroni- ferum</i>		Rare	Genera- list	Medium	Small	0	0	0	1		Coni- fBroad-	WoodD ec	Unk- now

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- status	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
											leafAss		n
<i>Sistotrema diademiferum</i>		Rare	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	1	4	0	1		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotrema intermedium</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotrema muscicola</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Small	0	6	4	3		Mykorrh	My- korrh	Unk- now n
<i>Sistotrema octosporum</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Generalist	Large	1	0	3	2		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotrema resinicystidium</i>									S: morken ved, mindre allman		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotrema sernanderi</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotremastrum niveocreameum</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotremastrum suecicum</i>		Com mon	Pine	Generalist	Gene- ralist	46	79	4	3		Coni- fAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Sistotremella perpusilla</i>		Rare	Genera- list	Medium	Large	0	1	0	0		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Unk- now n
<i>Skeletocutis biguttulata</i>		Occa- ca- sional	Pine	Medium	Small	2	19	1	1		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Skeletocutis car- neogrisea</i>		Occa- ca- sional	Spruce	Medium	Gene- ralist	0	3	8	4		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Skeletocutis jelicii</i>	Red	Rare	Spruce	Medium	Gene- ralist	0	0	2	0	CR	Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Skeletocutis kue- hneri</i>		Occa- ca- sional	Conif	Medium	Gene- ralist	4	15	4	4		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Skeletocutis pa- pyracea</i>		Rare	Pine	Late	Small	0	1	0	0		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Sphaerobasidium minutum</i>	Spru- ceNat	Com- mon	Conif	Late	Gene- ralist	5	8	19	5		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Spongiporus un- dosus</i>	Red									VU	Spru- ceAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Stereum sanguino- lentum</i>		Com- mon	Conif	Early	Gene- ralist	8	51	36	76		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Stypella dubia</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Stypella vermifor- mis</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Subulicystidium longisporum</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Thanatephorus fusisporus</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Late	Gene- ralist	1	0	3	2		Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tomentella sp.</i>												My- korrh	Cor- ticoid
<i>Tomentellopsis echinospora</i>											Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Tomentellopsis zygodesmoides</i>											Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Trechispora byssi- nella</i>		Rare	Conif	Medium	Small	2	0	0	3		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora can- didissima</i>	Red									DD	Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora coha- erens</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Gene- ralist	0	1	1	0		Broad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora fa- rinacea</i>		Com mon	Genera- list	Generalist	Gene- ralist	112	135	56	38		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora hyme- nocystis</i>	SpruceNat	Com mon	Genera- list	Late	Gene- ralist	0	0	14	2		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora kavinioides</i>	Red	Rare	Spruce	Medium	Small	0	0	1	1	DD	Coni- fAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora laevis</i>		Com mon	Genera- list	Late	Gene- ralist	4	9	8	4		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora micro- spora</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Late	Gene- ralist	0	3	2	1		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora mini- ma</i>		Occa- ca- sional	Conif	Late	Small	5	3	1	0		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora stellu- lata</i>		Occa- ca- sional	Genera- list	Medium	Small	1	2	1	1		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Trechispora cf stevensonii</i>											Broad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora subsphaerospora</i>		Com mon	Conif	Generalist	Gene- ralist	8	27	15	20		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora verruculosa</i>		Rare	Conif	Medium	Large	2	2	2	0		Coni- fBroad- leafAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trechispora sp. "minuta"</i>											Coni- fAss	Litter- WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Trichaptum abietinum</i>		Com mon	Conif	Early	Gene- ralist	10	66	73	153		Coni- fAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Tubulicrinis accedens</i>		Com mon	Conif	Generalist	Gene- ralist	13	16	11	5		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis angustus</i>		Rare	Conif	Medium	Gene- ralist	2	2	1	1		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis borealis</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	7	24	34	33		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis calothrix</i>		Com mon	Conif	Medium	Gene- ralist	6	17	19	26		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis chaetophorus</i>	Red- Large	Rare	Conif	Medium	Large	1	0	2	0	VU	Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis globulosus</i>		Com mon	Pine	Generalist	Small	7	24	2	3		Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis globisporus</i>		Occa- sional	Pine	Late	Gene- ralist	10	11	3	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis medius</i>		Com mon	Pine	Medium	Gene- ralist	30	22	4	2		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup- pe
<i>Tubulicrinis strangulatus</i>		Rare	Conif	Medium	Generalist	1	1	2	1		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tubulicrinis subu- latus</i>		Com mon	Conif	Medium	Generalist	16	77	54	38		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tulasnella allan- tospora</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tulasnella pallida</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tulasnella subglo- bospora</i>											Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tulasnella tomacu- lum</i>											Coni- fBroad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tulasnella violea</i>									Vanl.		Broad- leafAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Tylospora as- terophora</i>		Com mon	Generalist	Generalist	Generalist	2	2	13	10		Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Tylospora fibrillosa</i>		Com mon	Generalist	Generalist	Generalist	2	13	44	48		Mykorrh	My- korrh	Cor- ticoid
<i>Tyromyces chioneus</i>											Broad- leafAss	WoodD ec	Po- roid
<i>Veluticeps abietina</i>		Com mon	Spruce	Medium	Large	1	0	13	18		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Vesiculomyces citrinus</i>		Com mon	Generalist	Generalist	Generalist	2	7	20	13		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Xylodon asperus</i>		Com mon	Generalist	Medium	Generalist	11	19	44	31		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid
<i>Xylodon borealis</i>											Co- nifBroad	WoodD ec	Cor- ticoid

Art	Spe- siali- sering	Stokk- fre- kvens (Stokl .)	Vertstre (Stokl.)	Pref.nedbr yt- ningsgrad (Stokl.)	Diame- ter (Stokl.)	Furu, na- turskog (Stokl.)	Furu, på- virket skog (Stokl.)	Gran, na- turskog (Stokl.)	Gran, på- virket skog (Stokl.)	Rød- listes- tatus	Tre- slagstil- knyt- ning	Økolo- gisk gruppe	Sopp grup pe
											leafAss		
<i>Xylodon brevisetus</i>		Com mon	Conif	Medium	Gener- alist	26	58	99	118		Coni- fAss	WoodD ec	Cor- ticoid

VEDLEGG 5: Stokktetthet, analyserte granstokker (sopp)

Avstand mellom startpunkt (ospestokker) og stokk nr. 5. Verdiene (meter) angir tetthet av stokker uten nærkontakt (over 5 m og ikke forbundet via andre stokker). – Distance between starting point (aspen logs) and log No. 5. The values (meter) point out the density of logs which are not in close contact with each other (more than 5 m and not connected via other logs).

Prøvefl.	Stokkavstand		Prøvefl.	Stokkavstand
SN1	62		ON3	536
SN2	97		ON4	593
SN3	356		ON5	411
SN4	80		ON6	353
SN5	91		ON7	292
SN6	82		ON8	356
SN7	307		OB1	77
SN8	148		OB2	156
SB1	498		OB3	84
SB2	138		OB4	115
SB3	129		OB5	137
SB4	122		OB6	206
SB5	128		OB7	189
SB6	307		OB8	201
SB7	52		GN1	188
SB8	65		GN2	171
SK1/6	710		GN3	276
SK2	194		GN5	76
SK3	132		GN6	275
SK4	89		GN8	246
SK5	339		GN9	136
SK7	161		GN10	298
SK8	403		GB1	126
SK9	210		GB3	228
LN1	270		GB4	106
LN2	142		GB5	115
LN3	157		GB6	169
LN4	196		GB7	137
LN5	94		GB8	253
LN6	60		GB9	121
LB1	88		GK1	250
LB2	111		GK2	100
LB3	66		GK3	1500
LB5	230		GK4	150
LB6	314		GK5	833
LB7	92		GK6	150
ON1	1176		GK7	400
ON2	398		GK8	666



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2458-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger