

Tresatt impediment og livsløpstrær av osp på hogstflater

Effektive tiltak for artsmangfoldet i norsk skog?

Anne Sverdrup-Thygeson
Rolf A. Ims



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, 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.

Norsk institutt for naturforskning

Tresatt impediment og livsløpstrær av osp på hogstflater

**Effektive tiltak for arts mangfoldet i norsk
skog?**

Anne Sverdrup-Thygeson
Rolf A. Ims

Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2005. Tresatt impediment og livsløpstrær av osp på hogstflater. Effektive tiltak for artsmangfoldet i norsk skog? - NINA Rapport 71. 56 pp.

Oslo, juli 2005

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1610-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Anne Sverdrup-Thygeson, NINA

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Norges forskningsråd

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Olav Gislerud

FORSIDEBILDE

Tresatt impediment i Larvik og høystubbe fra livsløpstre av osp i Østmarka. Begge foto: Anne Sverdrup-Thygeson

NØKKELORD

Bærekraftig skogforvaltning, biodiversitetshensyn, kostnadseffektivitet, tresatt impediment, livsløpstrær, osp, kunstige høystubber, død ved, vedlevende biller, rødlistede arter

KEY WORDS

Sustainable forest management, biodiversity, cost efficiency, impediment, retention trees, aspen (*Populus tremula*), artificial high stumps, dead wood, CWD, saproxylic beetles, Coleoptera, redlisted species

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsenderet
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2005. Tresatt impediment og livsløpstrær av osp på hogstflater. Effektive tiltak for artsmangfoldet i norsk skog? - NINA Rapport 71. 56 pp.

Skogbruket legger ned betydelige ressurser i form av arbeid og kapital for å ta hensyn til biologisk mangfold. Det er av stor betydning for skogbrukets økonomi og konkurranseevne at disse ressursene benyttes slik at man får best mulig bevaring av biologisk mangfold per krone.

Rapporten omhandler to ulike delprosjekter som har vært gjennomført i forbindelse med Forskningsrådets prosjekt "Kostnadseffektivitet ved biologisk mangfold-hensyn i skogbruket: Betydning av tresatt impediment og livsløpstrær". Prosjektets hensikt har vært å bidra til å øke kostnadseffektiviteten for tiltak som skal ivareta biologisk mangfold i næringsmessig forvaltede skoger, gjennom å studere betydningen av tresatt impediment og livsløpstrær på hogstflater for biomangfold generelt og vedlevende biller spesielt.

Studiet av tresatt impediment i Halden og Larvik viser at selv om det meste av impedimentet er hogstpåvirket, har likevel impediment noen steder en betydelig tetthet av flere miljøelementer, og også et vesentlig innslag av visse signalarter/rødlistede arter av lav, sopp og insekter. Andre steder har impedimentet svært liten tetthet av miljøelementer. De to studieområdene har ulik topografi, fremkommelighet og skogbrukshistorie, og dette reflekteres i store forskjeller mellom områdene i hogstpåvirkning og miljøelementer.

Dagens registreringer av biomangfold i skog (MiS-registreringer) har fokuset på produktiv skog, og i mange kommuner er MiS-registrering ikke foretatt på impediment-arealene. Resultatene fra studiet peker på behov for nøyere kartlegging av impediment-arealer enn hva som gjøres i dag – kanskje spesielt i regioner med stort potensial for varmekrevende insekter. Siden dette er arealer der man uansett ikke planlegger avvirkning, kan det ut fra resultatene i prosjektet svare seg å skaffe bedre oversikt over verdiene i disse områdene. Resultatene viser at visse rødlistede arter kan ha gode betingelser på impedimentet i slike områder. Dersom kartlegging av impediment-arealer kan bidra til å redusere behovet for verneareal på produktiv skogsmark, vil dette ha en betydelig nytteverdi for skogbruket.

Studiet av livsløpstrær av osp var utformet slik at vi sammenlignet billemangfoldet i osp i to ulike landskap (i Østmarka og Nordmarka) med ulik tetthet av levende og død osp, og i to ulike typer bestand (gammelskog og flate). Det var flere vedlevende biller og flere rødlistede biller i Østmarka som hadde høyest tetthet av død osp. Her fant vi også flere biller i de høyeste truetkategoriene, mens slike var fraværende i Nordmarka med minst død ved. Dette viser viktigheten av å beholde mye død ved på landskapskala, slik at vi unngår gradvis utarming av den vedlevende faunaen i området. Dersom en slik utvikling går for langt, vil skogbrukets hensyn komme for sent for mange av de mest truede artene.

Det synes klart at livsløpstrærne tiltrekker seg rødlistede biller, siden feller montert på osp fanger flere rødlistede biller enn feller som hang fritt i samme bestand. Ved å øke substratvariasjonen, styrker livsløpstrærne utviklingsmulighetene for visse rødlistede, vedlevende arter.

Videre fant vi at osp på hogstflater fanger både flere biller og flere rødlistede biller enn osp i gammelskog, men at disse to elementene ser ut til å utfylle hverandre. Skogbruket bør derfor sørge for å legge til rette for utviklingen av biologisk gamle ospetrær både i hogstklasse 5 og som fristilte livsløpstrær på flatene.

Osp som har døde eller råtne partier, særlig i form av hulheter i stammen, inneholder et spesielt rikt mangfold av sjeldne vedlevende biller. Det er derfor ekstra viktig at slike trær blir stående når man avvirker. Høykapping kan være et effektivt virkemiddel dersom trærne ikke synes stormsterke, og på flater med mye gjensatt osp vil det uansett være gunstig for mangfoldet om noen av ospene høykappes i 4-5 meters høyde.

Vi kan konkludere med at livsløpstrær av osp fyller en viktig rolle for bille mangfoldet i barsko- gen, og at de fungerer etter hensikten. Det er interessant at arter som den globalt truede sino- berbilla (*Cucujus cinnaberinus*) dukker opp på livsløpstrær som skogbruket har gjensatt på hogstflatene, i landskapet med høy tetthet av død osp.

Prosjektet har vist at vedlevende biller er en artsgruppe som kan ha svært gode betingelser på impediment og hogstflater dersom det finnes tilstrekkelig soleksponert død ved. For å få fram betydningen av de soleksponerte skogarealene, er det ønskelig at insekter i større grad legges til grunn ved vurderinger av verdi for biologisk mangfold.

Vi kan konkludere med at det vil være kostnadseffektivt for skogbruket, spesielt i visse regio- ner, å trekke impedimentarealer inn i en helhetlig vurdering av områder med vernepotensial, og at livsløpstrær av osp synes å være et virkningsfullt og kostnadseffektivt miljøtiltak.

Anne Sverdrup-Thygeson, NINA, postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo (anne.sverdrup- thygeson@nina.no)

Rolf A. Ims, Institutt for biologi, Universitetet i Tromsø, 9037 Tromsø (rolf.ims@ib.uit.no)

Abstract

Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2005. Non-productive forest and aspen retention trees on clear cuts. Effective measures for biodiversity in Norwegian forests? – NINA Rapport 71. 56 pp.

Every year, the forestry sector in Norway puts substantial resources into actions for safeguarding biodiversity. Ensuring the cost efficiency of such actions, to achieve maximum biodiversity conservation for the resources used, is of great importance.

This report contains the results of two studies conducted under the project “Cost efficiency of the conservation efforts in the forestry sector: The importance of low productivity areas and of green tree retention”, sponsored by the Norwegian Research Council. The aim of the project was to contribute to the cost efficiency of actions by forest managers to safeguard biodiversity in Norwegian forests, through a) a study of the importance for biodiversity of low-productivity areas (where logging is abandoned anyway, for economical / practical reasons) and b) a study of the effect of retained aspens (*Populus tremula*) on saproxylic beetles.

The study of the low-productivity areas shows that although most such areas are affected by previous logging and contain few biodiversity elements such as old trees, coarse woody debris (CWD) etc., a few areas contain rather high amounts of dead wood as well as several signal species and red-listed species.

Low-productivity forest is generally not included in current forest inventories of biodiversity. We argue that such areas should be investigated with respect to their potential for red-listed species, as some species – especially certain insects – can thrive under the sun-exposed and warm conditions sometimes found in low-productivity forest.

In the study of green tree retention of aspen, we compared two landscapes with different frequency of living and dead aspens, and compared two different types of forest stands: old closed-canopy forest and open clear cuts with retention trees.

The landscape where aspen was frequent had more saproxylic beetles, more red-listed beetles and more endangered species than the landscape with less aspen. This may indicate a landscape level threshold of dead wood. Forest managers should be aware of this possibility in order to avoid deprivation of the saproxylic fauna in landscapes with low levels of CWD.

Red-listed species are attracted to the retained aspens, and traps mounted on the retention trees caught more red-listed beetles than freely hanging window traps in the same forest stand. The retained trees seem to increase the substrate variation and thereby the potential for red-listed species in the forest stand.

Aspen in clear cuts attract more beetles and more red-listed beetles than aspens in closed-canopy forest, but some of the red-listed species in the forest are not caught in the clearcuts. Therefore, old aspens are needed in both types of stands.

Aspens with rotted holes, dead branches and especially cavities, contain an especially rich diversity of beetles. Such trees must be left standing in the clearcuts, and should be cut 4-5 meters up if necessary for stability.

It seems clear that retained aspens function as intended and are important for the saproxylic beetle fauna in the boreal forest. It is especially interesting that globally vulnerable species, as *Cucujus cinnaberinus*, seem to be able to utilise the retained aspens left by the forest managers in the clearcuts.

Saproxylic beetles can thrive in low-productivity forest as well as in clearcuts, if only enough sun-exposed CWD is present. More focus on saproxylic beetles would make it easier for the forestry sector to point to the value of such areas.

Our conclusion is that forest managers should, to a larger degree than today, include low-productivity areas in inventories of biodiversity values in forests. We also conclude that retaining aspens in clearcuts seems to be a valuable action with high cost efficiency.

Anne Sverdrup-Thygeson, NINA, PO Box 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway (anne.sverdrup-thygeson@nina.no)

Rolf A. Ims, Institute of Biology, University of Tromsø, N-9037 Tromsø, Norway (rolf.ims@ib.uit.no)

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	8
1 Innledning	9
2 Delprosjekt 1: Betydning av tresatt impediment for biologisk mangfold	10
2.1 Innledning.....	10
2.2 Målsetning.....	11
2.3 Metodikk.....	11
2.4 Resultater.....	15
2.4.1 Beskrivelse av skogen i studieområdene.....	15
2.4.2 Miljøelementer.....	18
2.4.3 Artsmangfold.....	21
2.5 Diskusjon.....	22
2.6 Konklusjon delprosjekt impediment.....	23
3 Delprosjekt 2: Livsløptrær av osp som biodiversitetsbærere i barskog	25
3.1 Innledning.....	25
3.2 Målsetning for delprosjekt om osp som livsløpstre.....	25
3.3 Metodikk.....	26
3.3.1 Registreringer av miljøvariable.....	28
3.3.2 Statistiske metoder.....	28
3.4 Resultater.....	29
3.4.1 Totalt bille mangfold.....	29
3.4.2 Forskjeller mellom landskapene.....	31
3.4.3 Forskjell mellom hogstflater og gammelskog.....	33
3.4.4 Effekten av fristilling.....	34
3.4.5 Årsvariasjon og levende osp i forhold til død osp.....	36
3.4.6 Attraksjonseffekt av ospehøystubbene.....	37
3.4.7 Modellanalyser.....	40
3.5 Diskusjon.....	40
3.6 Konklusjon delprosjekt livsløpstrær.....	45
4 Anvendte konklusjoner fra prosjektet	46
5 Referanser	47
Appendix	50

Forord

Denne rapporten oppsummerer resultatene av prosjektet "Kostnadseffektivitet ved biologisk mangfold-hensyn i skogbruket: Betydning av tresatt impediment og livsløpstrær" (NFR 140161/110), som ble igangsatt av Norsk Skogbruksforening (NORSKOG) i 2001 og avsluttet i 2005.

Prosjektets formål har vært å bidra til å øke kostnadseffektiviteten i tiltak for ivaretagelse av det biologiske mangfold i næringsmessige forvaltede skoger gjennom å studere betydningen av det tresatte impedimentet og livsløpstrær.

Samarbeidspartnere med NORSKOG har vært Prof. Rolf A. Ims, nå Univ. i Tromsø, FORAN AS og fra 2003 også Norsk institutt for naturforskning (NINA). NORSKOGs adm. dir. Arne Røra har vært administrativt ansvarlig for prosjektet, og Anne Sverdrup-Thygeson (skogøkolog i NORSKOG fram til høsten 2003, deretter forsker i NINA) har vært prosjektleder.

Mange personer har bistått i prosjektet, og vi takker Bjørn Johansen og Espen Wandaas (begge Losby Bruk), Pia Borg og Haaken Christensen (begge NORSKOG) for pålitelig assistanse med sprengningsarbeidet og med felletømming, og Sindre Ligaard for effektiv og imøtekomende hjelp til bille-bestemmelser. Vi vil også takke grunneierne i studieområdene, Losby Bruk og Løvenskiold-Vækerø, og deres ansatte, for positive holdninger og god støtte underveis. Til sist takk til Norges Forskningsråd (Skogprogrammet) som har gjennom sin økonomiske støtte gjorde det mulig å gjennomføre prosjektet.

Vi håper resultatene bidrar til at miljøhensynene i skogbruket rettes inn mer presist, slik at både skogbruk og miljø kan gavnes.

Oslo, juli 2005

Anne Sverdrup-Thygeson

1 Innledning

En generelt økende bevissthet rundt miljøhensyn samt krav om sertifisering av skog har medført et økende fokus på økologisk motiverte tilpasninger i skogbruket. Biologer har i økende grad blitt rådspurt når det gjelder skogforvaltning for å fremme miljøhensyn, men kravene til presis miljørettet rådgivning har utviklet seg så raskt at økologisk kunnskap har blitt hengende etter (Niemelä 1997). Vi savner kunnskap om den økologiske betydningen av og kostnadseffektiviteten til flere av de tiltak som i dag er vanlig praksis i skogbruket. Det er også generelt liten kunnskap om mulighetene for alternative og mer kostnadseffektive løsninger for ivaretagelse av det biologiske mangfold i skog, enn de som i dag anbefales. Skogbruket legger ned betydelige ressurser både i form av arbeid og kapital i hensynet til biologisk mangfold. Det er av stor betydning for skogbrukets økonomi og konkurranseevne at disse ressursene benyttes slik at man får maksimal bevaring av biologisk mangfold per krone.

Vedlevende biller utgjør nesten en fjerdedel av de rødlistede artene i skogen (DN 1999), men det er et faktum at vi mangler mye kunnskap om hvordan vi best skal integrere hensynet til disse artene i praktisk skogbruk. Et problem med mange studier som ser på betydning av død ved, er at de sammenligner naturskog/urørt skog med mye død ved med skjøttet skog med lite død ved. På denne måten er det ikke mulig å skille mellom effekten av mengden av død ved på den ene siden og andre gammelskogs karakteristika som stabilt fuktig klima på den andre siden. I en forvaltningssammenheng er dette skillet vesentlig: Krav om øket mengde død ved kan i alle fall et stykke på vei tilfredsstilles gjennom skjøtselstilpasninger, f.eks. gjensetting av livsløpstrær på flatene, men andre gammelskogs kvaliteter som lokalklima kan bare tilfredsstilles gjennom å sette til side hele bestand (nøkkelbiotoper, reservater).

En undersøkelse av rødlistede, vedlevende invertebrater i Sverige viser at bare 9% av disse foretrekker skyggefulle habitat, mens hele 63% enten foretrekker eller tolererer soleksponert habitat (Jonsell et al. 1998). Soleksponert død ved kan vi finne både på hogstflatene og på skogarealer som bare er glissent trebevokst, slik som det tresatte impedimentet. I dette prosjektet ønsket vi å bidra til å øke kostnadseffektiviteten i tiltak for ivaretagelse av det biologiske mangfold i næringsmessig forvaltede skoger gjennom å fokusere på det tresatte impedimentet og på livsløpstrærne på hogstflatene. Prosjektet består av to delprosjekter, ett som fokuserer på hogstpåvirkning, miljøelementer og arts mangfold av biller på tresatt impediment, og ett som omhandler livsløpstrær av osp.

Hovedmålet med undersøkelsen var å bidra til å øke kostnadseffektiviteten i tiltak for ivaretagelse av det biologiske mangfold i næringsmessig forvaltede skoger, gjennom å

1. Vurdere betydningen av tresatt impediment i et helhetlig bevaringsperspektiv (Delprosjekt 1)
2. Vurdere betydningen av livsløpstrær av osp for den vedlevende billefaunaen i barskogslandskapet, sett i forhold til nedbrytningsgrad, omgivende hogstklasse og antall slike trær i omgivelsene (Delprosjekt 2)

2 Delprosjekt 1: Betydning av tresatt impediment for biologisk mangfold

2.1 Innledning

Til tross for at vi har store arealer med trebevokst impediment i Norge, ca 17 000 km² under barskoggrensen (mens produktivt skogareal til sammenligning utgjør 75 000 km² under barskoggrensen) (SSB 2003), vet vi lite om betydningen av disse områdene for skogens artsmangfold. Slik kunnskap kan være av betydning blant annet når reservatavsetning og frivillige avsetninger diskuteres. I en totalvurdering av skogbrukets innsats for det biologiske mangfoldet, er det viktig for skogbruket å få kunnskap om hvorvidt visse hensyn kan oppfylles gjennom arealer som likevel ikke berøres av hogst. Dette vil i så fall være en kostnadseffektiv strategi for å kombinere økonomisk og økologisk bærekraftig skogbruk.

Selv om tidligere undersøkelser viser at det er en positiv korrelasjon mellom virkesproduksjon og forekomst av rødlistede biller (Stokland 1997), er det klart at også de fattigste områdene kan bidra med viktig substrat for rødlistede arter. I en rapport fra Artdatabanken på oppdrag fra den svenske regjering, slår Cederberg et al. (1997) fast at det finnes for få studier som sammenligner biologisk mangfold på impediment med det som finnes på de produktive skogarealene. De påpeker et sterkt behov for å rette mer oppmerksomhet mot impediment i framtidig forskning innen skog og miljø.

Impediment defineres vanligvis som mark der årlig produksjonsevne ikke overstiger 1 m³/ha. Produksjonen kan være begrenset av ulike faktorer så som skrinn og tørr mark, ufordelaktig klima, høy grunnvannstand etc., og impedimentet kan variere fra å være tresatt til å være helt treløst. Ofte er grensene mellom impediment og produktiv skog satt skjønnsmessig ut fra en generell vurdering av at skogbruk ikke vil være lønnsomt på impedimentarealet, selv om kravet til tilvekst strengt tatt et tilfredsstilt. Tidligere ble begrepet skrapskog brukt om slik skog, men nyere skogbruksplaner bruker ikke dette begrepet. I stedet brukes forstlig skjønn til å skille ut lite lønnsomme arealer, under samlebetegnelse impediment. Det ligger dermed i sakens natur at begrepet impediment er et noe uklart begrep som rommer ulike former for natur.

Når impedimentet ikke bare defineres ut fra tilvekstkravet, blir skillet mot det som betegnes "nullområder" uklart. Nullområder kan defineres som "et skogområde der tømmerets brutto salgsverdi ikke dekker omkostningene forbundet med hogst og framdrift til leveringssted" (Bollandsås et al. 2004a). Ofte brukes betegnelsen nullområde løselig om områder på ett til flere bestand, ofte med produktiv skog, som ligger langt fra vei og derfor ikke er lønnsomme å drive, men omfanget av nullområder vil variere med samfunnets økonomiske betingelser for skogsdrift og skogeierens forhold til disse. Omfanget av impediment derimot, som er gitt i skogbruksplanen, er i langt sterkere grad koblet til lav produksjonsevne og kan gjelde områder helt ned til ca 2 daa. Det vil være et visst overlapp mellom begrepene, slik at noen impedimentområder kan utgjøre eller være en del av et nullområde.

Tresatt impediment kan deles inn i tørre, våte og klimabetingede impediment (Cederberg et al. 1997). Vi har valgt å konsentrere feltarbeidet om tresatt impediment under det subalpine bjørkeskogsbeltet. Det har vært en sterk fokus på gamle granskogsmiljøer når det gjelder viktige skogtyper for artsmangfoldet (f.eks. Bredesen et al. 1994, Haugan 1996, Lindblad 1998). Furu-skogsmiljøer er dårligere kjent, og det er begrenset kunnskap om hvordan de bør vurderes (Angelstam 1998). Flere utredninger påpeker at insekter kan være til hjelp i dette arbeidet (Ehnström 1999, Gärdenfors et al. 2002), men få studier er utført i felt. Vi har derfor valgt å konsentrere feltinnsatsen til furudominerte impediment. Studiet av tresatt impediment i dette delprosjektet består av to deler:

Hogstpåvirkning og miljøelementer

Lite er kjent om graden av hogstpåvirkning på impediment (Cederberg et al. 1997). I noen grad er enkeltrær tatt ut, men omfanget er ikke dokumentert. I dette delprosjektet undersøkte vi hogstpåvirkning gjennom registrering av gamle hogstspor. Selv om dette er en metode med begrensinger, mener vi likevel den kan benyttes til å gi et enkelt, relativt anslag av hogstpåvirkning i dette tilfellet, under antagelsen om at nedbrytningshastigheten på stubbene er om lag lik på impediment som i produktiv furuskog.

Hogstpåvirkningen vil påvirke tilstedeværelsen av miljøelementer som gamle, seintvoksende trær og død ved i ulike dimensjoner og nedbrytningsstadier. Gamle, seintvoksende trær er sjeldne i den skjøttede skogen (Esseen et al. 1997). Mengden død ved i skandinavisk skog ligger på et langt lavere nivå enn det man finner i sammenlignbare, urørte naturskoger. Ser vi på mengden død ved på impediment i dag ligger Norge dårligst an i Fennoskandia, med 2,8 m³/ha mot Sveriges 3,4 m³/ha og Finlands 4,2 m³/ha (Stokland et al. 2003). I referanseområder i naturskog er mengden død ved i furudominert gammelskog om lag 80 m³/ha (Siitonen 2001). Fordelingen mellom dimensjoner og nedbrytningsstadier er også av sentral betydning for artsmangfoldet, og denne er annerledes i skjøttet skog enn i naturskog (Siitonen 2001).

Artsdiversitet på impediment

Prosjektet har også sammenlignet forekomst av signalarter av lav, sopp og insekter på impediment og i hogstklasse V på et utvalg av prøveflatene, for å få en indikasjon på i hvilken grad impedimentet gir livsrom for truede arter. Flere sjeldne og truede billearter er kjent fra furu (Ehnström 1999) og osp (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002), som er vanlige treslag på impediment. Ny metodikk ble benyttet for å få en oversikt over potensialet for vedlevende insekter på en rask måte, nemlig kartlegging og identifisering av gnagespor etter sjeldne og/eller rødlistede arter.

2.2 Målsetning

Delprosjektets målsetning har vært å

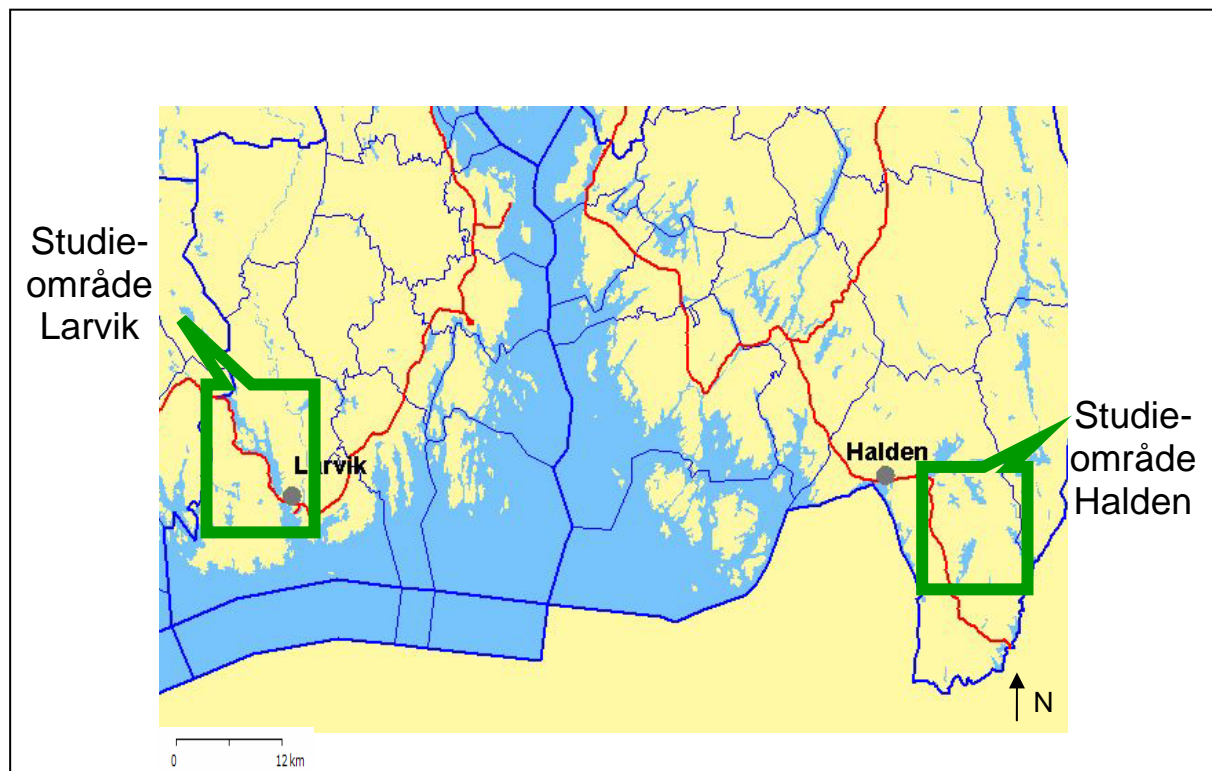
- Undersøke grad av hogstpåvirkning på et tilfeldig utvalg prøveflater på tresatt, furudominert impediment
- Dokumentere evt. forskjeller med hensyn til død ved, gamle og seintvoksende trær og andre viktige substrat mellom furudominert impediment og furudominert produktiv gammelskog (hogstklasse 5)
- Sammenligne potensialet for truede arter, med særlig vekt på vedlevende biller, i prøveflater på impediment og furudominert produktiv gammelskog (hogstklasse 5)

2.3 Metodikk

Vi undersøkte hogstpåvirkning og miljøverdier på et utvalg prøveflater i to studieområder (se **Figur 1**). Hovedområdet var Halden kommune (den delen som tidligere var Idd kommune), der FORAN hadde en områdetakst sommeren 2001. Registreringene til vårt prosjekt ble utført av en av FORANs skogbruksplanleggere i forbindelse med områdetaksten. Registreringsopplegg ble utarbeidet av biolog og opplæring / kalibrering med biolog ble utført i felt. Prøveflatene ble valgt ut stratifisert tilfeldig i et digitalt kart over flyfototolkningen av området, med mulighet for å kutte ut forhåndutvalgte prøveflater dersom tolkningen ved feltbesøk viste seg ikke å stemme. Prøveflatene ble plassert i bestandspolygonenes tyngdepunkt, men forskjøvet dersom standardplasseringen innebar at prøveflaten ville strekke seg utenfor polygonets grenser. Tresatt myr ble ikke inkludert. FORANs skogbruksplanlegger registrerte 50 prøveflater på tresatt impediment og like mange prøveflater i furudominert (mer enn 40% furu) hogstklasse 5.

Et mindre studieområde ble lagt ut i Larvik kommune, på den sørlige delen av Fritzøe Skogers eiendom. Dette studieområdet strakte seg fra E18 i sør til nordenden av Farris-vannet i nord, og fra Lågendalen i øst til grensa mot Telemark i vest. Her ble feltarbeidet ikke gjort i forbindelse med en områdetakst der man likevel skulle feltinventere hele arealet, og både omfang og utvalgsmetodikk måtte derfor tilpasses delprosjektets begrensede ressurser. Det ble lagt ut 24 prøveflater på impediment og 24 i furudominert hogstklasse 5. Først ble alle egnede bestand innenfor studieområdet sortert ut ved hjelp av bestandsdatabasen, deretter ble 4 impedimentbestand og 4 bestand i produktiv furudominert skog trukket tilfeldig. I tillegg til prøveflaten i det tilfeldig valgte bestandet, ble det også lagt ut prøveflater i de 5 nærmeste egnede bestandene, slik at prøveflatene ble liggende i klynger bestående av 3 prøveflater på impediment og 3 i produktiv skog. Dette ble gjort for å balansere behovet for et tilfeldig utvalg med behovet for effektiv tidsbruk (reduisert transporttid mellom prøveflatene). Prøveflatene i Larvik ble registrert av biolog etter samme instruks som i Halden.

Det var en utfordring i prosjektet at begrepet impediment ikke har en entydig definisjon. Vi valgte å bruke den inndeling mellom produktiv og ikke produktiv skog som var benyttet i skogbruksplanen i feltområdene. Dette innebærer at definisjonen av impediment som vi benyttet, fulgte den tradisjonelle inndelingen brukt i skogbruksplanlegging. Denne definisjonen vektlegger hovedsakelig lav produksjon (tilvekst på mindre enn 1 m^3 per hektar per år innenfor en enhet på minst 2-5 daa), men inkluderer også områder som er såkalt økonomisk impediment eller "skrapskog", det vil si at tilveksten kan være høyere enn $1 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{år}$, men planleggeren på basis av forstlig skjønn har vurdert at bestandet ikke er økonomisk drivverdig. Slike områder er også inkludert i denne undersøkelsen, fordi vi antar at dette skjønnet utøves noenlunde likt av ulike planleggere og dermed har generell gyldighet. Vi har derimot ikke inkludert som impediment arealer av produktiv skog der skogeier selv har definert en form for "nullområde" gjennom skogeierspesifikke definisjoner av hva som er lønnsomt å drive.



Figur 1 Plassering av studieområdene og deres omtrentlige utstrekning.

Ut fra en antagelse om at impedimentet har mer spredt tresetting og større innslag av berg i dagen enn den produktive skogen, ble registreringene på impediment gjort på et større areal enn i produktiv skog. På denne måten håpet vi å unngå en "undersampling" av hogstspor og

elementer på impedimentet. Prøveflatene var sirkelformet og med en størrelse på 1,26 daa (radius 20 m) på impediment og 0,62 daa (radius 14 m) i produktiv skog.

Hogstpåvirkning ble vurdert ut fra stubbetellinger. I tillegg ble miljøelementer som har betydning for biomangfoldet, slik som gamle trær, seintvoksende trær, død soleksponert ved etc. registrert. De registrerte variablene er nærmere beskrevet i **Tabell 1**.

Vi valgte å konsentrere artsregistreringene til prøveflatene i Larvik, fordi dette studieområdet ligger innenfor utbredelsesområdet til flere viktige rødlistede insekter tilknyttet furu og osp, som er viktige treslag på impedimentet. Tilsvarende registreringer på prøveflatene i Halden ville dessuten medført større ressursbruk, fordi prøveflatene i Halden i utgangspunktet ble registrert av en skogbruksplanlegger som en del av en områdetakst, og ikke av en biolog.

Registrering av biologisk mangfold foregikk med flere metoder. For det første ble det lett etter signalarter (Haugset et al. 1996, Nitare 2000) av lav og sopp på prøveflatene. Dette ble gjort på alt egnet substrat innenfor prøveflaten.

Tabell 1 Oversikt over registrerte variable.

Parameter	Kategorier
Topografi / eksposisjon	<ul style="list-style-type: none"> • Flatt / topp • Skråning mot syd • Skråning mot nord • Forsenkning/søkk
Dominerende vegetasjonstype	<ul style="list-style-type: none"> • Lavskog • Blokkebærskog • Bærlyngskog • Blåbærskog • Lågurtskog • Annet
Treslag	<ul style="list-style-type: none"> • Volumandel gran/ furu /løv, til sammen 100 %
Grunnflatesum (m ³ /daa)	<ul style="list-style-type: none"> • Målt med relaskop
Antall stubber	<ul style="list-style-type: none"> • Ferske (hele) • Overvokste (råtne)
Brannspor	ja/nei
Sjiktning	<ul style="list-style-type: none"> • Ensjiktet • To-sjiktet • Flersjiktet
Antall trær > 100 år Antall trær > 200 år	Anslag, basert på én boring av antatt eldste tre
Antall trær med bhd > 40 cm	Antall
Antall stående død ved gran Antall stående død ved furu Antall stående død ved løvtrær	<p>Høystubber (>1,5 m) og døde trær, minste bhd 10 cm. Inndelt i 2 dimensjonsklasser (< 30 og > 30 cm bhd) og 3 nedbrytningsstadier:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1= nylig død: >50% barkdekt stamme, glatt stamme uten furer, tynne greiner fortsatt intakte, • 2= død ca 50-100 år siden: Ca 5-50% barkdekke, noe furete stamme, bare grove greiner intakte, • 3= død >100-150 år: <5% bark, tydelig dypt furete stamme, stort sett uten greiner.
Antall liggende død ved bartrær Antall liggende død ved løvtrær	<p>Minste diameter 10 cm. Inndelt i 2 dimensjonsklasser (< 30 og > 30 cm bhd) og 3 nedbrytningsstadier:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1= fersk (med bark), • 2= midlere nedbrutt (barken har falt av, men fast i stammen), • 3= helt nedbrutt (lett å plukke fra hverandre)

For insekter ble det vurdert ulike innsamlingsmetoder. Siden enhetene (bestandene) av impediment og produktiv skog vi ønsket å sammenligne, var små og lå i en mosaikk, og det var viktig å sikre at det registrerte mangfoldet faktisk var relatert til prøveflaten/bestandet og ikke en langt større romlig enhet, ble vindusfeller ansett som en for lite spesifikk metode. Vi valgte i stedet å benytte en helt ny metode der man ser etter gnagespor av vedlevende insekter. Denne metoden er basert på Ehnström & Axelsson (2002) og har blitt benyttet av Skogsstyrelsen i Sverige (Ehnström 2003, Norén et al. 2002). Vi tok utgangspunkt i denne litteraturen, erfaringer fra kurs og ekskursjoner med gnagkyndige svenske entomologer samt egne erfaringer med klekking av larver og satte opp en liste (**Tabell 2**) over potensielt egnede arter. Følgende kriterier var viktig: Artene skulle være rødlistede eller sjeldne, de skulle ha utbredelse i regionen, og de skulle ha et karakteristisk artspesifikt gnag som biologen kunne gjenkjenne med rimelig sikkerhet i felt. I teksten er foreslåtte, men ikke offisielle norske navn på arter og familier satt i hermetegn.

Noe materiale (larver, voksne individer, trebiter med gnag) ble samlet inn for klekking/identifisering, dessuten ble funnene dokumentert gjennom foto. Noe av dette materialet ble senere dobbeltsjekk mot andre entomologer med erfaring fra gnagbestemmelse.

Tabell 2 Potensielt egnede arter for gnagregistrering i studieområdet i Larvik.

Potensielt egnede arter	Substrat
FURU	
"Reliktbukk" (<i>Nothorhina punctata</i>) (fam. trebukker)	Levende furutrær
Liten margborer (<i>Tomicus minor</i>) (fam. barkbiller)	Nylig død furu
Tolvtannet barkbille (<i>Ips sexdentatus</i>) (fam. barkbiller)	Nylig død furu
<i>Buprestis haemorrhoidalis</i> (fam. praktbiller)	Furutrær som har vært døde > 5 år
"Gammelskogsbukk" (<i>Tragosoma depsarium</i>) (fam. trebukker)	Furutrær som har vært døde > 5 år
GRAN	
<i>Microbregma emarginata</i> (fam. borebiller)	Levende grove trær
<i>Callidium coriaceum</i> (fam. trebukker)	I stående nylig døde trær
<i>Semanotus undatus</i> (fam. trebukker)	I stående nylig døde trær
<i>Anobium thomsoni</i> (fam. borebiller)	Grantrær som har vært døde >5 år
<i>Buprestis haemorrhoidalis</i> (fam. praktbiller)	Grantrær som har vært døde >5 år
<i>Peltis grossa</i> (fam. "gnagbiller" Trogossitidae)	Gamle gran-høystubber med brunrøte pga. rødbrandkjuke
<i>Dorcatoma punctulata</i> (fam. borebiller)	I døde rødbrandkjuker
OSP	
"Ospepraktbille" (<i>Poecilnota variolosa</i>) (fam. praktbiller)	Levende ospetrær med grov bark
Ospetredreper (<i>Lamellocossus terebra</i>) (sommerfugl)	Levende ospetrær
<i>Lasius fuliginosus</i> (maur)	Grove hule trær, inkl. osp
<i>Xyleborus cryptographus</i> (fam. barkbiller)	Døende/nylig død osp
"Ospebarkbukk" (<i>Saperda perforata</i>) (fam. trebukker)	Angrep i nylig døde ospetrær, både stående og liggende
"Stor kortvingebukk" (<i>Necydalis major</i>) (fam. trebukker)	Stående eldre død osp, soleksponert, hard og tørr, oftest helt barkløs
<i>Ptilinus fuscus</i> (fam. borebiller)	Stående eldre død osp, soleksponert, hard og tørr, som oftest helt barkløs
BJØRK	
<i>Peltis grossa</i> (fam. "gnagbiller" Trogossitidae)	Høystubber eller tørrtrær av bjørk
"Stor kortvingebukk" (<i>Necydalis major</i>) (fam. trebukker)	Soleksponert hard ved av bjørk
"Knuskkjukemøll" (<i>Scardia boletella</i>) (sommerfugl)	I døde knuskkjuker
<i>Dorcatoma robusta</i> (fam. borebiller)	I døde knuskkjuker

I tillegg ble det utført salling av bark og strø i tilknytning til døde furuer. Dette er en metode som blant annet benyttes med gode resultater i et pågående forskningsprosjekt i Nord-Sverige, der nydøde furuer søkes opp. Særlig ved basis av trær som er nylig angrepet/døende av margborer- (*Tomicus*) eller tolvttannet barkbille-angrep er det potensial for interessante arter (pers. medd. Roger Pettersson). Fordelen med denne metoden er - som med gnagespor - at man fokuserer på arter som har en del av sin livssyklus (overvintringen) på stedet, og dermed unngår mange av de "tilfeldige gjestene" som kan komme i vindusfeller. Designen og prøveflate-nettet i vårt delprosjekt var bestemt av sammenligningen impediment vs. produktiv furuskog, og det viste det seg underveis at antallet døende/nydøde furuer innenfor vårt prøveflatenett var for lavt til at denne metoden fungerte i vår design.

Statistiske metoder

I denne studien er poenget å sammenligne hvordan egenskaper for områder på impediment atskiller seg fra tilsvarende egenskaper for områder i eldre produksjonsskog (hogstklasse 5). Men samtidig kan det være forskjeller mellom de to studieområdene, noe vi også må ta hensyn til i analysene. Vårt analyseproblem består dermed i å teste eventuelle forskjeller mellom områder på impediment og områder i produksjonsskog (dvs ulike typer *markslag*), samtidig som vi tar hensyn til eventuelle forskjeller mellom *studieområdene*. Dette vil vi analysere ved hjelp av to-veis variansanalyse (ANOVA), med 2 nivåer for hver av de aktuelle kategoriene (markslag og studieområde). Dessuten kan forskjellene mellom impediment og produksjonsskog variere mellom studieområdene, noe som vil vise seg ved en interaksjon (samvirkning) mellom faktorene for markslag og studieområde. Til sammen kan vi betegne kombinasjonene av markslag og studieområde for *design-kategorier* (dvs de kategoriene som utgjør enhetene i analysen).

Kontinuerlige variable ble kvadratrot-transformert og delt på kvadratrotten av arealet for å stabilisere variansen og kompensere for ulikt prøveflateareal i de to designkategoriene impediment og produktiv skog. I de tilfellene slik transformering ikke førte fram (dvs. ikke ga en tilnærmet normalfordeling med stabil varians), ble ikke-parametriske metoder (Wilcoxon Rang Sum Test) benyttet. Analysene ble utført i SAS JMP versjon 5.0.1.

2.4 Resultater

2.4.1 Beskrivelse av skogen i studieområdene

Naturforholdene

Topografien i studieområdene, for både impediment og produksjonsskog, er dominert av flate områder eller områder med konvekse former på topper eller koller. Prøveflatene på impediment har større innslag av sør- og vestskråninger i forhold til nord- og østskråninger i begge studieområdene.

Vegetasjonen i studieområdet i Halden har større innslag av fattige vegetasjonstyper enn området i Larvik. I Halden er det mer blokkebærskog på impedimentet enn i den produktive skogen, mens impediment i Larvik har noe mer lavfuruskog enn den produktive skogen.

Det er et større innslag av løvtrær (og grantrær) på prøveflatene i Larvik enn i Halden, særlig på impedimentet. I Larvik er det mer løv på impedimentflatene enn på de produktive flatene (**Figur 2**).

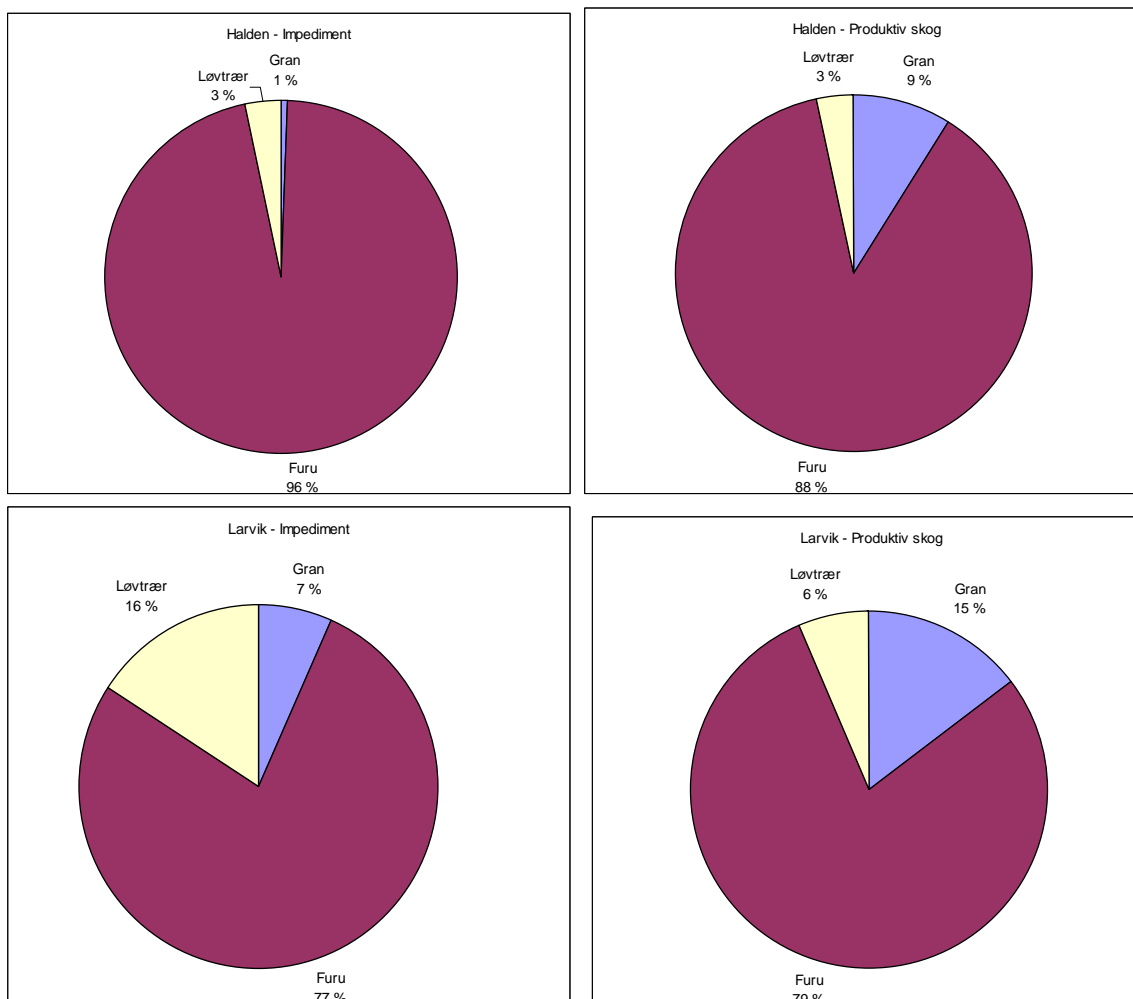
Stående biomasse av trær (grunnflatesum)

Grunnflatesummen er signifikant forskjellig både når det gjelder impediment i forhold til produktiv skog, og mellom studieområdene (**Figur 3, Tabell 3, Tabell 4**). Forskjellen mellom impediment og produktiv skog er større i Halden enn i Larvik (signifikant interaksjonsledd, se **Tabell 4**), noe som særlig skyldes høyere stående biomasse av trær for produksjonsskogen i Halden (impedimentområdene er nokså like i begge studieområder).

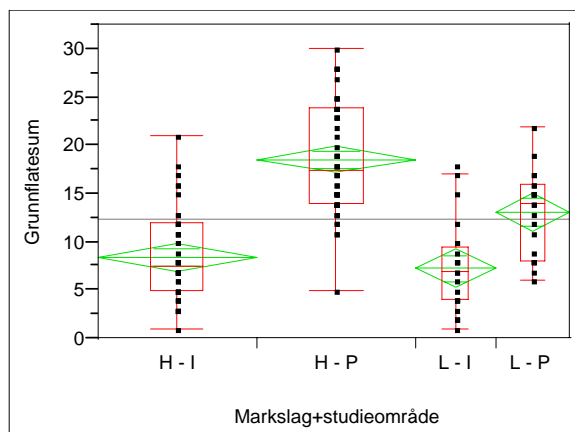
Dette betyr at det i en del analyser kan være relevant ikke bare å sammenligne tetthet av elementer per areal, men også tetthet av elementer per kubikkmeter stående virke (altså grunnflatesummen).

Tabell 3 Gjennomsnitt for de ikke-transformerte variablene for prøveflater med ulik markslag i de to studieområdene

Variabel	Halden		Larvik	
	Impediment	Produktiv skog	Impediment	Produktiv skog
Grunnflatesum (m ³ /daa)	8,4	18,5	7,3	13,0
Gamle hogstspor (antall/daa)	2,3	21,7	5,4	13,6
Nye hogstspor (antall/daa)	0,1	1,4	0,1	0,4
Trær >200 år (antall/daa)	0	0,1	0,6	0,8
Trær 100-200 år (antall/daa)	5,0	12,8	4,2	11,6
Grove trær (antall/daa)	0,02	1,5	0,9	1,1
Stående død ved (antall/daa)	0,6	2,3	3,9	5,7
Liggende død ved (antall/daa)	1,5	6,9	9,0	9,8



Figur 2 Treslagssammensetning på impediment og i produktiv skog i studieområdene i Halden og Larvik.



Figur 3 Figuren viser grunnflatesum (m^3/daa) for prøveflatene på impediment i Halden (H-I), produktiv skog i Halden (H-P), impediment i Larvik (L-I) og produktiv skog i Larvik (L-P). "Diamanten" viser gjennomsnitt og standard feil, den firkantete boksen viser percentiler (ytterpunktene: 10% og 90%, boksen: 25% og 75%, tverrstreken viser medianen). Bredden på figurene illustrerer prøveflateantall. Prikkene er datapunkter, og den horisontale streken på tvers av figuren er gjennomsnitt for alle kategoriene.

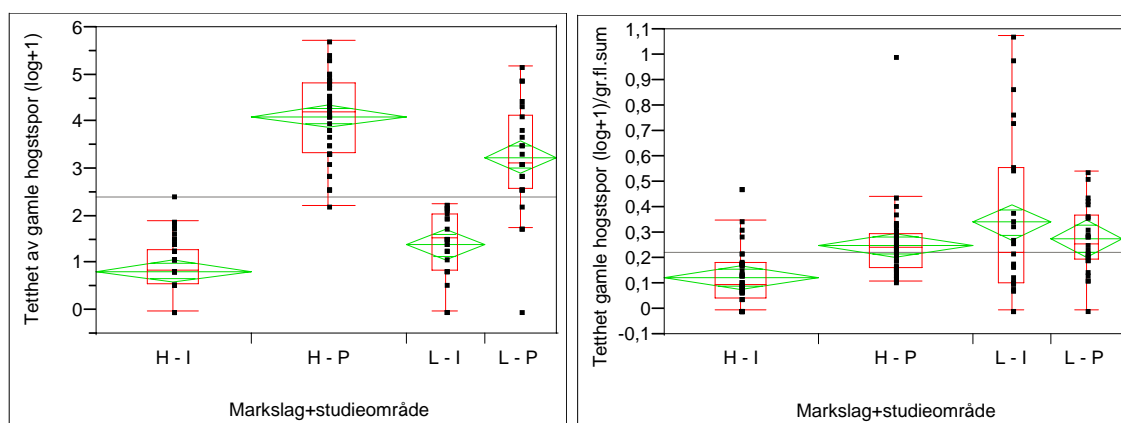
Hogstpåvirkning

Av de 148 prøveflatene var det i alt 14 som ikke hadde noen synlig hogstspor, og 13 av disse var impediment. Av disse var 10 prøveflater i Halden og 3 i Larvik.

Ingen av de fire gruppene hadde mange tilfeller av prøveflater med ferske hogstspor. På impediment ble det bare registrert én prøveflate i Larvik (2 stubber per daa) og én i Halden (4 stubber per daa) med ferske hogststubber. Klart flest ferske hogstspor fant vi på prøveflatene i produktiv skog i Halden (10 prøveflater, i snitt 1,4 ferske hogststubber per daa).

Når det gjelder gamle hogstspor, er det signifikant flere per areal i produktiv skog enn på impediment, og denne forskjellen er størst i Halden (**Figur 4, Tabell 3, Tabell 4**).

Siden stående trevolum er forskjellig for prøveflater på impediment og i produktiv skog i de to studieområdene, kan vi se på tetthet av gamle hogstspor som andel av grunnflatesummen. Dette vil si noe om hogstpåvirkning relativt til stående kubikkmasse. Vi ser da at graden av hogstpåvirkning er vesentlig lavere på impediment i Halden enn for øvrige typer av prøveflater. I Larvik er det relativt sett omtrent like mye gamle hogstspor på impediment som i produksjonsskog.



Figur 4 Antall gamle hogststubber per daa (figuren til venstre) og antall gamle hogststubber per grunnflatesum (figuren til høyre) for prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene. Variablene er transformert. For forklaring av symboler, se Figur 2.

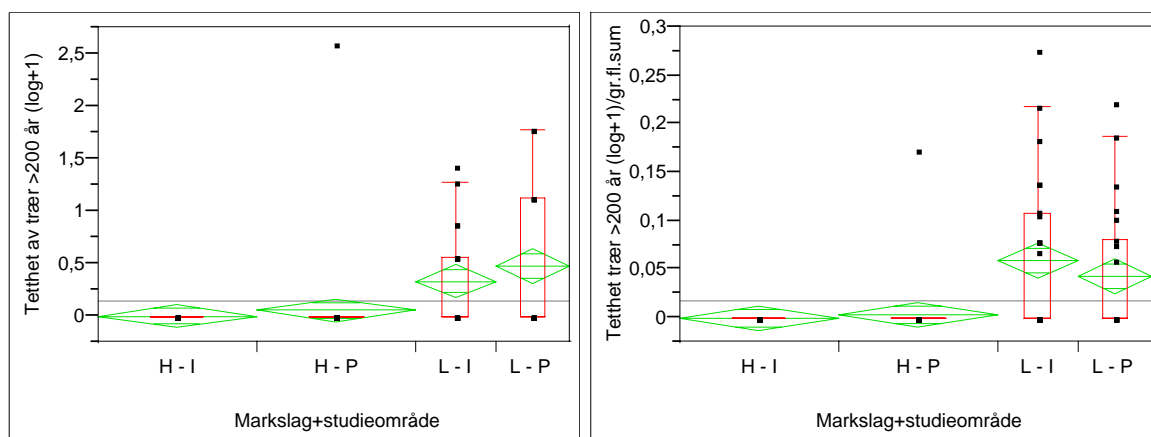
Tabell 4 Forskjeller i skogstruktur mellom prøveflater på impediment og i produksjonsskog i studieområdene i Halden og Larvik, analysert ved to-veis variansanalyse. Resultatene er gitt ved signifikansnivåene (*p*-verdi) for hele testen og for hver av faktorene som inngår. Fet skrift indikerer et signifikansnivå bedre enn $p=0,05$.

Variabel	R2	Hele testen	Markslag	Studieområder	Interaksjoner mellom markslag og studieområde
Grunnflatesum	0,49	<0,001	<0,001	0,0002	0,01
Tetthet gamle hogstspor	0,76	<0,001	<0,001	0,36	<0,001
Tetthet nye hogstspor	0,05	0,06	0,1	0,3	0,3
Tetthet trær 100-200 år	0,62	<0,001	<0,001	0,76	0,44
Tetthet trær 100-200 år/gr.fl.sum	0,08	0,01	0,5	0,001	0,9
Tetthet trær >200 år	0,18	<0,001	0,14	<0,001	0,47
Tetthet trær >200 år/gr.fl.sum	0,2	<0,001	0,4	<0,001	0,2
Tetthet grove trær	0,18	<0,001	0,0004	0,1	0,02
Tetthet grove trær/gr.fl.sum	0,16	<0,001	0,1	<0,001	0,04
Tetthet stående død ved	0,30	<0,001	<0,001	<0,001	0,72
Tetthet stående død ved/gr.fl.sum	0,35	<0,001	0,04	<0,001	0,03
Tetthet liggende død ved	0,43	<0,001	<0,001	<0,001	0,05
Tetthet liggende død ved/gr.fl.sum	0,34	<0,001	0,03	<0,001	0,0002

2.4.2 Miljøelementer

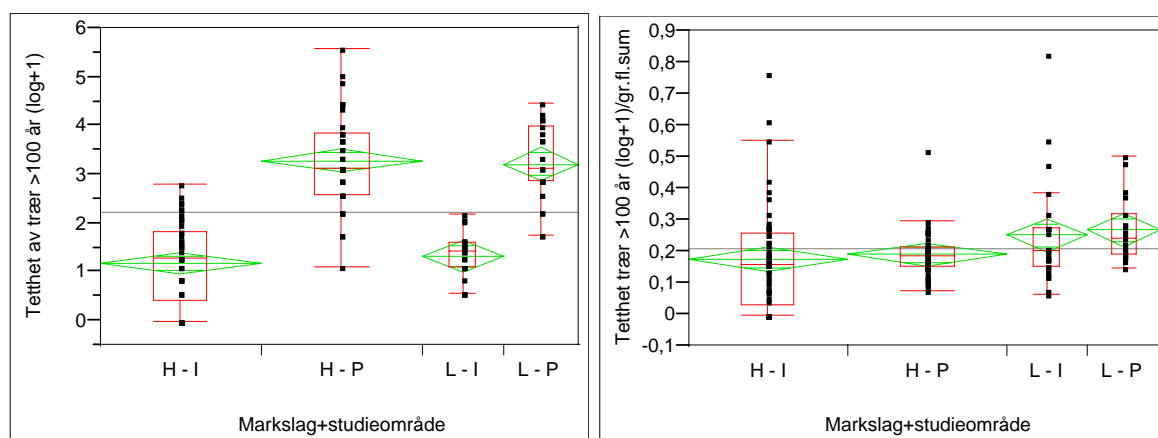
Gamle trær

I Halden var det kun én flate (i produktiv skog) som hadde trær >200 år (4 trær). På prøveflatene i Larvik derimot var det trær eldre enn 200 år på 46% (11/24) av flatene på impediment (til sammen 20 trær) og 38% (9/24) av flatene i produktiv skog (til sammen 11 trær). Når man kompenserer for at prøveflatene på impediment var dobbelt så store som flatene i produktiv skog, innebærer det at det ikke var vesentlig forskjell på tettheten av trær eldre enn 200 år i flater med impediment sammenlignet med produktiv skog, men at det var stor forskjell mellom studieområdene (**Figur 5**). Dersom tettheten av slike gamle trær ble relatert til grunnflatesummen for prøveflatene, var mønsteret det samme.



Figur 5 Tetthet av trær eldre enn 200 år for prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene, per daa (venstre figur) og i forhold til grunnflatesummen (høyre figur). Variablene er transformert. For forklaring av symboler, se figur 2.

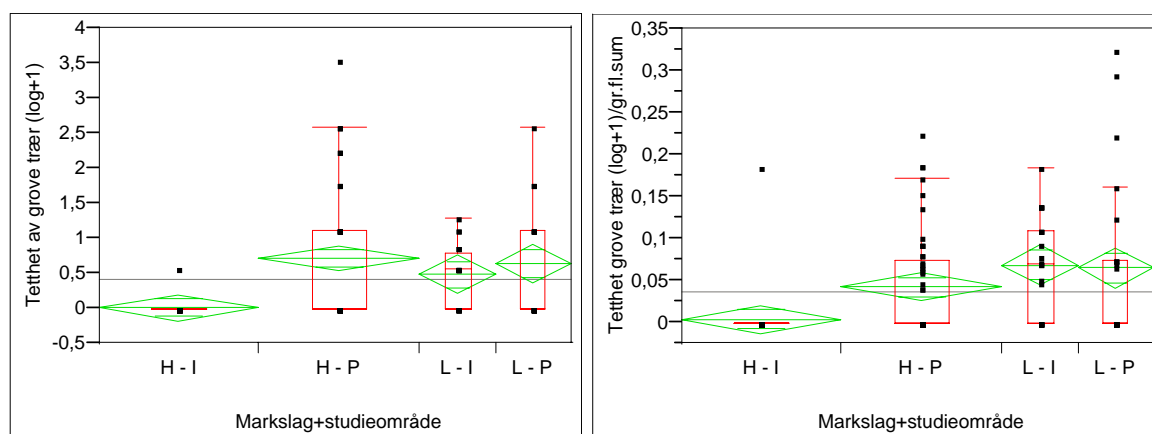
Hvis vi ser på tettheten av trær mellom 100 og 200 år, var den høyere i produktiv skog i begge studieområder. Dersom vi tar hensyn til den lavere tettheten på impediment, var forskjellene mindre, men det var fremdeles flere trær mellom 100 og 200 år i produktiv skog enn på impediment. I forhold til grunnflatesummen var det også noe flere 100-200 år gamle trær i Larvik-området enn i Halden-området for tilsvarende skogtilstand (**Figur 6**).



Figur 6 Tetthet av trær 100-200 år gamle for prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene, per daa (venstre figur) og i forhold til grunnflatesummen (høyre figur). Variablene er transformert. For forklaring av symboler, se figur 2.

Grove trær

Det var grovstammete trær (med brysthøydiameter (bhd) over 40 cm) på én flate på impediment i Halden og på 42% (21/50) av flatene i produksjonsskog. I Larvik var det grove trær på 58% (14/24) av impedimentflatene og på 46% (11/24) av flatene i produktiv skog. Når vi ser på tettheten av grove trær per daa, var det særlig impedimentflater i Halden som hadde lav tetthet, mens tettheten i produktiv skog i Halden lå på samme nivå som i begge typer skog i Larvik, rundt ett tre per daa (ikke-transformert variabel) (**Figur 7**).



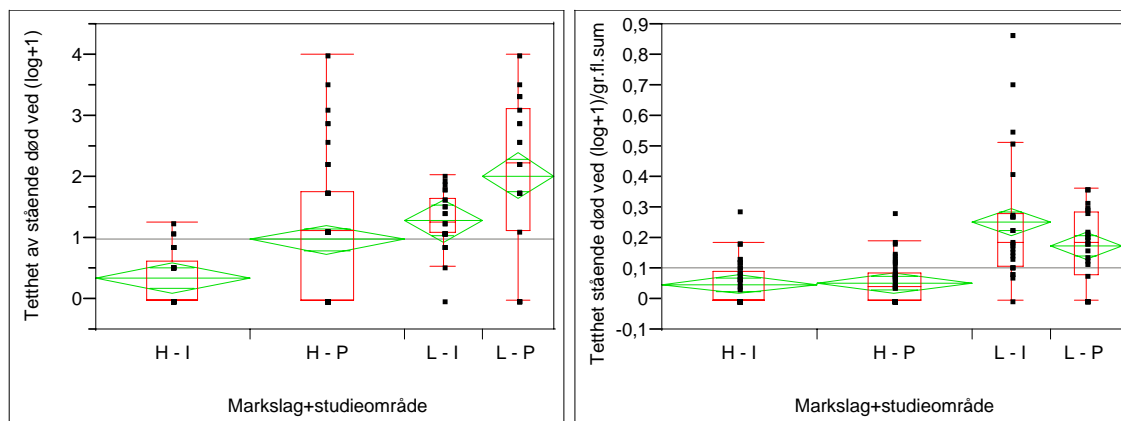
Figur 7 Tetthet av grove trær for prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene, per daa (venstre figur) og i forhold til grunnflatesummen (høyre figur). Variablene er transformert. For forklaring av symboler, se figur 2.

Død ved

Død ved ble registrert fordelt på treslag, diameter og nedbrytning, i alt 30 kategorier (se **tabell 1**). Flere av kategoriene inneholder lite data, og for å gjøre statistisk behandling mulig har vi derfor valgt å slå sammen alle registreringer av stående død ved og alle registreringer av lægger til to variabler.

Stående død ved Når det gjelder stående død ved, var det flere høystubber/stående døde trær per areal i den produktive skogen enn på impedimentet, samtidig var det generelt et høyere nivå av stående død ved i Larvik enn i Halden (**Figur 8**).

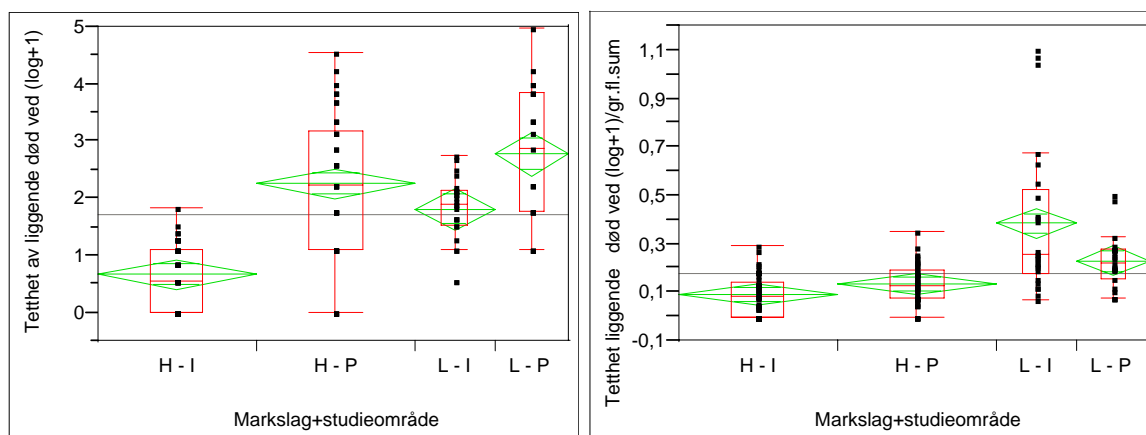
Dersom vi relaterer tettheten av høystubber til grunnflatesummen, var forskjellen mellom impediment og produktiv skog mindre og forskjellen mellom studieområdene framstår enda tydeligere. Det er en signifikant interaksjon mellom studieområde og skogtilstand, noe som skyldes helt forskjellig mønster mellom studieområdene.



Figur 8 Tetthet av stående død ved for prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene, per daa (venstre figur) og i forhold til grunnflatesummen (høyre figur). Variablene er transformert. For forklaring av symboler, se figur 2

Liggende død ved Forekomsten av liggende død ved (læger) i prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene viste omtrent samme mønster som for stående død ved (**Figur 9**). Det var flere læger per areal i den produktive skogen enn på impediment, og det var flere læger per areal i Larvik enn i Halden. Det er en signifikant interaksjon mellom markslag og studieområde, fordi det var mye større forskjell mellom prøveflater på impediment og i produktiv skog i Halden enn i Larvik.

Dersom vi i stedet ser antallet læger i forhold til grunnflatesummen, var det fremdeles signifikant forskjell for effekten av studieområde, men ikke for skogtilstand. Dette skyldes at forholdet mellom læger per stående kubikkmasse på impediment og produktiv skog var omvendt for de to studieområdene (jf signifikant interaksjonsledd, **Tabell 4** Feil! Fant ikke referanseilden.). Det var mer spredning på disse dataene fra impediment (min. 0,3-max. 2,4) enn fra produktiv skog (min. 0,3-max. 1,5) i Larvik.



Figur 9 Tetthet av liggende død ved for prøveflater på ulike markslag (impediment versus produktiv skog) i de to studieområdene, per daa (venstre figur) og i forhold til grunnflatesummen (høyre figur). Variablene er transformert. For forklaring av symboler, se figur 2.

2.4.3 Artsmangfold

Det ble i alt gjort 46 funn av signalarter i Larvik. På de 24 prøveflatene på impediment i Larvik der artsmangfold ble registrert, ble det i alt gjort 9 funn av signalarter av lav, 4 funn av signalarter av sopp samt 20 funn av artsspesifikke gnag etter signalarter. Tilsvarende tall for de 24 prøveflatene i produktiv skog ga ingen funn av lav-signalarter, 5 av sopp-signalarter og 8 funn av gnag etter signalarter av insekter (**Tabell 5**).

Antall funn for hver enkelt art er ikke så stort, det er derfor ikke mulig å gjøre statistiske analyser av enkeltarter. Dersom vi ser på totalt antall funn av signalarter og relaterer det til registrert areal, ser man at vi i gjennomsnitt hadde et tilsvarende antall funn per areal på impediment som i produktiv skog, nemlig rundt 1 per daa.

I pilotundersøkelsen av gnagespor var det 28 funn av gnagespor som vi kunne identifisere innenfor prøveflatene. Disse fordelte seg med 17 trær fordelt på 9 flater på impediment (2 tilfelle av 2 artsspesifikke gnag på samme tre, 1 med *Necydalis major* og *Ptilinus fuscus* på samme høystubbe og et annet med *Saperda perforata* og *Ptilinus fuscus* på en veltet høystubbe) og 9 trær fordelt på 7 flater i produktiv skog (**Tabell 5**). Siden vi undersøkte et dobbelt så stort areal impediment, betyr det at tettheten av trær med gnagespor i gjennomsnitt per areal-enhet var ganske lik på de to skogtypene. I gjennomsnitt har om lag 4% (26/628) av de registrerte objektene med død ved (læger, høystubber, stående døde trær) gnagespor av signalarter, både på impediment og i produktiv skog.

Som tidligere beskrevet, med utgangspunkt i fikserte prøveflater, ble materialet fra salling og utdriving av bark og strø ved basis av nylig død furu svært lite, og dessuten skjevt fordelt mellom impediment og produktiv skog. Bare 4 slike furuer ble funnet innenfor prøveflatene, og 3 av dem var i produktiv skog. Likevel ble 2 rødlistede arter, *Paromalus parallelepipedus* ("hensynskrevende", DC) og *Atomaria subangulata* ("hensynskrevende", DC), samt en sjelden art *Rhyncolus elongatus*, tilknyttet soleksponert morken furuved, funnet blant de 12 artene. *Atomaria subangulata* er en sjelden barskogsart som er knyttet til sopp av slekten *Antrodia* på død ved, for eksempel hvit tømmer-sopp *Antrodia sinuosa* på furu (Löfgren 2004). *Paromalus parallelepipedus* lever av barkbillelarver under bark, vanligvis på nydød furu eller gran (Frode Ødegaard pers. medd.).

Tabell 5 Antall funn av signalarter på impediment og i produktiv skog i studieområdet i Larvik. DC= hensynskrevende i hht. DN's rødliste 1998.

Artsnavn, rødlistestatus	Impediment	Produktiv skog
<i>Xyleborus cryptographus</i> , DC	1	
"Ospebarkbuk" (<i>Saperda perforata</i>), DC	4	1
<i>Necydalis major</i> , DC	1	1
<i>Ptilinus fuscus</i>	2	3
"Gammelskogbuk" (<i>Tragosoma depsarium</i>), DC	5	2
Tolvtannet barkbille (<i>Ips sexdentatus</i>)	1	
<i>Buprestis haemorrhoidalis</i> , DC	3	1
<i>Lasius fuliginosus</i>	3	
Lungenever (<i>Lobaria pulmonaria</i>)	9	
Begerfingersopp (<i>Clavicornia pyxidata</i>), DC	3	
Granrustkjuke (<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>), DC		2
Furustokkjuke (<i>Phellinus pini</i>)	1	3

2.5 Diskusjon

Skogbildet og miljøelementer

Analysene illustrerer at det er stor forskjell både mellom studieområdene og innen kategorien impediment. Studieområdet i Halden er jevnt over fattigere og mer rent furudominert enn studieområdet i Larvik. Likevel står det mer kubikkmasse per areal i den produktive skogen i Halden enn i Larvik, og forklaringen på dette kan være at Halden-området er flattere og mer ensartet med hensyn til topografi. Antagelig er topografien også årsaken til at impedimentet i Halden har et mer ensartet skogbilde og miljøelementer enn impedimentet i Larvik. Mens impedimentet i Halden nesten utelukkende består av skrinne og marginale områder for biomangfold, favner impedimentet i Larvik over et større spenn av natur, inkludert enkelte bestand med betydelig potensial for biomangfold.

Det kan være interessant å trekke noen paralleller til begrepet "nullområde". Bollandsås et al. (2004b) viser at det er en sammenheng mellom registrerte miljøelementer og transportavstand for virke. Vi har ikke vurdert transportavstand i vårt studium, men det er liten tvil om at transport av tømmer, på grunn av topografiske forhold, vil være vanskelig fra mange av impedimentområdene i Larvik. Mange av dem ligger også i det skogeier i dag regner for nullområder (pers. medd. Finn Kamfjord). For Halden-området dekker studieområdet mange skogeiere, og vi har ikke tilsvarende opplysninger om hva som vurderes som nullområder der, men ut fra terreng og tetthet av skogsveger er omfanget sannsynligvis langt mindre.

Det er tydelig at hogstpåvirkningen på impedimentet, særlig i studieområdet i Larvik, har vært høy i tidligere tider, for nesten alle prøveflatene på impediment har stubber fra tidligere hogster. Dette påvirker selvsagt hva som finnes på flatene i dag, og er med på å forklare hvorfor det ikke er høyere tettheter av miljøelementer på impedimentet. Samtidig ser vi at plukkhogst av trær på impedimentet i nyere tid i liten grad har funnet sted. På sikt vil det dermed bli en høyere tetthet av miljøelementer i disse impedimentområdene, gitt at plukkhogst fortsatt unngås.

Det er jevnt over lavere tetthet av miljøelementer per areal på impedimentet enn i den produktive skogen. Denne forskjellen reduseres når vi relaterer tettheten av miljøelementer til stående kubikkmasse, dette gjelder særlig for død ved i Larvik-området. Vi ser også at det er stor spredning på datapunktene for miljøelementer *per kubikkmasse* i Larvik, dette illustrerer at det finnes enkelt områder på impediment som kan ha stor verdi for det biologiske mangfoldet.

Det er viktig å være klar over at tettheten av stående eller liggende død ved slik det er registrert i dette prosjektet, ikke kan sammenlignes med de terskelverdier som i følge MiS-metodikk utløser utfigurering av potensielt viktige biologiske områder. Dette er fordi vi har registrert død ved helt ned til 10 cm i brysthøydiameter, mens de fleste takstinstitusjonene benytter 15 cm eller høyere (Rune Groven pers.medd, Reidar Haugan pers. medd.).

Artsmangfold

Våre resultater sier at impedimentet visse steder kan ha en tetthet av signalarter av sopp, lav og insekter som er like høy som i furudominert produksjonsskog i hogstklasse 5. I følge Cederberg (1997) er det bare om lag 2% av de rødlistede artene i Sverige som hovedsakelig lever på impediment, for disse artene er impedimentet av avgjørende betydning for overlevelsen. Videre har impediment en viss betydning for overlevelsen til ytterligere ca 5% av de svenske rødlisteartene (Cederberg et al. 1997).

Samtidig er det vanskelig å vurdere impedimentets betydning isolert sett. I studieområdet i Larvik ligger impedimentet i en mosaikk med produktiv skog med tilsvarende tetthet av miljøelementer og signalarter, og ut fra et landskapsøkologisk tankesett er det åpenbart at arter og prosesser i disse to skogtypene fungerer i et samspill. Det er vanskelig å forutsi hvilke endringer som kan oppstå på impedimentet dersom tilstanden i omkringliggende skog endres, for eksempel dersom mengden av død ved i den produktive skogen reduseres mye.

Selv om tidligere tiders hestedrifter hadde stort omfang, har krevende topografi og vanskelige driftsforhold ført til at store arealer har blitt lite påvirket av hogst de siste 50-100 årene (pers. medd. Finn Kamfjord). Dette kan være med på å forklare at det generelt er et høyt nivå av død ved i landskapet rundt Farris. Mye død ved og høy sommertemperatur er igjen viktige årsaker til at området rundt Farris har et høyt mangfold av rødlistede og sjeldne insekter (Hanssen & Hansen 1998). Det er sannsynlig at en høy generell tetthet av slike arter i landskapet er av betydning for det insektmangfoldet vi finner på impedimentet. Stor mengde av død ved er også viktig for vedlevende sopp.

Studieområdet har også betydelig innslag av edelløvtrær, og særlig i skråninger opp mot kollenne inngår enkelte steder noe eik. Funnene av lungenever *Lobaria pulmonaria* og mauren *Lasius fuliginosus* ble gjort på slike trær, selv om disse artene også kan forekomme på andre løvtrær f.eks. osp. I produksjonsskogen er edelløvtré-elementet i liten grad til stede, og dette kan forklare hvorfor funn av disse to artene bare ble gjort på impedimentet.

Arter som ble funnet på død osp, som begerfingersopp (*Clavicornia pyxidata*), ospebarkbukk (*Saperda perforata*), *Necydalis major* og *Ptilinus fuscus* forekom i samme tetthet på impediment og i produktiv skog. Dette kan se ut til å være i overensstemmelse med mengden tilgjengelig substrat.

Selv om løvtrær utgjør en større andel av treslagene på impediment enn i produktiv skog (18% vs. 8%), er det absolutte antall løvtrær ikke så ulikt dersom man tar hensyn til at grunnflate-summen også er forskjellig (7,4 m³/daa mot 13,0 m³/daa), se **Figur 1**.

Bruk av insektgnag i inventering

Registrering av insektgnag viste seg å være en velegnet metode for å få en rask og lite ressurskrevende oversikt over forekomsten av en viktig, men oversett gruppe, nemlig de sjeldne vedlevende insektene. Registrering av gnagespor var lite ressurskrevende i forhold til annen insektinventering, og vi kan konkludere med at metoden kan gi viktig kunnskap om en lite kjent gruppe av sjeldne arter for en relativt beskjeden ekstrainsats. Registrering av vedlevende insekter er et viktig bidrag dersom man skal vurdere skogbrukets miljøeffekter, fordi det viser seg at mange av de vedlevende insektene kan leve i soleksponert død ved på hogstflater og impediment. Denne metoden bør utvikles videre og benyttes når naturverdier inventeres i skogen.

2.6 Konklusjon delprosjekt impediment

Studiet viser at det meste av impedimentet i de undersøkte områdene er betydelig hogstpåvirket i tidligere tid. Likevel har enkelte områder med impediment en høy tetthet av flere miljøelementer, og også et vesentlig innslag av visse signalarter/rødlistede arter av lav, sopp og insekter. Studiet viser også at impedimentet de fleste steder har liten tetthet av miljøelementer. De to studieområdene har ulik topografi, fremkommelighet og skogbrukshistorie, og dette reflekteres i betydelige forskjeller mellom områdene i hogstpåvirkning og miljøelementer.

For å relatere signalart-funnene til kostnadseffektivitet i skogbruket, er det interessant å merke seg at det i studieområdet i Larvik er flere trær med signalarter per kubikkmeter stående virke på impediment enn i produksjonsskog av furu. Sett per kubikkmeter stående virke kan man dermed hevde at det i noen områder kan være kostnadseffektivt å ivareta iallfall en del av mangfoldet knyttet til furu gjennom impediment-områder.

Spriket mellom resultatene fra de to studieområdene viser samtidig at man skal være svært forsiktig med å generalisere ut fra enkelt-studier av impediment.

Tilfredsstillende bevaring av biologisk mangfold krever at en del skogområder settes til side som biologisk viktige områder, der avvirkning ikke skal finne sted. Delprosjektets resultater vi-

ser at områder med impediment representerer leveområder for en god del rødlistearter og andre viktige arter. Dersom slike impedimentområder kan ivareta behovene for biomangfold i større grad enn man hittil har dokumentert, vil dette kunne lette byrdene for skogbruket ved at vernebehovet på produktiv skogsmark reduseres.

Imidlertid er det behov for mer omfattende dokumentasjon av impedimentområdenes verdier for biologisk mangfold. I regioner der potensialet for varmekrevende insekter er stort, bør det vurderes om en enkel inventering av vedlevende insekter kan være regningssvarende, siden dette er en artsgruppe som kan finne gode betingelser på impediment hvis tilstrekkelig død ved er tilstede. Dette kan for eksempel gjøres ved å registrere gnag etter sjeldne insektarter.

Det er viktig at dagens registreringer av biomangfoldet i skog, for eksempel Miljøregistrering i Skog (MiS), også omfatter impedimentområder. Ved sammenlignbare observasjoner fra både impediment og produksjonsskog vil det være lettere å vurdere i hvilken grad impedimentområder kan tilfredsstille behovene for avsetning av områder for biologisk mangfold.

3 Delprosjekt 2: Livsløpstrær av osp som biodiversitetsbærere i barskog

3.1 Innledning

Nye tilpasninger i skogbruket har fokusert på gjensetting av såkalte "livsløpstrær" på hogstflatene, det vil si trær som skal stå til de dør, og deretter forbli i skogen til de er naturlig nedbrutt. Livsløpstrærne skal gi utviklingsmuligheter for en rekke arter som er knyttet til gamle trær, grove trær eller død ved.

Osp er et viktig treslag for mange ulike arter i barskogslandskapet, både som levende tre og i form av død ved. Osp har en pH-rik bark som er et viktig voksested for mange lavarter (Gustafsson & Eriksson 1995, Kuusinen 1996, Kuusinen & Siitonen 1998) og et næringsrikt strø som skaper gir gode livsvilkår for invertebrater som meitemark, skallsnegl og løpebiller (Koivula et al. 1999, Niemelä 1990). Fra Nord-Amerika er det kjent mer enn 250 arter av sopp som er knyttet til nedbrytningen av osp (Lindsey & Gilbertson 1978). Det er en rik insektfauna knyttet til osp, og mange av insektartene i osp er sjeldne eller truet (Hammond 1997, Siitonen & Martikainen 1994). Disse insektene kan også ha betydning som føde for fuglearter, f.eks. den rødlistede hvitryggspetten (Aulen 1991).

Skogbruksøkonomisk er osp et rimelig treslag å sette igjen på hogstflatene, siden verdien på ospevirke er langt lavere enn for f.eks. gran eller furuvirke. Dersom livsløpstrær av osp kan tilfredsstille habitatkravene for mange vedlevende biller i skoglandskapet, vil dette tiltaket ha høy kostnadseffektivitet.

Vi har tidligere dokumentert hvor rik billefaunaen tilknyttet livsløpstrær av osp kan være: I en undersøkelse av bare 40 døde ospetrær ved hjelp av vindusfeller på stammen ble over 10% av den totale norske billefauna samlet (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002). Vi fant også at det var en trend at forekomsten av rødlistede arter øker med økende soleksponering. Martikainen (2000) har studert vedlevende biller tilknyttet osp i Finland og fant at mange av dem kan tolerere flatehogst så sant et tilstrekkelig antall livsløpstrær bevares.

3.2 Målsetning for delprosjekt om osp som livsløpstre

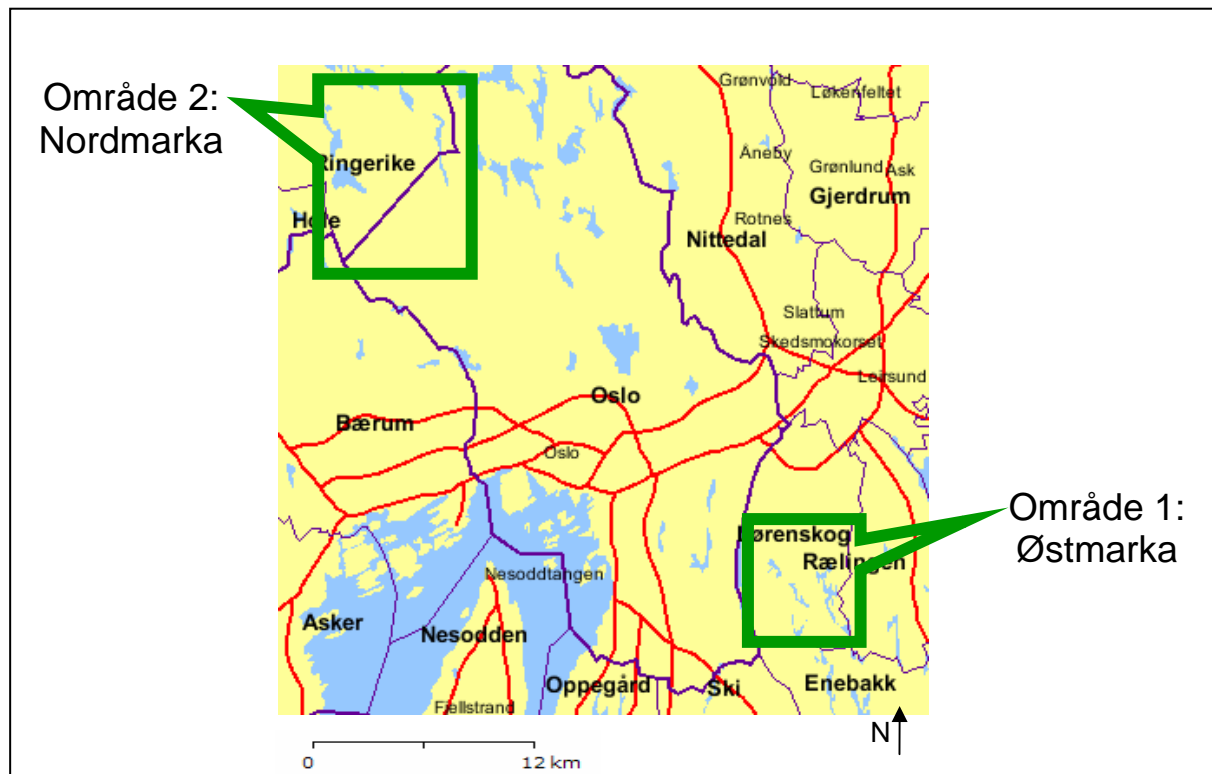
I sammenheng med dette prosjektet, hvor hovedmålet er å undersøke om skogbrukets miljøhensyn kombinerer hensynet til økonomi og hensynet til miljø på en forsvarlig måte, er det interessant å undersøke betydningen av livsløpstrær bedre. Vi vil undersøke om livsløpstrær av osp er viktige for mangfoldet av vedlevende biller generelt og rødlistede biller spesielt, og se dette i forhold til omgivelsene rundt ospene. Delmål for livsløpstre-studiet har vært

- Studere i hvilken grad evighetstrær/høystubber av osp kan fungere som habitat for rødlistede vedlevende biller i barskog
- Undersøke betydningen av tetthet av evighetstrær/høystubber i omgivelsene for forekomst av rødlistede biller i osp
- Dokumentere forskjeller i billefauna og forekomst av rødlistede biller mellom "jevngamle" høystubber i gammelskog og på hogstflater
- Dokumentere forskjeller i billefauna og forekomst av rødlistede biller mellom levende osp og død osp

3.3 Metodikk

Studieområder

Feltarbeidet ble utført på Losby Bruks eiendom i Østmarka (Lørenskog/Rælingen kommuner) og Løvenskiold-Vækerøs eiendom i Nordmarka (Oslo kommune). Studieområdene ligger øst og nordvest for Oslo. De to studieområdene ble valgt ut fra kriterier om at de skulle være så like som mulig, med unntak av tettheten av død ved av osp. Avstanden mellom studieområdene er om lag 25 km (Figur 10).



Figur 10 Studieområdenes plassering og omtrentlige utstrekning.

Innledningsvis ble et studieområde på om lag 40 km² valgt ut innenfor hver eiendom. I hvert studieområde ble det søkt i skogeiers bestandsdatabase etter bestand med flerbruksregistreringer av store løvtrær. Disse søkene ga ikke tilstrekkelig treff for Nordmarkas vedkommende, og dette studieområdet ble derfor utvidet til ca 70 km². Bestand med flerbruksregistreringer av store løvtrær ble oppsøkt og alle levende ospetrær med mer enn 20 cm stammediameter i brysthøyde (bhd) ble koordinatfestet ved hjelp av GPS. I alt ble over 500 trær registrert. Deretter ble prøvetrær trukket tilfeldig. Disse måtte tilfredsstillende følgende kriterier: De måtte ligge minst 10 m fra flatekant, og minst 100 m fra nærmeste andre prøvetre. I hvert landskap ble det trukket ut 30 levende trær, 15 i hogstklasse 0-1 (hogstflate) og 15 i hogstklasse 4-5 (gammelskog).

Insektfeller på levende trær

På de totalt 60 utvalgte ospetrærne ble det sommeren 2001 plassert ut en vindusfelle. Vindusfellen består av to 40x60 cm plastvinduer i kryss, med en grønn stofftrakt under som ender i en oppsamlingsflaske. Flasken ble fylt med en sterk saltløsning tilsatt noen dråper oppvaskmiddel for å bryte overflatespenningen slik at dyrene synker ned (se Figur 12).



Figur 11 Fra arbeidet med å lage høystubber av ospetrær ved hjelp av detonerende lunte, høst 2001. Foto: Torgeir Beck Lande

Sprenging av høystubber

Høsten 2001 ble alle ospetrærne kappet av i ca 4 m høyde. Kappingen ble utført ved hjelp av en detonerende lunte, som ble surret rundt treet i riktig høyde. En svartlunte, av en lengde som ga tilstrekkelig tid til å fjerne stigen og gå i dekning, ble festet til den detonerende lunten og antent (se **Figur 11**).

Insektfeller på høystubbene

Etter at trærne var kappet til høystubber, ble de fulgt opp med samme type insektfeller i ytterligere 3 år, sommeren 2002, 2003 og 2004. Fellene ble satt opp medio mai og tatt inn medio august alle år.

Kontrollfeller

For å se på effekten av fellenes plassering, og om det var slik at ospene tiltrakk seg rødlistede biller, ble det for hver av de 30 trefellene i Østmarka hengt opp en fritthengende, identisk felle i samme bestand. Denne kontrollfellen ble plassert lengst mulig unna trær, og samtidig minst 10 m fra flatekant. I snitt var avstanden fra ospefellen til kontrollfellen 32 meter. Kontrollfellene var operative i 2001-2003.



Figur 12 Vindusfellene som ble brukt i studiet, samt et eksempel på at andre dyr enn biller trivdes i livsløpstrærne: En laksand hekket i toppen av en sprengt høystubbe. Foto: AS-T

Pilotstudium på effekt av fristilling

I tillegg til de 60 ospene som er beskrevet ovenfor, ble det også utført et lite pilotstudium der vi så på hva som skjer med osper som bli fristilt på en hogstflate, slik det skjer når man avvirker og setter igjen livsløpstrær. Vi valgte opprinnelig ut 12 ospetrær innenfor et 20 ha område i Nordmarka. Halvparten av disse trærne stod innenfor et areal som skulle avvirkes med flatehogst. Vi valgte å ikke høykappe disse trærne, fordi vi ville unngå å blande sammen effekter av fristilling med effekter av suksesjonstadium i nedbrytningen. Disse trærne ble fulgt med feller i årene 2001-2004 som de øvrige, med den forskjell at det ble foretatt en flatehogst i området i høsten 2001. På grunn av at avvirkningen ikke ble så omfattende som planlagt, ble bare 4 av ospene fristilt. Materialet ble derfor meget lite og vil bare bli omtalt med deskriptiv statistikk.

3.3.1 Registreringer av miljøvariable

Osp på landskapsskala

For å dokumentere tettheten av levende og død osp ble det lagt ut tilfeldig plasserte transekter i de to landskapene der all osp ble registrert. Transektene ble lagt ut ved at vi for hvert landskap laget et minst mulig rektangel som dekket alle felletrærne, og innenfor dette arealet la ut et nett på 100x100 m. For hvert landskap ble det så tilfeldig valgt ut 3 punktpar, der den første koordinaten i hvert par anga startsted mens den andre anga retning. Dersom mer enn 10% av transektet havnet i vann eller myr, ble et nytt punktpar trukket. Transektene var 10 m brede. Siden studieområdet var noe større i Nordmarka enn i Østmarka, ble transektene i Nordmarka forlenget slik at de totalt dekket 100 daa, mens de i Østmarka dekket 80 daa. Dette tilsvarer om lag 2 promille av arealet innenfor det totale studieområdet definert som et rektangel som dekker alle felletrærne. Innenfor transekt-arealet kartla vi alle levende osp, alle ospelæger og all stående død ved av osp som var større enn 5 cm i bhd. Ospefunnene ble registrert i diameterklasser fra 5-10 cm bhd, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm og >50 cm.

Osp på lokal skala

I en radius på 30 m rundt alle fellene ble levende osp og stående død osp større enn 20 cm i bhd registrert. I tillegg ble registreringene av alle levende osp fra det innledende feltarbeidet brukt til å telle opp antall osp innen 50 m og innen 100 m radius.

Andre miljøvariable

I tillegg til registreringer av død ved, ble også felletreets diameter, barktykkelse og barkfasthet registrert. Treets/høystubbens tilstand (soppangrep, råte, hulrom, døde partier) ble registrert både ved oppstart og sommeren 2003.

3.3.2 Statistiske metoder

Analysene ble lagt opp etter delprosjektets målsetninger. Vi ønsket å se på eventuelle forskjeller i antall vedlevende og rødlistede arter og individer

- mellom landskapene
- mellom gammelskog og hogstflater (inkludert effekten av fristilling av trær)
- mellom ospfellene og de fritt hengende kontrollfellene
- mellom de 4 fangstårene. Hvor mye variasjon kunne forklares med forskjellen mellom levende og død osp, med nedbrytning over tid og hvor mye var bare årssvingninger uten klar årsak?

For å se på disse forskjellene brukte vi flere metoder. Dels sammenlignet vi art- og individtall for hver faktor isolert sett, ved hjelp av enkel beskrivende statistikk og univariate analyser. Fordelen med disse metodene er at de er enkle å tolke og formidle, men ulempen er at de ikke gir svar på hvilke variable som er aller viktigst for å forklare et mønster og heller ikke forklarer samvirkninger mellom forskjellige variable.

Derfor brukte vi også mer avansert statistikk, der vi tok utgangspunkt i en modell der alle variable og mulige sammenhenger mellom dem (interaksjoner) var inkludert. I denne modellen var det også tatt hensyn til at det er en avhengighet mellom årene for hver fellelokalitet. Modellen ble så forbedret ved gjentatte ganger å fjerne den variabelen som hadde minst betydning, til vi stod igjen med en modell som inneholdt de variabler og sammenhenger som best kunne forklare et gitt mønster i arts- og individtall. Vi sjekket også at den endelige modellen var robust, i den forstand at den ikke endret seg helt dersom ekstremverdier (uteliggere) ble fjernet.

Vi gjennomførte tre ulike sett av modell-analyser

- et sett der vi så på summen av arter og individer i de 60 trefellene i Øst- og Nordmarka for alle 4 årene,
- ett sett der vi så på summen av arter og individer i de 30 trefellene i Østmarka og deres 30 kontrollfeller, for de 3 årene kontrollfellene hang ute,
- og ett sett der vi så på antall arter og individer i de 60 trefellene i Øst- og Nordmarka i hvert enkelt år av de 4 årene

Tabellene med resultater fra disse overordnede analysene er plassert i Appendix 1, men refereres i tekstform i resultatkapitlet.

3.4 Resultater

3.4.1 Totalt bille mangfold

I alt ble det fanget 31 075 individer fra 719 ulike billearter. Av disse var 399 arter vedlevende (saproxyte), det vil si knyttet til død ved direkte eller indirekte.

392 individer av 51 vedlevende, rødlistede billearter ble fanget (DN 1999). I tillegg ble det fanget 1 individ av *Meligethes caudatus*, som ikke er vedlevende, i en kontrollfelle, samt 56 individer av en art (*Ipidia binotata*) som er europeisk ansvarsart for Norge, men som ikke er vurdert å være truet i Norge. De to sistnevnte artene er ikke inkludert i analysene. **Tabell 6** gir en oversikt over de rødlistede artene.

Av de 51 rødlistede artene, er det 4 arter der larveutviklingen er antatt å finne sted i bartrær, samt 3-4 arter som lever i kjuker som ikke har blitt observert på ospene i studiet. Siden kjennskapen til mange arter er dårlig og det ikke er mulig å utelukke at ospene likevel har en betydning for disse artene, f.eks. at sevje eller soppsporor fra høystubbene benyttes som næring for de voksne, har vi likevel valgt å ta disse artene med i analysene.



Figur 13 Sinoberbille (*Cucujus cinnaberinus*), globalt og nasjonalt truet, på en av ospene i studiet. Arten er tilpasset et liv mellom bark og ved på nydød osp og er svært flat. Kontinuerlig tilgang på nylig død osp innen spredningsavstand er vesentlig for artens overlevelse i et skogen. Foto: AS-T

Tabell 6 Oversikt over de 51 vedlevende rødlistede artene, deres familie, rødlistestatus 1998, antall år (av totalt 4) som arten ble fanget, i hvilken fellekategori (Østmarka, Nordmarka, Skog, Flate, Kontrollfelle, Trefelle eller pilotstudium av fristilling) den ble fanget, samt totalt individtall.

Navn	Familie	Rød- liste	Antall år fanget	Øst Skog	Øst Flate	Nord Skog	Nord Flate	Kontroll Øst Skog	Kontroll Øst Flate	Pilot- studium	SUM
<i>Amphicyllus globiformis</i>	Leiodidae	DC	1					1			1
<i>Nemadus colonoides</i>	Cholevidae	V	1	1							1
<i>Microscydmus nanus</i>	Scydmaenidae	DC	1						1		1
<i>Scaphisoma boleti</i>	Staphylinidae	DC	2			1	1	1			3
<i>Scaphisoma boreale</i>	Staphylinidae	DC	4		29	23	17	1	17	23	110
<i>Philonthus subuliformis</i>	Staphylinidae	DC	1							1	1
<i>Quedius microps</i>	Staphylinidae	DC	1		1						1
<i>Quedius brevicornis</i>	Staphylinidae	DC	2		1	1				2	4
<i>Hapalaraea pygmaea</i>	Staphylinidae	DC	1			1					1
<i>Phloeonomus punctipennis</i>	Staphylinidae	DC	1		1				1		2
<i>Oxypoda recondita</i>	Staphylinidae	DC	3	2	3		1	2		2	10
<i>Dexiogyra forticornis</i>	Staphylinidae	DC	1				1				1
<i>Gyrophæna joyoides</i>	Staphylinidae	DC	1						1		1
<i>Phymatura brevicollis</i>	Staphylinidae	V	1	1							1
<i>Euryusa castanoptera</i>	Staphylinidae	DC	4		3		3				6
<i>Cyphaea curtula</i>	Staphylinidae	DC	1		6		1				7
<i>Holobus apicatus</i>	Staphylinidae	DC	1						1		1
<i>Euplectus nanus</i>	Pselaphidae	DM	1		1						1
<i>Plegaderus caesus</i>	Histeridae	DC	2		1	1					2
<i>Gnathoncus nannetensis</i>	Histeridae	DC	4		1	2				8	11
<i>Gnathoncus communis</i>	Histeridae	DC	1	1		2					3
<i>Lacon conspersus</i>	Elateridae	DC	3		1		1		2		4
<i>Lacon fasciatus</i>	Elateridae	DC	3		2		1		1	1	5
<i>Harminius undulatus</i>	Elateridae	DC	4		4		2	2	1		9
<i>Denticollis borealis</i>	Elateridae	DC	2		1				1		2
<i>Ampedus nigroflavus</i>	Elateridae	DC	4	1	15	1	5		1	3	26
<i>Ampedus praeustus</i>	Elateridae	DC	2		3				1		4
<i>Xylophilus corticalis</i>	Eucnemidae	DC	4	27	16		1	4	1		49
<i>Hylis procerulus</i>	Eucnemidae	V	2		2				1		3
<i>Microrhagus lepidus</i>	Eucnemidae	DC	1	1							1
<i>Stagetus borealis</i>	Anobiidae	DC	2		1		1		1		3
<i>Dorcatoma punctulata</i>	Anobiidae	DC	1		2						2
<i>Dorcatoma robusta</i>	Anobiidae	DC	1							3	3
<i>Cucujus cinnaberinus</i>	Cucujidae	E	2	2	4						6
<i>Cryptophagus populi</i>	Cryptophagidae	DC	1				1				1
<i>Atomaria alpina</i>	Cryptophagidae	DC	1					2			2
<i>Atomaria subangulata</i>	Cryptophagidae	DC	2		2		1				3
<i>Leiestes seminigra</i>	Endomychidae	DM	1	1							1
<i>Enicmus planipennis</i>	Latridiidae	DC	3	2	1	1		2		2	8
<i>Corticaria polypori</i>	Latridiidae	DC	1							1	1
<i>Cis dentatus</i>	Cisidae	DC	1						1		1
<i>Ropalodontus perforatus</i>	Cisidae	DC	1		1						1
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	Mycetophagidae	DC	3		2	2	6	1			11
<i>Mycetophagus populi</i>	Mycetophagidae	DC	2		1					1	2
<i>Mycetochara axillaris</i>	Tenebrionidae	DC	1		1					1	2
<i>Mycetochara linearis</i>	Tenebrionidae	DC	1		1						1
<i>Necydalis major</i>	Cerambycidae	DC	4		13	2	10			2	27
<i>Callidium coriaceum</i>	Cerambycidae	DC	1							1	1
<i>Saperda perforata</i>	Cerambycidae	DC	4		19	1	4		2		26
<i>Evodinus borealis</i>	Cerambycidae	DC	1			1					1
<i>Phloeophagus turbatus</i>	Curculionidae	DC	3			16				1	17
SUM				39	139	55	57	16	34	52	392

3.4.2 Forskjeller mellom landskapene

Miljøvariablene

Registreringene av osp i landskapet viste tydelig at det er en stor forskjell i tetthet av både levende og død osp i de to landskapene (**Tabell 7**). Mens det i Nordmarka var 11 levende osp per ha og 1,9 døde osp per ha, var verdiene i Østmarka mer enn dobbelt så høye, med 28 trær per ha og 4,6 døde osp per ha. Særlig høystubber/stående døde trær har lave tettheter i Nordmarka. I Nordmarka var det også færre grove levende trær (>30 cm bhd), og grove døde trær manglet helt i transektene herfra.

Tabell 7 Resultater av transektanalyser av levende og død osp i de to landskapene

	Tetthet små osp (antall/ha)		Tetthet grove osp (antall/ha)		Tetthet av ospetrær totalt (antall/ha)	
	Østmarka	Nordmarka	Østmarka	Nordmarka	Østmarka	Nordmarka
Levende ospetrær	26,4	10,5	1,6	0,7	28,0	11,2
Læger	2,3	1,3	0,3	0,0	2,5	1,3
Høystubber / trær	1,6	0,6	0,5	0,0	2,1	0,6
Sum døde osp	3,9	1,9	0,8	0,0	4,6	1,9

På lokal skala derimot (radius 30 m rundt fellene, tilsvarer ca 0,3 daa) er det faktisk signifikant flere både levende og stående døde osper rundt fellene i Nordmarka enn i Østmarka (**Tabell 8**). Diameteren på ospene er signifikant større i Østmarka enn i Nordmarka. Til sammen gjør dette at grunnflatesummen av både trær generelt og osp spesielt rundt fellene ikke er forskjellig mellom landskapene. For de øvrige målte miljøvariablene var det ingen forskjell mellom landskapene (**Tabell 8**).

Tabell 8 Resultater av en-variabel analyser, hhv. ANOVA for kontinuerlige variabler og kryss-tabell-analyse for kategoriske variable. Tabellen oppgir p-verdi for hhv. t-test og krysstabell-analyse, R² samt hhv. gjennomsnitt / konfidensintervall (CI) og andeler i hver kategori.

Variabel	p-verdi	R ²	Østmarka		Nordmarka	
			Snitt/Andeler	CI	Snitt/Andeler	CI
Død osp innen 30 m	0,01	0,1	0,17	-0,22-0,55	0,87	0,48-1,25
Levende osp innen 30 m	0,008	0,11	3,37	1,76-4,97	4,87	4,86-8,07
Diameter	0,0001	0,22	42,6	39,36-45,84	33,2	30,0-36,48
Grunnflatesum	0,7	0,002	13,8	9,37-18,24	14,87	10,43-19,30
Ytre nedbrytning	0,7	0,003	1,46	1,25-1,68	1,40	1,18-1,62
Barkfasthet	0,4	0,02	0,93/0,67		0,87/0,13	
Barktykkelse	1	0	0,47/0,53		0,47/0,53	
Indre nedbrytning	0,6	0,006	0,90/0,10		0,92/0,08	

Bille mangfold

For alle år ble det fanget i alt 19 007 individer av 580 arter i de 60 vindusfellene på ospetrær i Øst- og Nordmarka. Av disse var det 345 vedlevende arter og 41 rødlistede arter. Ut fra den noe begrensede kunnskapen vi har om de rødlistede artenes substratavhengighet, kan vi anta at i alle fall 28 av disse rødlistede artene har osp som eneste substrat eller ett av få mulige substrat. 3 av artene er kjent for å være tilknyttet bartrær, og de resterende 10 er enten arter som kan gå i både løv- og bartrær eller arter der substratkrav er ukjent.

Det er flere vedlevende arter og flere individer av vedlevende arter i studieområdet i Østmarka enn i studieområdet i Nordmarka. Det er også flere rødlistede arter i Østmarka enn i Nordmar-

ka, 35 arter mot 25 arter, og flere individer av rødlistede arter: 178 individer i Østmarka mot 112 i Nordmarka (**Tabell 9**).

Tabell 9 Fordelingen av tarter og individer mellom de to landskapene

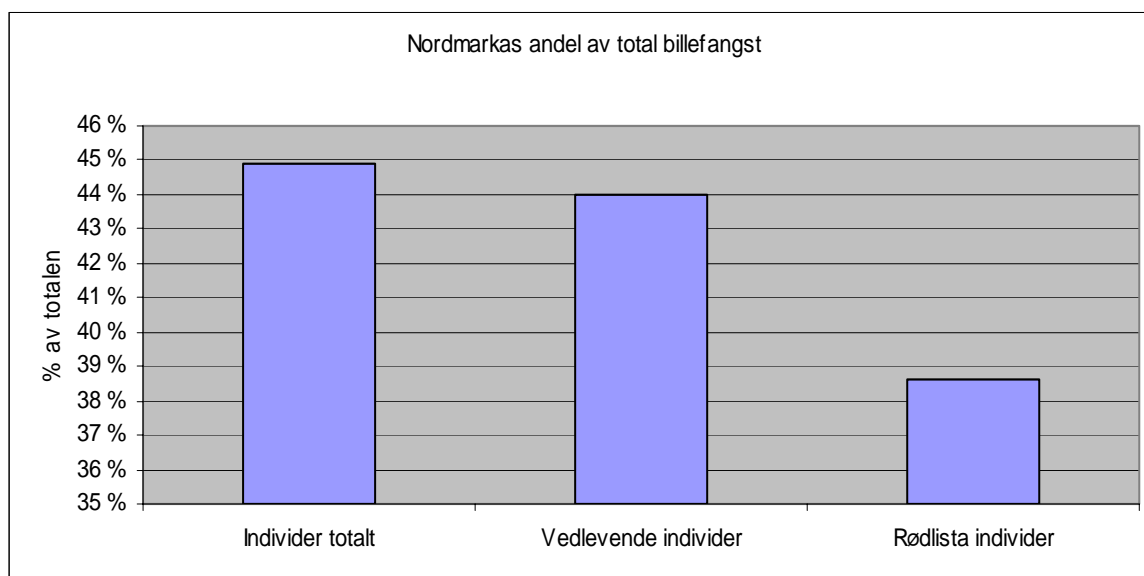
(N=60)	Østmarka 01-04	Nordmarka 01-04
Arter totalt	487	426
Individer totalt	10 469	8 538
Vedlevende arter	306	249
Vedlevende individer	7 733	6 070
Andel vedlevende individer	74 %	71 %
Rødlistede arter	35	25
Rødlistede individer	178	112
Andel rødlisteart-individer (av vedlevende)	2,3 %	1,8 %

Unike arter

Av de 35 rødlistede artene som ble fanget i Østmarka, var det 16 arter som ikke ble fanget i Nordmarka, av disse er det 1 art i trusselkategorien "direkte truet" (E), 3 arter i kategori "sårbar" (V), 10 i kategorien "hensynskrevende" (DC) og 1 i kategorien "bør overvåkes" (DM) (DN 1999). Av de 25 rødlistede artene som ble fanget i Nordmarka, var det bare 6 arter som ikke ble fanget i Østmarka, alle disse har status "hensynskrevende".

Andel rødlistede arter

Vi ser også at *andelen* rødlistede biller av totalt antall vedlevende individer er lavere i Nordmarka enn i Østmarka (**tabell 9**). Det er altså ikke bare færre rødlistede biller i Nordmarka fordi det er fanget færre biller totalt, de rødlistede artene utgjør også en mindre andel av antall individer som er fanget. En annen måte å illustrere dette på, er å se på billene fra Nordmarka som en andel av den totale billefangsten (**figur 14**). Da ser vi at det relative bidraget av rødlistede biller fra Nordmarka er betydelig lavere enn det relative bidraget av vedlevende biller, som igjen er lavere enn det relative bidraget av biller totalt.



Figur 14 Prosentvis andel av den totale billefangst som utgjøres av fellene i Nordmarka.

3.4.3 Forskjell mellom hogstflater og gammelskog

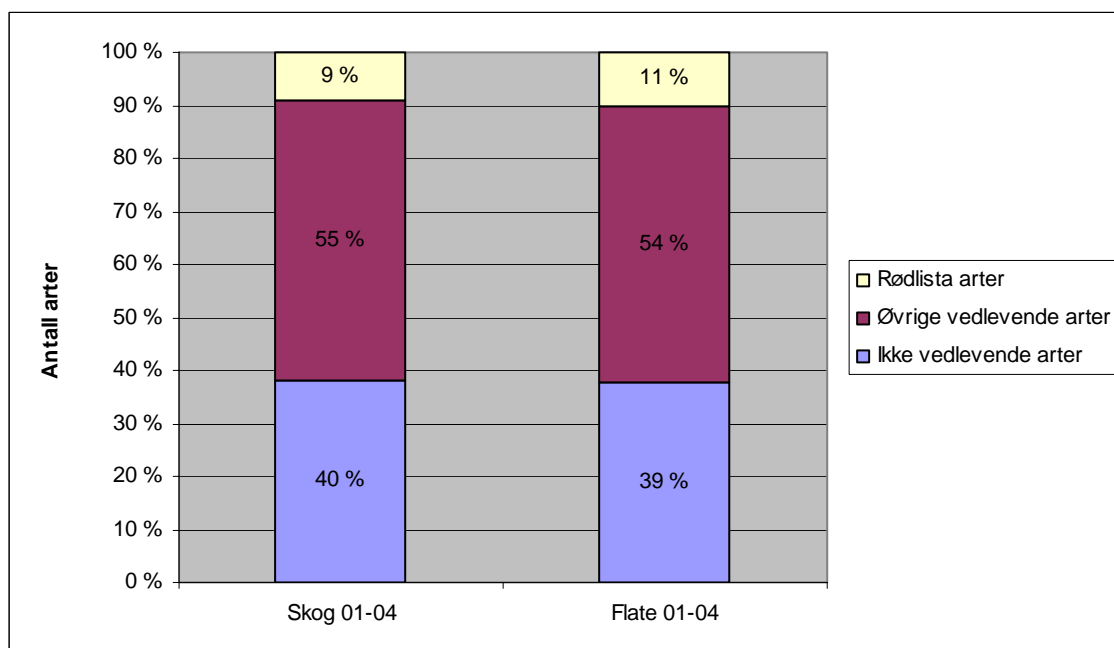
Fellene som står ute på hogstflatene fanger generelt et høyere antall individer enn fellene som står i gammelskogen, faktisk så mye som det dobbelte antall individer (**Tabell 10**). Dette gjelder både fellene som var montert på høystubbene og de fritthengende fellene (se senere). Hogstflatene har et varmere lokalklima (se foto i **figur 16**), og for vekselvarme dyr som biller betyr det økt flygeaktivitet. Det kan være vanskelig å skille mellom denne fysiologisk betingede forskjellen i atferd og reelle forskjeller i individtall. Siden et større antall fangete individer også innebærer en større sannsynlighet for å fange opp flere arter, påvirker denne forskjellen i flygeaktivitet også betraktninger rundt artsantall.

Tabell 10 Fordelingen av tarter og individer mellom gammelskog og hogstflate

(N=60)	Skog 2001-2004	Flate 2001-2004
Arter totalt	371	513
Individer totalt	5855	13152
Vedlevende arter	224	312
Vedlevende individer	3983	9820
Andel vedlevende individer	68 %	75 %
Rødlistede arter	21*	33
Rødlistede individer	94*	196
Andel rødlisteart-individer (av vedlevende)	2,36 %	2,00 %

*Skogserien inneholder en tydelig uteligger (ID 302), i form av et tre som var hult allerede som levende og som i tillegg står ganske åpent og soleksponert i skogen. Dersom vi ser bort fra dette treet, faller bidraget fra skogserien kraftig mht. rødlistede biller, som da blir 47 individer fra 14 rødlistede arter (1,18%).

For å se om det er sannsynlig at forskjellen i individantall kan ha en sammenheng med hvor egnet skog er i forhold til hogstflate for billene, kan vi også vurdere andelen vedlevende biller i skogen og på hogstflatene. Fellene på hogstflatene fanger en større andel vedlevende individer enn fellene i skogen (75% mot 68%, **tabell 10**), men andelen vedlevende arter er lik (54% og 55%, se **figur 15**). Andelen rødlistede arter (av vedlevende) er signifikant høyere på flaten, selv om forskjellen ikke er så stor (11% på flaten og 9% i skogen) (**Figur 15** og **Appendix**).



Figur 15 Prosentvis fordeling av rødlistede arter, øvrige vedlevende arter samt ikke vedlevende arter fanget i feller i skog og på hogstflater. N=60.

Unike arter

Vindusfellene på trær i skogen fanget 8 rødlistede arter som ikke ble fanget i vindusfellene på trær på flatene, deriblant 2 sårbare arter. Motsatt fanget fellene på flatene 20 rødlistede arter som ikke ble tatt i skogen, inkludert en sårbart art. Den direkte truede arten sinoberbille, *Cucujus cinnaberinus*, dukket opp i noen få eksemplarer både på høystubber i lukket skog og i høystubber på hogstflater (foto i **Figur 13**).

3.4.4 Effekten av fristilling

Studiet inkluderte også et pilotstudium der vi ønsket å se på hva som skjer med osper som blir fristilt på en hogstflate, slik det skjer når man avvirker og setter igjen livsløpstrær. Materialet er så begrenset at det ikke egner seg for statistisk analyse, men resultatene vil bli beskrevet her.

Før hogst hadde ingen av de 4 trærne som ble fristilt, noen rødlistede arter. Første år etter hogst dukket det opp rødlistede arter i fellene på alle disse trærne. En av artene har sin larveutvikling i bartrær, de øvrige 5 artene som ble fanget, er tilknyttet osp og/eller løvtrær generelt.

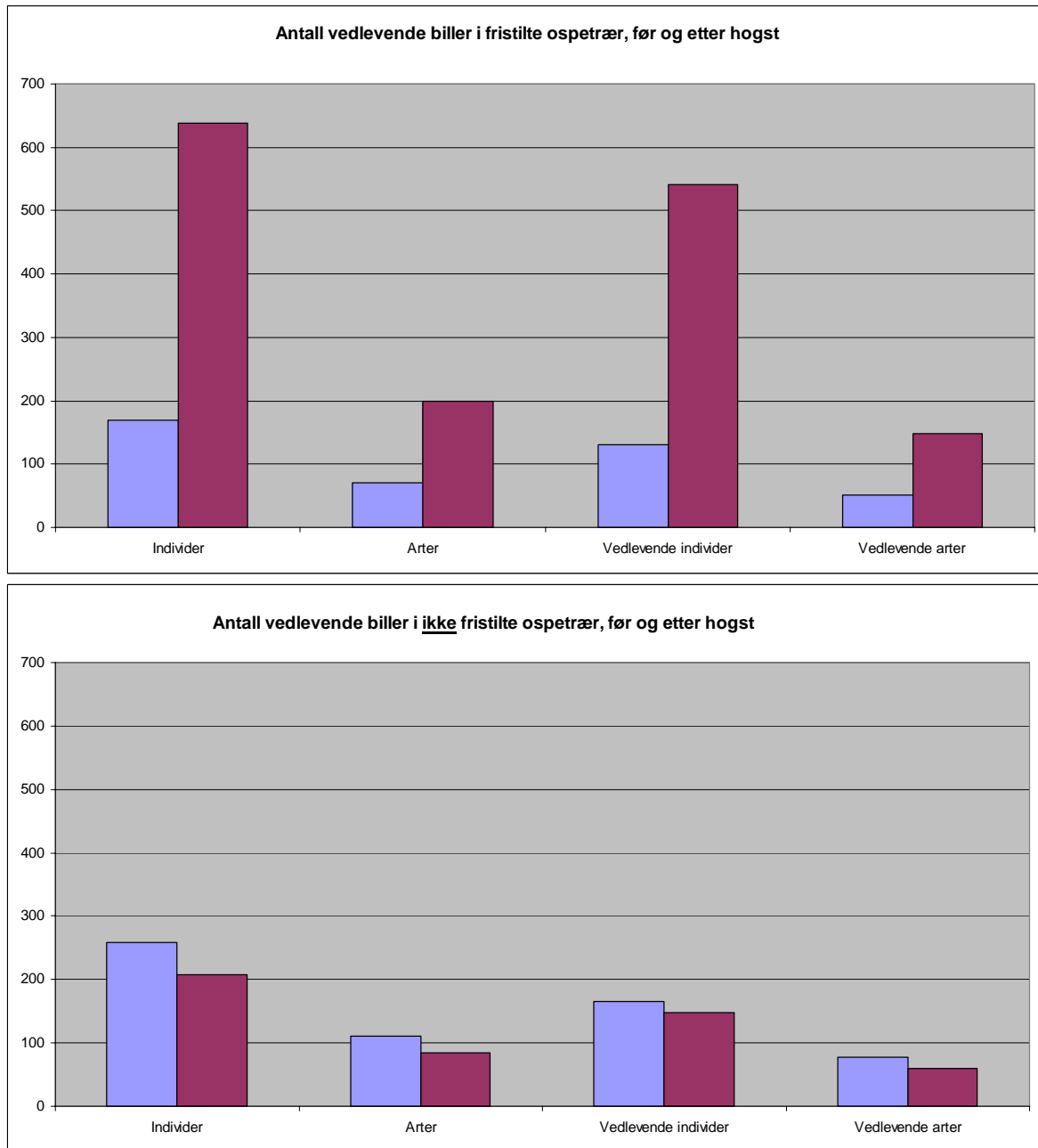
Til forskjell var det blant de trærne som ikke ble fristilt, 5 trær som ikke hadde rødlistede arter før hogst. Ikke på noen av disse dukket det opp rødlistede arter året etter hogst. I tillegg var det 3 trær av de som ikke ble fristilt, som hadde rødlistede arter før hogst. Første år etter hogst ble det bare fanget rødlistede arter på ett av disse.

Disse rødlistede artene representerer sannsynligvis "slengere" som ikke har larveutvikling i trærne - som jo er levende, og det er få rødlistede arter i levende osp med mindre den er hul. Eksempelet indikerer likevel en økt aktivitet av rødlistede biller etter hogst.

Tilsvarende økt aktivitet ser vi dersom vi ser på antall individer og arter etter fristilling. Fellene på de fristilte trærne har en økning i både arter og individer på flere 100%, mens noe tilsvarende ikke sees på de fellene som henger på trær som ikke fristilles av hogsten (**Figur 17**). I de neste 2 årene etter hogst blir denne forskjellen mellom fristilte og ikke fristilte trær gradvis mindre (ikke illustrert).



Figur 16 Forskjellen mellom en høystubbe på hogstflate og en høystubbe i gammelskog.



Figur 17 Effekt av fristilling: Antall biller før og etter flatehogst hos fristilte trær (øverst) og ikke fristilte trær (nederst). Den venstre søylen i hvert par illustrerer antallet før hogst, mens den høyre illustrerer antallet etter hogst.

3.4.5 Årsvariasjon og levende osp i forhold til død osp

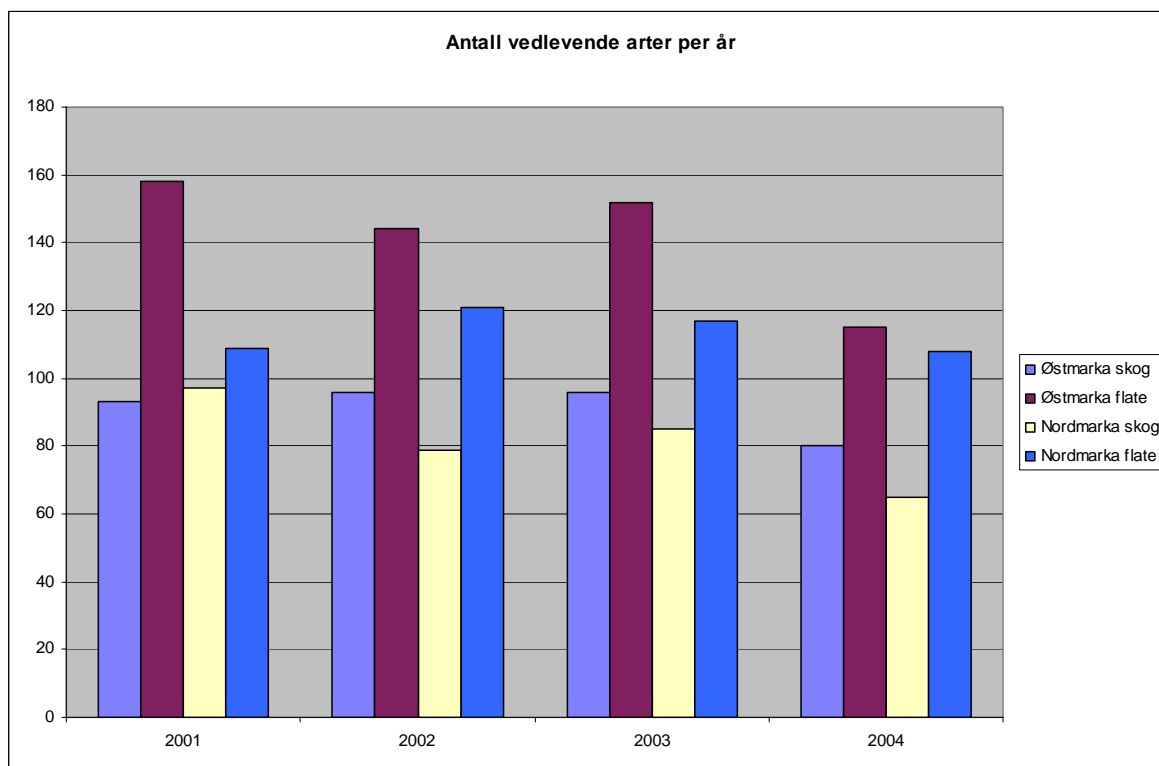
Antall arter og antall individer varierer en hel del mellom årene. Det er ikke noen klar forskjell mellom det året trærne var levende (2001) og årene med døde trær når det gjelder antall vedlevende individer og arter, selv om det er en trend at det er flere rødlistede individer per år etter at treet er dødt (**Tabell 11** og **Figur 18**). For rødlistede arter er denne trenden meget svak (**Tabell 12** og **Figur 19**).

Tabell 11 Samlet antall individer i de 60 ospfellene i 2001-2004

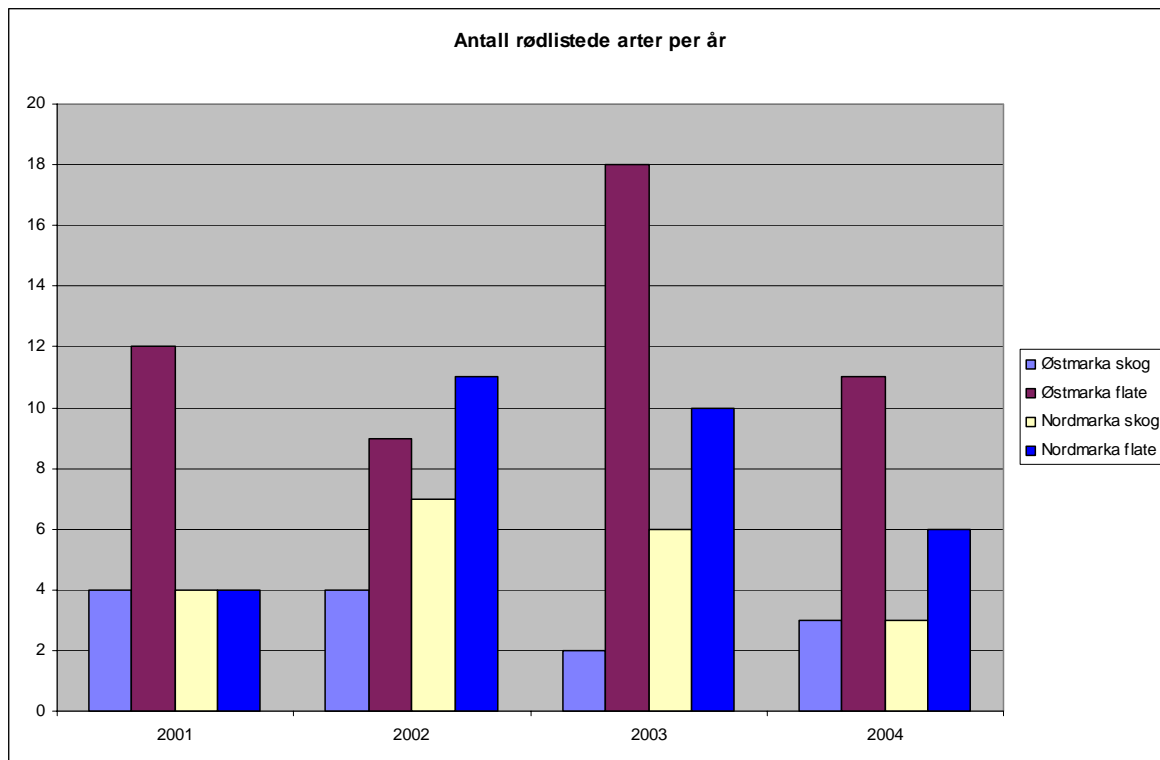
	Totalt individantall	Vedlevende indiv.	Rødlistede indiv.
2001	5107	3372	49
2002	4374	3081	74
2003	5090	4127	109
2004	4436	3223	58

Tabell 12 Samlet antall arter i de 60 ospfellene i 2001-2004

	Totalt artsantall	Vedlevende arter	Rødlistede arter
2001	384	230	18
2002	370	233	21
2003	336	218	20
2004	293	191	17



Figur 18 Antall vedlevende arter i de to studieområdene i hhv. skog og på hogstflate, fordelt på de 4 årene studiet varte. Kun feller på osp er inkludert, ikke kontrollfeller (N=60).



Figur 19 Antall rødlistede arter i de to studieområdene i hhv. skog og på hogstflate, fordelt på de 4 årene studiet varte. Kun feller på osp er inkludert, ikke kontrollfeller (N=60).

Dersom vi ser på det totale art- eller individtallet, er det heller ikke mulig å se noen gradvis økning i antall individer eller arter etter som årene går og nedbrytningen tiltar. Dersom vi i stedet ser på enkeltarter, ser vi at den relative tettheten av mange arter likevel endres i takt med nedbrytningen.

Et eksempel er ospetømmerbukk (*Xylotrechus rusticus*), som er en vanlig art med larveutvikling under barken og inni veden av nydød osp. Larveutviklingen er i følge Ehnström overveiende toårig (Ehnström & Axelsson 2002), men i våre studieområder er den tydeligvis hovedsakelig ettårig, da vi allerede sommeren 2003 så store mengder klekkehull etter arten i høystubbene og de tilhørende lægerne. Antallet individer av ospetømmerbukk i de 60 ospfellene gikk fra 29 i 2001, da trærne var levende, til 18 i 2002 og til hele 217 i 2003, for så å bli redusert til 78 i 2004. Til sammenligning ble det i de 30 kontrollfellene fanget 0 individer i 2001, 1 individ i 2002 og 6 individer i 2003 (kontrollfellene stod ikke ute i 2004).

Det relativt lave individtallet i 2004 kan være relatert til lokalklimatiske forhold dette året. Meteorologiske data fra Blindern i Oslo, omtrent midt i mellom de to studieområdene, viser at gjennomsnittstemperaturen i juli var lavere i 2004 enn i noen av de øvrige studieårene (**Tabell 13**).

Tabell 13 Månedsmiddeltemperatur i juli, Blindern, Oslo

År	2001	2002	2003	2004
Temperatur °C	17,7	17,4	18,9	16,0

3.4.6 Attraksjonseffekt av ospeshøystubbene

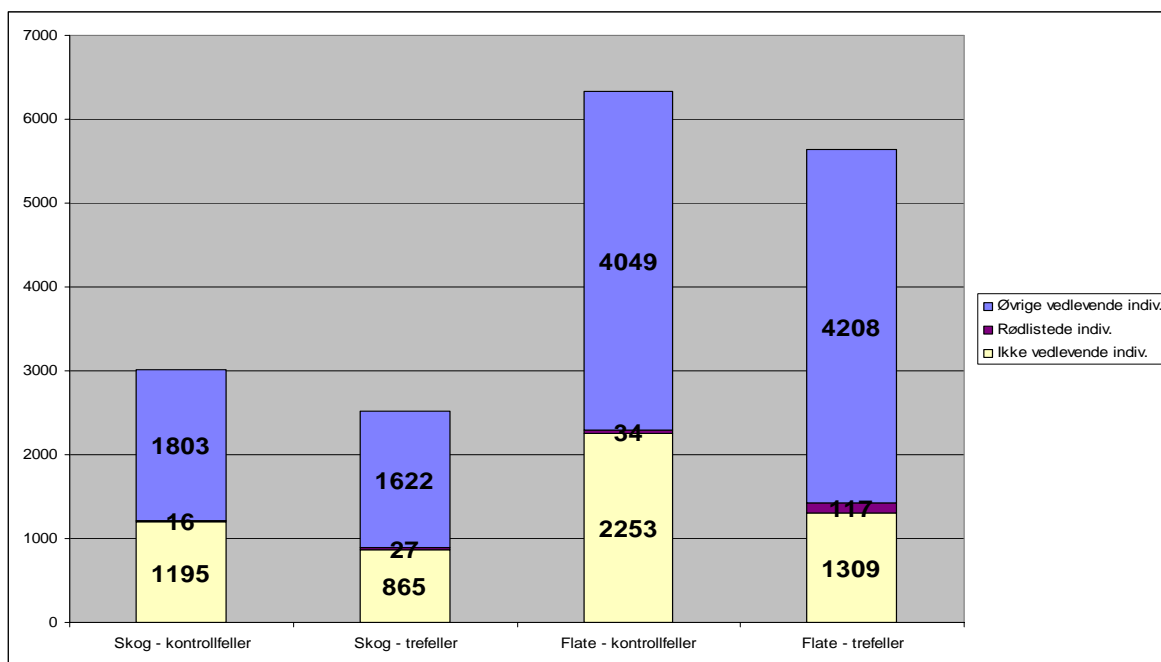
Når det gjelder forskjellen mellom fellene som var montert på ospene og fellene som hang fritt (kontrollfeller), ser vi at kontrollfellene fanget noe flere individer enn fellene som hang på trær-

ne. Samtidig ser vi at det ekstra antallet individer i kontrollfellene utgjøres av ikke-vedlevende individer (**Tabell 14** og **Figur 20**).

Tabell 14 Fordelingen av arter og individer mellom ospefeller og fritthengende kontrollfeller

(N=60)	Osp 2001-2003	Kontroll 2001-2003
Arter totalt	452	516
Individer totalt	8148	9350
Vedlevende arter	287	283
Vedlevende individer	5974	5902
Andel vedlevende individer	73 %	63 %
Rødlistede arter	29	22
Rødlistede individer	144	50
Andel rødlisteart-individer (av vedlevende)	2 %	1 %

Selv om trefellene altså fanger noe færre individer totalt enn kontrollfellene, er det likevel nesten tre ganger så mange rødlistede individer i trefellene (**Tabell 14**). Dersom vi ser på rødlistede arter, er forskjellen noe mindre uttalt.



Figur 20 Sammenligning mellom vedlevende individer i kontrollfeller og trefeller i skog og på hogstflater i Østmarka for årene 2001-2003.

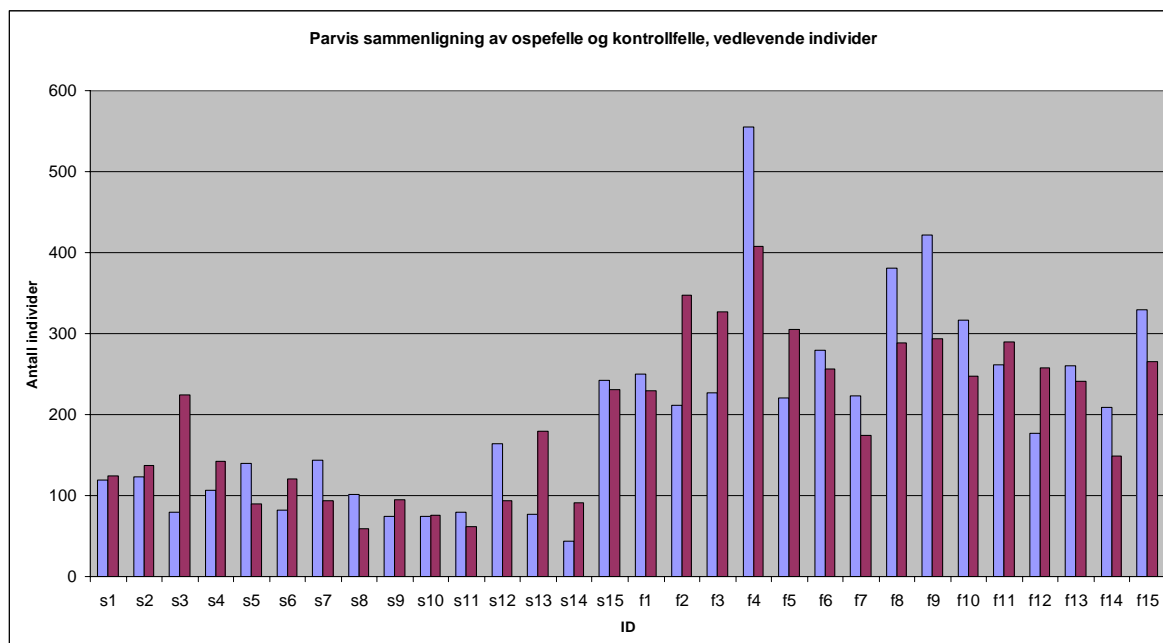
Unike arter

Hvis vi ser på unike rødlistede arter, ser vi at av de 29 rødlistede artene som finnes på trefellene i Østmarka, er det 13 som også forekommer i kontrollfellene. Trefellene har altså 16 unike arter, mens kontrollfellene bare har 9 unike arter.

Parvis sammenligning

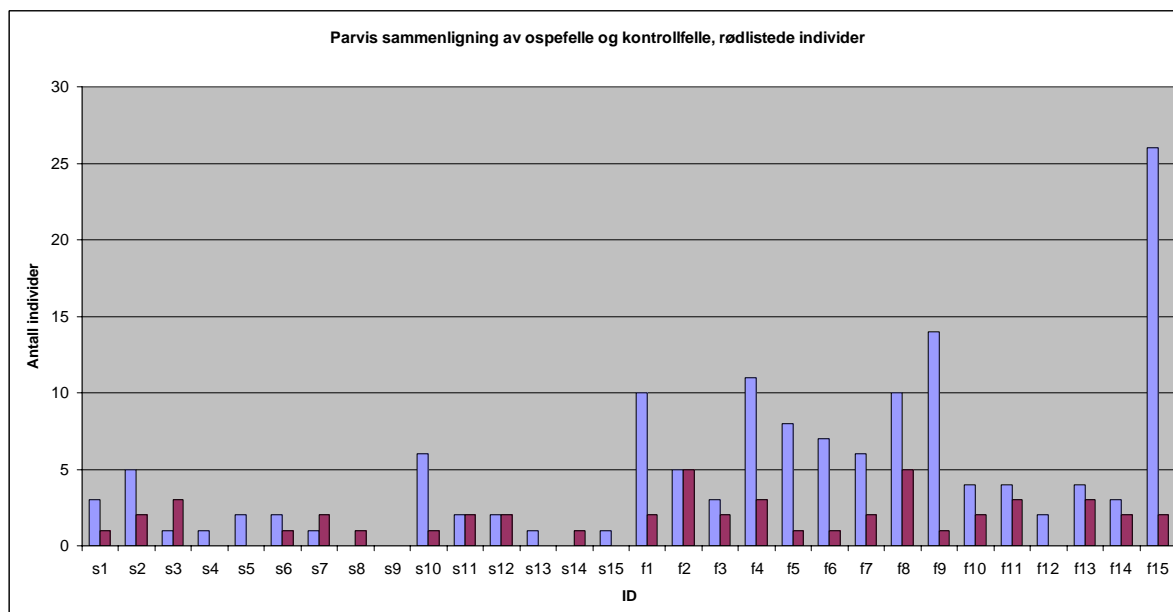
Kontrollfellene var plassert parvis med ospefellerne, innenfor samme bestand. I snitt var avstanden mellom dem 32 m. Dersom vi sammenligner parene av ospe- og kontrollfeller, ser vi at når det gjelder vedlevende biller, reflekterer kontrollfellene samme mønster som trefellene

(Figur 21). Det er en klar sammenheng mellom individantallene, slik at der trefellen har mange vedlevende individer, har også kontrollfellen det.



Figur 21 Parvis sammenligning av ospefeller (søylene til venstre i parene) og kontrollfeller (søylene til høyre i parene), med hensyn til antall vedlevende individer.

Denne sammenhengen er ikke så tydelig når vi i stedet ser på rødlistede arter (Figur 22). Dette betyr at vi fanger opp de tilstedeværende rødlistede vedlevende artene langt bedre ved å plassere fellene direkte på livsløpstreet/høystubben, enn ved å plassere dem fritthengende slik det ofte har vært gjort tidligere.



Figur 22 Parvis sammenligning av ospefeller (søylene til venstre i parene) og kontrollfeller (søylene til høyre i parene), med hensyn til antall rødlistede individer

3.4.7 Modellanalyser

Vi har sett i de foregående underkapitlene at det er store forskjeller mellom antall biller avhengig av hvilket landskap vi ser på, og avhengig av om ospa står i skyggefull skog eller i sola ute på en flate. Som beskrevet i metodekapitlet, gjennomførte vi også modellanalyser for å se hvilke variable som var *aller* viktigst for å forklare arts- og individmønstrene vi så (se metodekapitlet for forklaring og **Appendix** for tabeller).

Hvilke variable er viktigst for å forklare artsantall?

Det viser seg at soleksponering er den faktoren som har aller størst betydning når det gjelder å forklare hvorfor noen osper har mange vedlevende arter og andre osper har få. Den nest viktigste faktoren er relatert til om ospa befinner seg i Østmarka eller Nordmarka, og fremdeles er det slik at artsmangfoldet er størst i Østmarka. Det er én faktor til som er viktig, og det er om ospa har partier med råte eller forekomst av kjuker på stammen. De andre målte miljøvariablene, som diameter, barkstruktur eller mengde død ved på liten skala, kan ikke forklare noe mer av mønstrene. Dette gjelder både dersom vi analyserer år for år og dersom vi ser på det samlede artsantallet over 4 år (se **Appendix**).

Hvilke variable er viktigst for å forklare antall rødlistede arter?

Dersom vi gjør samme modellanalyse for å forklare hvorfor noen osper har mange rødlistede arter etter 4 år og andre har få eller ingen, er det de samme to faktorene skog/hogstflate og landskap som forklarer disse forskjellene best. Men i tillegg til ytre nedbrytning, som var viktig for å forklare hvor mange vedlevende arter som dukker opp, er indre nedbrytning også viktig for å forklare forskjellene i antall rødlistede arter. De trærne som var hule inni allerede da de ble sprengt, viser seg å ha flere rødlistede arter enn øvrige trær. Hvis vi analyserer år for år, kommer både ytre og indre nedbrytning med som viktige faktorer som forklarer antall rødlistede arter (se **Appendix**).

Hvilke variable er viktigst for å forklare forskjellen mellom ospefeller og kontrollfeller?

Modellene som skal forklare forskjeller mellom ospefeller og kontrollfeller, viser at soleksponering er viktigst også her. Det betyr at viktigere enn fellens plassering på en osp eller ei, er det om fella står i sol eller skygge. Når det gjelder hvor mange individer som fanges av vedlevende eller rødlistede biller, er skog-hogstflate kontrasten faktisk den *eneste* signifikante variabelen. Selv om tre- og kontrollfeller fanger tilsvarende antall vedlevende *individer*, er det flere vedlevende *arter* i kontrollfellene. På den annen side er det signifikant flere *rødlistede* arter i fellene på livsløpstrær (se **Appendix**).

3.5 Diskusjon

Resultatene viser at det er flere vedlevende biller og flere rødlistede biller i ospene i Østmarka, der det er mer død og levende osp, enn i ospene i Nordmarka, og det er flere vedlevende biller og flere rødlistede biller i ospene som står på åpne hogstflater enn i ospene i lukket skog. I tillegg er det et økende antall rødlistede biller dersom ospa er påvirket av råte, særlig dersom treet var hult allerede som levende. Videre ser vi at selv om fellene som er montert på trær, fanger færre individer enn de fritthengende fellene, fanger ospefellerne i større grad opp rødlistede biller.

Betydning av livsløpstrær av osp for rødlistede biller

Osp er utvilsomt et viktig substrat for vedlevende insekter. I dette studiet finner vi etter 4 sesongers fangst hele 51 rødlistede vedlevende biller (samt 1 ikke-vedlevende rødlistet og 1 europeisk ansvarsart), hvorav 4 arter tilhører kategoriene "direkte truet" eller "sårbar". Dette tilsvarer 14% av de 370 rødlistede billene i død ved i Norge (DN 1999).

Tilsvarende resultater som understreker ospas betydning som livsløpstre/høystubbe, er vist i både Sverige og Finland. I et studium der høystubber av ulike treslag (eik, osp, bjørk og gran)

innpakket i nett sammenlignes, finner Lindhe (2004) at ospehøystubbene har langt flere rødlistede arter enn de øvrige treslagene. Av det som kommer i vindusfellene på osp inne i nett i hans studium, er 12% rødlistede arter, det vil si omtrent samme andel som vi fant ved våre åpne vindusfeller. Dette var mer enn dobbelt så mye som han fant i gran eller bjørk, og fire ganger mer enn resultatet for eik.

Martikainen & Kaila (2003) beskriver et område i sørøstre Finland med mye grov død osp både på hogstflater og i gammelskog, der det er gjennomført omfattende registreringer av biller. Området beskrives som det hittil best undersøkte skogområdet i Finland mht. biller, og både ospefeller (60 stykk av nøyaktig samme type som vi har brukt), fritthengende vindusfeller, fallfeller, bilmonteerte insektnett og direkte ettersøk etter rødlistede arter er brukt. I alt er det funnet 838 billearter her, hvorav 35 er rødlistet. At vi finner så mye som 51 rødlistede arter med vår mindre omfattende sampling, og færre arter totalt, kan skyldes flere faktorer. Dels er den nåværende norske rødlista basert på gamle IUCN-kriterier (siste utgave er fra 1998, ny skal være klar i 2006), mens både Sverige og Finland har nyere lister basert på nyere kriterier. I hvilken grad en revisjon av den norske rødlista vil føre til færre rødlistede arter i vårt studium, er vanskelig å si, men det er et faktum at Norge per dags dato har en høyere andel av sin nasjonale billefauna på rødlista (23%, 784/3430) enn Sverige (14%, 623/4456) og Finland (16%, 597/3640).

Det er viktig å være klar over at det er store forskjeller mellom de skandinaviske landene, og at rødlistene er – og bør være – forskjellige, men det kan likevel være interessant å konstantere at 27 av artene vi fant, står på den svenske rødlista og 23 av artene på den finske rødlista. Om lag halvparten av disse er arter som ikke er rødlistet i Norge, slik at det i alt er 73 arter i vårt studium som står på en eller flere av de skandinaviske rødlistene.

Det er to aspekter ved osp som gjør det til et interessant livsløpstre sett fra de rødlistede billenes side. Det ene er at osp fanger opp mange rødlistede arter som kan gå i flere ulike treslag, slik både våre og de øvrige skandinaviske studiene sitert ovenfor, viser. For eksempel kan flere rødlistede arter som lever i hule edelløvtrær lenger sør, i stedet utnytte hule osper nord for edelløvtrærnes utbredelsesgrense eller der hule edelløvtrær ikke finnes (Ehnström & Axelsson 2002). Slik kan osp fungere som en buffer og sørge for at visse arter kan finnes i landskapet selv om det er lite eller ingen hule edelløvtrær. Dette er for eksempel tilfellet med de rødlistede hultreartene *Phloeophagus turbatus* (fam. snutebiller) og *Quedius microps* (fam. kortvinger) som ble funnet i studiet.

I tillegg har osp også en rekke helt spesialiserte arter, i den forstand at artene bare eller tilnærmet bare kan leve på osp. Eksempler på dette fra våre resultater er arter som sinoberbille (*Cucujus cinnaberinus*, fam. flatbiller), *Cyphea curtula* (fam. kortvinger), ospebarkbukk (*Saperda perforata*, fam. trebukker), *Mycetophagus fulvicollis* (fam. vedsoppbiller) og *Plegaderus caesus* (fam. stumpbiller). Osp er, sammen med eik, det løvtreslaget som har flest unike vedlevende billearter, altså arter som bare kan leve på dette treslaget (Dahlberg & Stokland 2004).

Spesielt er det interessant at sinoberbille (*Cucujus cinnaberinus*) dukker opp på høystubbene i studiet. Denne arten er listet på IUCNs globale rødliste som sårbar (VU), i tillegg er den ansett som direkte truet (E) både i Europa (Bern-konvensjonens liste) og i Norge (DN 1999). Arten ble påvist første gang i Norge tidlig på 1900-tallet i Drangedal, men deretter skulle det gå et snaut århundre før arten igjen dukket opp. Rundt 1990 ble arten funnet i et par områder i Telemark og Aust-Agder (Hansen 1994). Hansen beskriver områdene som rester av gammel naturskogspreget skog med store mengder grov osp. Vi beskrev arten fra Østmarka første gang i (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002), da den ble påvist i feller på naturlige ospehøystubber. At arten nå har dukket opp i feller på 6 av de sprengte høystubbene i det landskapet der tettheten av grov osp er høyest, 2 i lukket skog og 4 på hogstflater, gir håp om at skogbrukets tiltak med gjensetting av osp kan gi sinoberbilla bedre livsvilkår i den skjøttede skogen. I områder sinoberbilla finnes, bør det settes igjen høykappede osper i tillegg til de ordinære livsløpstrærne.

Betydning av død ved på ulike skalaer

Sammenligningen av trefeller og kontrollfeller viser at man fanger flere arter og flere rødlistede arter når fellen er festet til et attraktivt substrat for biller knyttet til død ved. Det betyr at forekomst av død ved på veldig liten skala (<1 m), som trefellene har og kontrollfellene ikke har, er viktig for artsantallet. Vi kan ikke ut fra våre data si nøyaktig hvor langt unna høystubben en felle kan stå og fremdeles påvirkes av denne, men siden artsantallet er lavere i kontrollfellene som i snitt står 32 m unna høystubben, kan vi anta at effekten er kraftig redusert på denne avstanden. At effekten skyldes selve høystubben og ikke en større mengde død ved i den nærmeste omkretsen, kan vi anta ut fra at mengden død ved innenfor 30 m radius ikke er forskjellig mellom trefellene og kontrollfellene ($p=0,7$). Dette betyr at plassering av fellen er vesentlig for å fange opp de rødlistede artene som faktisk er tilstede i bestandet.

Forekomst av død ved i umiddelbar nærhet (<1 m) er altså viktig for antall arter og antall rødlistede arter som fanges. Men hva skjer dersom vi øker skalaen? Dersom vi ser på mengde død ved innenfor 30 m radius (tilsvarende et areal på 0,28 ha), er denne variabelen ikke med på å forklare verken artsantall eller antall rødlistede arter. Selv om vi ikke kan se bort fra at dette kunne vært annerledes dersom mengden død ved varierte mer (bare 5 feller hadde mer enn 1 død osp innen 30 m), er resultatet likevel i overensstemmelse med andre studier. For eksempel fant Økland et al. (1996) at diversitetsmønstre av vedlevende biller i barskog i Østmarka i liten grad hadde sammenheng med variabler for død ved på en 0,16 ha skala, men at det derimot var tydelige sammenhenger når man økte skalaen til 1 km² eller 4 km² (Økland et al. 1996).

Hvis vi beveger oss ytterligere oppover og ser på død ved på landskapsskala (i dette tilfellet definert som 40-50 km²), ser vi at det er klart flere vedlevende arter og flere rødlistede arter i det landskapet med mest død ved. Transektene indikerer at det er mer enn dobbelt så høy tetthet av både levende og død osp i studieområdet i Østmarka som i studieområdet i Nordmarka. I tillegg til at det er færre rødlistede arter og lavere andel rødlistede arter i landskapet med minst død osp, er det heller ingen arter i de høyeste truethetskategoriene (mens Østmarka hadde 3 V-arter og 1 E-art).

Det er ikke sannsynlig at dette kan forklares med at diameteren var lavere på ospene i Nordmarka, da verken tidligere studier (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002) eller dette studiet kan vise at diameter er korrelert med antall biller. Det er også interessant å merke seg at mengden død osp på liten skala (30 m radius) faktisk er signifikant større i Nordmarka, selv om det er mindre død osp på landskapsnivå her.

Med kun to gjentak på landskapsnivå er det ikke mulig å trekke bastante konklusjoner. Forhold som skogshistorie og selve fordelingen av død osp (klumpvis versus jevnt spredt) i landskapene kan være andre komponenter som bidrar til ulikhetene i bille mangfold. Våre resultater kan likevel sies å peke i samme retning som andre studier som finner at tetthet av død ved på stor skala er viktig for hvilke biller som finnes i landskapet. Slik Økland et al. (1996) finner at visse billearter er fraværende når mengde død ved på 1 km²- eller 4 km²-skala faller under en viss terskelverdi, kan det i vårt begrensede materiale se ut som at landskap med lite død osp mangler arter som finnes i landskap med større tetthet av død osp.

Det er ikke usannsynlig at det for flere billearter kan finnes terskelverdier for død ved i landskapet. Teorien rundt terskelverdier av egnet habitat er beskrevet bl.a. av Andrén (1994). Poenget med teorien er at forholdet mellom habitatmengde og populasjonsstørrelse (og derigjennom sannsynligheten for en arts overlevelse) kan være rettlinjert så lenge det er over en viss mengde substrat i landskapet, men at det kan inntreffe et brått fall i populasjonsstørrelse og sannsynlighet for overlevelse dersom substratnivået kommer under denne terskelverdien. Forklaringen er kompleks, men kan enkelt beskrives som at det blir for små enheter med habitat og for langt i mellom dem til at arten klarer å nyttiggjøre seg dem. Dette kan være en mulig forklaring på hvorfor landskapet med lavest tetthet av osp i vår undersøkelse, mangler flere av de mest krevende, rødlistede billeartene.

At ikke bare den absolutte mengden død ved, men også *fordeling* av død ved i tid og rom kan ha betydning, er pekt på i flere studier av vedlevende biller. Siitonen & Martikainen (1994) studerte biller og teiger i skadede og døde ospetrær i skjøttet skog på begge sider av grensa mellom Finland og Russland i Karelen. På russisk side er det generelt mer død ved i skogen og store osper og ospenholt er et vanlig innslag i gammelskogen og på flatene, selv om gjennomsnittlig volum av osp per ha ikke er høyere her. Mens man på finsk side fant 5 sjeldne arter, var tilsvarende tall fra russisk side 21, hvorav to er ansett som utryddet fra Finland. Forskerne mener disse forskjellene skyldes ulik skogbrukspraksis, spesielt at store områder i den russiske Karelen har hatt høy tetthet av død osp over lang tid. I et annet studium av vedlevende biller og tovinger (fluer og mygg) i blandingsskog i Sveits fant Schiegg at innenfor en radius på 150 m (tilsvarer 7,1 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).

Betydning av livsløpstrær når de er levende og når de er døde

Det er ikke mulig å se noen klar forskjell på fangstene fra det første året, da trærne var levende, og fra årene etter høykappingen når det gjelder antall individer eller antall arter av vedlevende eller rødlistede biller som gruppe. Dette er for så vidt overraskende, siden det er få av de vedlevende artene som kan utnytte et levende ospetre. Det er flere forklaringer på dette:

Vindusfellene fanger både flygende dyr som passerer nær høystubben, og dyr som spaserer på barken av høystubben. Selv om resultatene våre viser at ospemonterte vindusfellene fanger flere vedlevende biller enn de fritthengede vindusfellene, er det likevel mange biller som bare blåses forbi av vinden eller flyr forbi uten å være tiltrukket av ospa som sådan. Dette bekreftes også av et ferskt studium av 4 m høye stubber på hogstflater i Sverige, der man pakket inn hele høystubber i nett og plasserte vindusfeller inni. Etter tre sesonger hadde man i 40 slike høystubber av osp fanget forskjellige 6203 individer av 177 forskjellige arter (Lindhe & Lindelöw 2004).

Et betydelig antall individer som "ikke har noe der å gjøre" medfører at trender for enkeltarter drukner i massen. Dersom man studerer data på enkeltarter, slik som eksempelet med ospetømmerbukk (*Xylotrechus rusticus*) i resultatene, ser man at det likevel finnes klare endringer i individtall relatert til høystubbens nedbrytning. Mange av artene som lever mellom bark og ved på osp, har en topp i individtall 2 år etter at treet ble kuttet, det vil si i 2003.

Et annet poeng er at gamle, levende ospetrær ofte har partier med død ved på stammen, fruktlegemer av kjuker og døde greiner i toppen. Dermed kan levende osp likevel tilby levesteder for arter knyttet til død ved. Det viser seg også at nedbrytningstilstanden til ospenhøystubben, i form av døde partier eller råte, er viktig for å forklare økt billeantall. Ennå tydeligere utslag gjør det, særlig på forekomsten av rødlistede biller, dersom ospa var hul allerede som levende. Hulrom i osp forårsakes typisk av råtesopper som ospildkjuke, som gjør kjerneveden myk. Hakkespetter hakker ut reirplass i denne mykgjorte veden og skaper gjennom det et hull som gjerne blir benyttet gjentatte ganger av sekundære hullrugere. Under reirene blir veden gjerne nitrogenberiket av fugleskitt og døde fugleunger, og dette skaper spesielle forhold som visse insekter vil ha. Etter hvert dannes en løs, grynaktig muld i bunnen av hulrommet, som består av en blanding av rester etter fuglereider, insektbol samt gnagemel og ekskrementer etter insekter. Dette er levestedet til en rekke truede billearter, og noen slike ble påvist fra hultrær i studiet.

Når det gjelder billefangster de ulike årene studiet varte, viser resultatene at det er stor variasjon i antall fangede individer og arter fra år til år. Dette er samme resultat som Martikainen og Kaila fikk når de studerte resultatene av 10 års fangster på de samme bjørkehøystubbene i Finland (Martikainen & Kaila 2004). Nedgangen i antallet arter og individer i 2004, kan skyldes at gjennomsnittstemperaturen i juli var lav dette året. Nedgangen kan også forklares med at de første to årene byr på levevilkår for mange arter som lever i kambiet. Den tredje sommeren (=2004) er mesteparten av kambiet oppspist, og særlig ospene på flatene har mistet mye av barken (pers. obs.). Dermed har en viktig nisje forsvunnet fra høystubbene.

Som en oppsummering kan vi si at livsløpstrær av osp er viktige for bille mangfoldet både som levende og som døde, selv om de levende trærne først og fremst bidrar dersom de har hulrom eller døde deler.

Forskjellen mellom osp på hogstflater og osp i gammelskog

Resultatene viser at det blir fanget langt flere individer og arter ute på hogstflatene enn inne i skogen, og at denne kontrasten er en viktig forklaringsvariabel for både antall vedlevende og antall rødlistede biller.

Det er tidligere vist at soleksponering er viktig for mange vedlevende biller (Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002). Studier av rødlistede vedlevende invertebrater i Sverige viser at omlag 24% foretrekker soleksponerte steder, mens bare 9% foretrekker skygge. 35% er indifferente når det gjelder soleksponering, mens preferansen er ukjent for resten (Berg et al. 1994, Jonsell et al. 1998). Lindhe fant også at majoriteten av billearter i høystubber av osp og eik foretrekker soleksponerte forhold, mens artene i høystubber av gran og bjørk er mer likt fordelt mellom soleksponerte arter og skyggearter (Lindhe 2004).

Mange rødlistede biller, særlig trebukker og praktbiller, foretrekker solrike og varme habitater (Ahnlund & Lindhe 1992, Kouki et al. 2001, Palm 1959). Det er likevel viktig å huske på at bare omlag halvparten (basert på tall fra Gundersen & Rolstad 1998) av insektmangfoldet har vært vurdert med tanke på rødlista, slik at disse tallene kan være annerledes for andre artsgrupper, for eksempel soppsygg og andre tovingegrupper.

Det er viktig å peke på den ene uteliggerverdien i vårt studium som drar opp bidraget fra ospene i skog, uten dette treet ville kontrastene mellom skog og flate blitt større. Antall rødlistearter i skog faller fra 21 til 14 dersom vi ekskluderer dette ene treet, som var en relativt soleksponert hul osp selv om den stod i hogstklasse 5. Eksemplet illustrerer poenget at det ikke er hogstklasse i seg selv som er avgjørende, men snarere graden av soleksponering. I naturlig boreal skog er mengden av død ved stor i de tidlige, soleksponerte suksesjonsstadiene etter en stor skala forstyrrelse (Kellomäki et al. 2001). For eksempel fant Uotila (2001) at volumet av død ved var mer forskjellig i ungs skogen enn i den gamle skogen når naturskog og kulturskog ble sammenliknet.

Sett i en slik sammenheng, er en konklusjon av vårt studium ikke at vi må ha mer flatehogst, men derimot at hogstflatene utgjør den eneste muligheten til å overleve for arter som tidligere fant sine leveområder i tilknytning til brannflater og stormfelling. Dersom skogbrukets hogstflater skal kunne erstatte dette elementet, er det vesentlig at det blir *nok* død ved på hogstflatene og i landskapet totalt. Selv om nye tall fra Landsskogstakseringen viser at volumet død ved i skogen er økende (Hobbelstad et al. 2004), er dagens ca 8 m³/ha (ca 10% av stående volum) langt under gjennomsnittet på rundt 90 m³/ha (ca 30% av stående volum) som er målt i referanseområder i urørt naturskog (Linder et al. 1997, Siitonen et al. 2001).

Resultatene av pilotstudiet med fristilling av livsløpstrær i forbindelse med hogst, illustrerer den økte aktivitet av vedlevende biller som finner sted etter en hogst. Denne økte aktiviteten er en kombinert effekt av at biller, som er vekselvarme, flyr mer når temperaturen øker og at mange arter tiltrekkes av nylig død ved.

Det er også viktig å understreke at det finnes rødlistede biller som er tilknyttet osp i skygge, og som ikke vil kunne utnytte soleksponerte livsløpstrær (Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002). Våre resultater viser også at det er 8 rødlistede arter som kun ble fanget i gammelskogen og ikke på flatene, deriblant 2 sårbare arter.

Metoder for kartlegging av insekter i skog

Flere studier understreker at det kreves omfattende innsamling av individer før man kan anta at man har fanget opp alle rødlistede arter som er tilstede i et skogområde (Lindhe 2004, Martikainen & Kaila 2004, Martikainen & Kouki 2003, Muona 1999). I følge Martikainen bør man ha

samlet minst 3-400 arter (tilsvarende minst 4000 individer) for i det hele tatt å være sikker på å fange opp en eneste rødlistet art (Martikainen & Kouki 2003). Våre resultater støtter de funn som er gjort i flere nye studier der man sammenligner ulike metoder for insektfangst, nemlig at vindusfeller er mer effektive når det gjelder å fange opp tilstedeværende rødlistede arter i skog dersom de monteres direkte på død ved. Dette er også konklusjonen i Martikainen & Kailas finske, meget omfattende studium. De viser videre at direkte ettersøk av arter kan være et nyttig supplement når det gjelder å fange opp store arter (>6mm) i de høyeste truethetskategorierne (Martikainen & Kouki 2003).

Siden vedlevende biller utgjør nesten en fjerdedel av de rødlistede artene i skog, er det et stort behov for bedre kunnskap og grundigere kartlegging. Ikke minst er det av betydning å undersøke om det finnes "snarveier" til et pålitelig estimat av antall rødlistede biller i et skogområde, i form av substratkartlegging, indikatorarter, registreringer av insektgnag eller rettet direkte søk etter standardiserte metoder.

3.6 Konklusjon delprosjekt livsløpstrær

Det synes klart at det er en stor effekt av skogbrukets tiltak med å sette igjen osp som livsløpstrær på hogstflater. Mange rødlistede billearter ble fanget i tilknytning til slike livsløpstrær, og flere sjeldne ospespesialister ble påvist i høystubbene som ble skapt ved sprengning.

Selv om de to studieområdene ikke ligger langt fra hverandre, er det likevel signifikant flere vedlevende biller og flere rødlistede biller i studieområdet i Østmarka, der tettheten av død ved er dobbel så høy som i Nordmarka. En hypotese som kan forklare dette er at lav tetthet av osp på landskapsnivå fører til substratmangel for flere vedlevende biller, som dermed blir borte fra landskapet, men vårt studium er ikke omfattende nok til å gi noen konklusjon på dette.

Osp på hogstflater fanger både flere biller og flere rødlistede biller enn osp i gammelskog, men at disse to elementene ser ut til å utfylle hverandre. Skogbruket bør derfor sørge for å legge til rette for utviklingen av biologisk gamle ospetrær både i hogstklasse 5 og som fristilte livsløpstrær på flatene.

Osp som har døde eller råtne partier, særlig i form av hulheter i stammen, inneholder et spesielt rikt mangfold av sjeldne vedlevende biller. Det er derfor ekstra viktig at slike trær blir stående når man avvirker. Høykapping kan være et effektivt virkemiddel dersom trærne ikke synes stormsterke, og på flater med mye gjensatt osp vil det uansett være gunstig for mangfoldet om noen av ospene høykappes i 4-5 meters høyde.

Det synes klart at livsløpstrær av osp fyller en viktig rolle for billemangfoldet i barskogen, og at de fungerer etter hensikten. Det er interessant at arter som den globalt truede sinoberbilla (*Cucujus cinnaberinus*) dukker opp på livsløpstrær som skogbruket har gjensatt på hogstflatene, i landskapet med høy tetthet av død osp.

4 Anvendte konklusjoner fra prosjektet

Vårt prosjekt har vist at det finnes eksempler på impediment med betydelig tetthet av miljøelementer og med forekomster av flere rødlistede arter. Vi mener det vil være kostnadseffektivt å kartlegge impedimentområder i større grad enn det som gjøres i dag, fordi det er sannsynlig at impedimentområder i noen tilfeller kan ivareta miljøhensyn som ellers vil kreve vern av produktiv skog.

I dette studiet fant vi at nesten alle områdene med trebevokst impediment viste tydelige spor etter tidligere tiders utplukking av enkelttrær, selv om det var relativt få nyere hogstspor. Dersom impedimentarealene skal gi gode betingelser for artsmangfoldet på sikt, er det viktig at skogbruket unngå hogst av enkelttrær i disse arealene. Siden dette er skrinne arealer, er også produksjonen av død ved lav, og selv små inngrep kan ha betydelige konsekvenser.

Prosjektet har også vist at vedlevende biller er en artsgruppe som kan ha svært gode betingelser på impediment og hogstflater dersom det finnes tilstrekkelig soleksponert død ved. For å få fram betydningen av de soleksponerte skogarealene, er det ønskelig at insekter legges vekt på i større grad når arter skal registreres i skog, som et supplement til signalarter av sopp og lav som i større grad stiller krav til fuktig lokalklima.

Det er videre klart at livsløpstrær av osp ivaretar et stort mangfold av vedlevende biller, og at osp gjensatt på hogstflater gir livsrom for mange rødlistede arter. At livsløpstrær, i alle fall av osp, er et kostnadseffektivt tiltak, bør derfor være en klar konklusjon.

Den største effekten av livsløpstrær for de vedlevende insektenes del, kommer etter at treet er dødt. For noen arter er det avgjørende at det da dannes høystubber av livsløpstrærne. Dersom livsløpstreet i stedet rotvelter, blir lys- og fuktighetsforhold annerledes, og maur kan utkonkurere mange arter. For å sørge for tilstrekkelig stående død ved, både av osp og andre treslag, bør det vurderes om skogbruket skal innføre rutiner ved sluttavvirkning med å høykappe trær i tillegg til de ordinære livsløpstrærne, der dette er driftsteknisk mulig.

En slik kutting av kunstige høystubber vil øke mengden og variasjonen av død ved i soleksponerte betingelser, og dette er gunstig for mange rødlistede biller. Det er viktig å være klar over at selv om mengden død ved i skogen er økende, ligger den fremdeles svært langt under det nivået som er målt i referanseområder i naturskog. Både dette studiet og andre nyere studier indikerer at mengde død ved i hele landskapet er av stor betydning, og at for lite død ved over store områder kan føre til at arter forsvinner. Fordi biller utgjør så mye som en fjerdedel av de rødlistede artene i skogen, vil tiltak som gagnar dem være av stor betydning for skogbrukets generelle målsetning om å ivareta biomangfoldet og de rødlistede artene i norsk skog.

5 Referanser

- Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter i barrskogslandskapet - några synspunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hållmarker och hyggen. - Entomologisk tidskrift 113: 13-23.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. - Oikos 71: 355-366.
- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. - Journal of Vegetation Science 9: 593-602.
- Aulen, G. 1991. Increasing insect abundance by killing deciduous trees - a method of improving the food situation for endangered woodpeckers. - Holarctic Ecology 14: 68-80.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests - distribution and habitat associations. - Conservation Biology 8: 718-731.
- Bollandsås, O. M., Hoen, H. F. & Lunnan, A. 2004a. Nullområder i skogbruket - en prinsipiell betraktning. Rapport fra skogforskningen 4/04. 35 s.
- Bollandsås, O. M., Hoen, H. F. & Lunnan, A. 2004b. Nullområder i skogbruket - vurdering av drifts-kostnader og miljøverdier. Rapport fra skogforskningen 5/04. 22 s.
- Bredesen, B., Røsok, Ø., Aanderaa, R., Gaarder, G., Økland, B. & Haugan, R. 1994. Vurdering av indikatorarter for kontinuitet, granskog i øst-Norge. - Evaluation of indicator species for continuity in Eastern Norway 82-90895-03-8. 123 s. Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo.
- Cederberg, B., Ehnström, B., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Ingelög, T. & Tjernberg, M. 1997. De trådbærende impedimentens betydelse for rødlistede arter Artdatabanken Rapport 1. 51 s. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Dahlberg, A. & Stokland, J. 2004. Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3 600 arter. Skogsstyrelsen, Rapport 7-04. 75 s.
- DN. 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian red List 1998. 161 s. Direktoratet for naturforvaltning rapport 1999-3.
- Ehnström, B. 1999. Red-listed beetles on Scots pine (*Pinus sylvestris*) in Sweden. - Proceedings of the XXIV Nordic Congress of Entomology.
- Ehnström, B. 2003. Insekter som signalarter. Notat brukt på Skogsstyrelsens kurs i gnagespor: 12 sider.
- Ehnström, B. & Axelsson, R. 2002. Insektsnag i bark och ved. - Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forest. - Ecological Bulletins 46: 16-47.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Truede arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. 74 s. NISK, Ås.
- Gustafsson, L. & Eriksson, I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. - Journal of Applied Ecology 32: 412-424.
- Gärdenfors, U., Aagaard, K. & Biström, O., red. 2002. Hundraelva nordiska evertebrater. Handledning för övervakning av rødlistede småkryp: 288 sider. - Nord 2002:3. Nordiska ministerrådet och Artdatabanken.
- Hammond, H. E. J. 1997. Arthropod biodiversity from *Populus* coarse woody material in north-central Alberta: A review of taxa and collection methods. - Canadian Entomologist 129: 1009-1033.
- Hansen, S. O. 1994. *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) ("sinoberbille") (Col., Cucujidae) gjenfunnet i Norge. - Fauna Norvegica Series B: 87-88.
- Hanssen, O. & Hansen, L. O. 1998. Verneverdige insekthabitater. Oslofjordområdet. 132 s. NINA Oppdragsmelding 546.
- Haugan, R. 1996. Arealandel av kontinuitetspregete granskoger rundt Oslo NOA-rapport 1996-2. 33 s. Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo.
- Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M. H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. - Siste Sjanse, Oslo.
- Hobbestad, K., Gobakken, T. & Swärd, J. 2004. Evaluering av Levende Skog. Tilstand og utvikling i norsk skog vurdert i forhold til enkelte standarder. NIJOS-rapport 19-2004. 30 s.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnstrom, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. - Biodiversity and Conservation 7: 749-764.

- Kellomäki, S., Kouki, J., Niemelä, P. & Petola, H. 2001. Timber industry. - Encyclopedia of Biodiversity 5: 655-666.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y. & Niemela, J. 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. - Ecography 22: 424-435.
- Kouki, J., Lofman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. - Scandinavian Journal of Forest Research: 27-37.
- Kuusinen, M. 1996. Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. - Biological Conservation 75: 43-49.
- Kuusinen, M. & Siitonen, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. - Journal of Vegetation Science 9: 283-292.
- 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.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. - Forest Ecology and Management 98: 17-33.
- Lindhe, A. 2004. Conservation through management - cut wood as substrate for saproxylic organisms. Doctoral thesis, SLU Uppsala.
- 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.
- Lindsey, J. P. & Gilbertson, R. L. 1978. Basidiomycetes that decay aspen in North America. - J. Cramer, Lehre, West Germany.
- Löfgren, P. 2004. Om den brunkantade brunbaggens eventuellt fortsatta jämtländska existens. - Natur i Norr, Umeå 23: 45-48.
- Martikainen, P. 2000. Effects of forest management on beetle diversity, with implications for species conservation and forest production. PhD thesis. - Faculty of Forestry, Univ. of Joensuu, Finland.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. - Ecological Bulletin 49: 205-218.
- Martikainen, P. & Kaila, L. 2004. Sampling saproxylic beetles: lessons from a 10-year monitoring study. - Biological Conservation 120: 171-181.
- Martikainen, P. & Kouki, J. 2003. Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest biodiversity inventories. - Biodiversity and Conservation 12: 1815-1831.
- Muona, J. 1999. Trapping beetles in boreal forest - how many species do we miss? - Fennia 177: 11-16.
- Niemelä, J. 1990. Spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga: a question of scale. - I Stork, N., red. Ground beetles: their role in ecological and environmental studies. Intercept Publications, Andover. 143-155.
- Nitare, J., red. 2000. Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogammer. - Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Norén, M., Nitare, J., Larsson, A., Hultgren, B. & Bergengren, I. 2002. Handbok för inventering av nyckelbiotoper. - Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Palm, T. 1959. Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. - Opusculum Entomologica Suppl. 16: 1-371.
- 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 Bulletin 49: 11-41.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula* - a comparison between Finnish and Russian Karelia. - Scandinavian Journal of Forest Research 9: 185-191.
- 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 Bulletin 49: 231-242.
- SSB. 2003. http://www.ssb.no/emner/10/04/20/nos_skogstat/nos_d320/tab/tab-2.6.html.
- Stokland, J. N. 1997. Representativeness and efficiency of bird and insect conservation in Norwegian boreal forest reserves. - Conservation Biology 11: 101-111.

- Stokland, J. N., Eriksen, R., Tomter, S. M., Korhonen, K., Tomppo, E., Rajaniemi, S., Söderberg, U., Toet, H. & Riis-Nielsen, T. 2003. Forest biodiversity in the Nordic countries - status based on national forest inventories. 108 s. TemaNord 514.
- 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.
- Uotila, A., Maltamo, M., Uuttera, J. & Isomäki, A. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forest in eastern Finland and Russian Karelia. - *Ecological Bulletin* 49: 149-158.
- 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.

Appendix

Resultatene av den helhetlige statistiske analysen fra Delprosjekt 2, av de forskjellige faktorene (bestandstype, landskap, ytre og indre nedbrytingsgrad) som påvirker de ulike målene på biologisk mangfold (antall arter og individer av hhv. vedlevende og rødlistede biller). Analysen er utført ved hjelp av lineære modeller (to-veis ANOVA, med repeated measures der det er relevant), etter transformasjon av de aktuelle variablene for så langt som mulig å sikre stabil varians og normalfordeling av residualene.

Tabell 1 a-d: Resultat av modell-seleksjon, samt estimater og 95% konfidens-intervall for transformert respons i den beste modellen. Estimaterne for de kategoriske variablene er estimerte gjennomsnitt (least square means), mens estimatet for den ordinale variabelen Decay2003 er stigningstall. Tabellene inneholder variabelnavn (Effect), antall frihetsgrader i feilleddet og for modellparametrene (Den DF og Num DF), F-verdi og p-verdi. Den nederste tabellen inneholder parameterestimat / stigningstall for den transformerte variabelen, samt nedre og øvre grenser for 95% konfidensintervall. a) antall vedlevende individer b) antall vedlevende arter, c) antall rødlistede individer d) antall rødlistede arter

a) Antall vedlevende individer

Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Stand	1	56	58.87	<,0001
Landscape	1	56	4,80	0.0327
Decay2003	1	56	4,84	0.0319

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	4.8281	4.6747	4.9815
Stand - Flate	5.6765	5.5230	5.8299
Landscape - Østmarka	5.3686	5.2183	5.5189
Landscape - Nordmarka	5.1360	4.9857	5.2863
Kovariater:			
Decay2003	0.2073	0,022688	0,391912

b) Antall vedlevende arter (log-transformert)

Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Stand	1	56	57.81	<,0001
Landscape	1	56	8.79	0.0044
Decay2003	1	56	4.53	0.0377

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	3.6499	3.5463	3.7535
Stand - Flate	4.2176	4.1140	4.3212
Landscape - Østmarka	4.0400	3.9386	4.1415
Landscape - Nordmarka	3.8274	3.7259	3.9289
Kovariater:			
Decay2003	0.1354	0,010724	0,260076

c) *Antall rødlistede individer (log+1-transformert)*

Effect	DF	DF	F-Value	p-value
Stand	1	55	16,06	0,0002
Landscape	1	55	14,57	0,0003
Decay2003	1	55	3,18	0,0802
IntDecay	1	55	7,14	0,0099

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	1,3459	0,9456	1,7461
Stand - Flate	2,0458	1,6497	2,4418
Landscape - Østmarka	2,0161	1,6254	2,4069
Landscape - Nordmarka	1,3755	0,9758	1,7752
Kovariater:			
Decay2003	0,3251	-0,0324	0,682604
IntDecay	1: 1,1905	1: 1,0113	1: 1,3698
	2: 2,2011	2: 1,4862	2: 2,9160

d) *Antall rødlistede arter (log+1-transformert)*

Effect	DF	DF	F-Value	p-value
Stand	1	56	33,93	<0,0001
Landscape	1	56	15,32	0,0002
IntDecay	1	56	15,94	0,0002

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	1.0238	0.7553	1.2923
Stand - Flate	1.7369	1.5010	1.9728
Landscape - Østmarka	1.6164	1.3701	1.8628
Landscape - Nordmarka	1.1443	0.8870	1.4015
Kovariater:			
IntDecay	1: 0.9374	1: 0.8112	1: 1.0635
	2: 1.8233	2: 1.3984	2: 2.2482

Tabell 2: Logistisk regresjon på andel rødlistede arter av vedlevende arter. Den øverste tabellen inneholder variabelnavn, antall frihetsgrader, kji-kvadrat verdi og p-verdi, den nederste odds ratio og 95% konfidensintervall.

Effect	DF	Chi Square	p-value
Landscape	1	3.6906	0.0547
Stand	1	4.9965	0.0254
IntDecay	1	11.7709	0,0006

Effect	Odds ratio	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Intercept	0,079667	0,0511292	0,1205007
Landscape - Østmarka	1,3990592	0,9933224	1,9915237
Landscape - Nordmarka	1	1	1
Stand - Skog	0,6516159	0,4378845	0,9497087
Stand - Flate	1	1	1
Kovariater:			
IntDecay	1: 0,4790741	1: 0,3249773	0,721733
	2: 1	2: 1	2: 1

Tabell 3. Resultater fra mixed repeated measures ANOVA med a) vedlevende individer og b) vedlevende arter som responsvariabel. Tabellene inneholder variabelnavn (Effect), antall frihetsgrader i feilledet og for modellparametrene (Den DF og Num DF), F-verdi og p-verdi. Den nederste tabellen inneholder parameterestimat / stigningstall for den transformerte variabelen, samt nedre og øvre grenser for 95% konfidensintervall.

a) Vedlevende individer (log-transformert)

Effect	DF error	DF mod.par.	F-Value	p-value
Year	3	176	3.01	0.0318
Stand	1	55	84.02	<0,0001
Landscape	1	55	4.84	0.0320
Decay2003	1	55	8.24	0.0058

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Year - 2001	3.7016	3.5597	3.8434
Year - 2002	3.7585	3.6167	3.9004
Year - 2003	3.9484	3.8065	4.0902
Year - 2004	3.7705	3.6276	3.9134
Stand - Skog	3.3552	3.2213	3.4891
Stand - Flate	4.2342	4.1008	4.3677
Landscape - Østmarka	3.8961	3.7649	4.0273
Landscape - Nordmarka	3.6934	3.5625	3.8242
Kovariater:			
Decay2003	0,234400	0,074366	0,394434

b) Vedlevende arter (log-transformert)

Effect	DF error	DF mod.par.	F-Value	p-value
Year	3	176	4.47	0.0047
Stand	1	55	73.60	<0,0001
Landscape	1	55	7.57	0.0080
Decay2003	1	55	8.00	0.0065

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Year - 2001	2.8914	2.7870	2.9958
Year - 2002	2.8998	2.7954	3.0042
Year - 2003	3.0736	2.9692	3.1780
Year - 2004	2.9056	2.8005	3.0108
Stand - Skog	2.6320	2.5308	2.7332
Stand - Flate	3.2532	3.1523	3.3541
Landscape - Østmarka	3.0384	2.9392	3.1375
Landscape - Nordmarka	2.8468	2.7479	2.9458
Kovariater:			
Decay2003	0,174400	0,053546	0,295254

Tabell 4. Resultater fra mixed repeated measures ANOVA med a) rødlistede individer og b) rødlistede arter som responsvariabel. Tabellene inneholder variabelnavn (Effect), antall frihetsgrader i feilleddet og for modellparametrene (Den DF og Num DF), F-verdi og p-verdi. Den nederste tabellen inneholder parameterestimat / stigningstall for den transformerte variabelen, samt nedre og øvre grenser for 95% konfidensintervall.

a) Rødlistede individer

Effect	DF error	DF mod.par.	F-Value	p-value
Year	3	177	3.27	0.0225
Stand	1	55	6.90	0.0112
Landscape	1	55	10.75	0.0018
Decay2003	1	55	5.14	0.0273
IntDecay	1	55	13.17	0.0006

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Year - 2001	0.6529	0.4431	0.8626
Year - 2002	0.7976	0.5878	1.0073
Year - 2003	0.9443	0.7345	1.1540
Year - 2004	0.7562	0.5464	0.9659
Stand - Skog	0.6728	0.4720	0.8736
Stand - Flate	0.9026	0.7040	1.1013
Landscape - Østmarka	0.9256	0.7296	1.1216
Landscape - Nordmarka	0.6498	0.4494	0.8503
Kovariater:			
Decay2003	0,207200	0,028056	0,386344
	1: 0.4437	1: 0.3535	1: 0.5339
IntDecay	2: 1.1317	2: 0.7734	2: 1.4901

b) Rødlistede arter

Effect	DF error	DF mod.par.	F-Value	p-value
Year	3	177	3.38	0.0194
Stand	1	55	15.58	0.0002
Landscape	1	55	16.98	0.0001
Decay2003	1	55	3.71	0.0591
IntDecay	1	55	11.67	0.0012

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Year - 2001	0.5182	0.3564	0.6799
Year - 2002	0.6444	0.4826	0.8061
Year - 2003	0.7625	0.6007	0.9242
Year - 2004	0.6021	0.4403	0.7638
Stand - Skog	0.5027	0.3528	0.6527
Stand - Flate	0.7608	0.6125	0.9092
Landscape - Østmarka	0.7613	0.6149	0.9076
Landscape - Nordmarka	0.5023	0.3526	0.6520
Kovariater:			
Decay2003	0,131600	-0,00227	0,265468
	1: 0.3898	1: 0.3226	1: 0.4570
IntDecay	2: 0.8738	2: 0.6060	2: 1.1415

Tabell 5 ANOVA for trefeller versus kontrollfeller, inkludert designvariabelen flate vs. lukka skog, med antall vedlevende individer (log-transformert) som responsvariabel. Tabellene inneholder variabelnavn (Effect), antall frihetsgrader i feilledet og for modellparametrene (Den DF og Num DF), F-verdi og p-verdi. Den nederste tabellen inneholder parameterestimat / stigningstall for den transformerte variabelen, samt nedre og øvre grenser for 95% konfidensintervall.

Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Stand	1	29	77.34	<.0001
Trap	1	29	0.15	0.6987

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	4.6654	4.5121	4.8187
Stand - Flate	5.5976	5.4443	5.7509
Trap - Kontroll	5.1462	5.0132	5.2791
Trap - Osp	5.1168	4.9838	5.2497

Tabell 6 ANOVA for trefeller versus kontrollfeller, inkludert designvariabelen flate vs. lukka skog, med antall vedlevende arter (log-transformert) som responsvariabel. Tabellene inneholder variabelnavn (Effect), antall frihetsgrader i feilledet og for modellparametrene (Den DF og Num DF), F-verdi og p-verdi. Den nederste tabellen inneholder parameterestimat / stigningstall for den transformerte variabelen, samt nedre og øvre grenser for 95% konfidensintervall.

Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Stand	1	29	77.34	<.0001
Trap	1	29	50.16	<.0001

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	3.4135	3.2955	3.5316
Stand - Flate	3.9657	3.8477	4.0838
Trap - Kontroll	3.9079	3.8033	4.0126
Trap - Osp	3.4713	3.3667	3.5759

Tabell 7 ANOVA for trefeller versus kontrollfeller, inkludert designvariabelen flate vs. lukka skog, med antall rødlistede individer (log+1-transformert) som responsvariabel. Tabellene inneholder variabelnavn (Effect), antall frihetsgrader i feilleddet og for modellparametrene (Den DF og Num DF), F-verdi og p-verdi. Den nederste tabellen inneholder parameterestimat / stigningstall for den transformerte variabelen, samt nedre og øvre grenser for 95% konfidensintervall.

Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Stand	1	28	27.65	<,0001
Trap	1	28	22.41	<.0001
Stand * Trap	1	28	7.24	0.0119

Effect	Estimate	Lower 95% CI	Upper 95% CI
Stand - Skog	0.7410	0.5190	0.9630
Stand - Flate	1.5471	1.3250	1.7691
Trap - Kontroll	0.8553	0.6547	1.0560
Trap - Osp	1.4328	1.2321	1.6334
Stand - Skog * Trap - Kontroll	0.6164	0.3327	0.9002
Stand - Flate * Trap - Osp	0.8656	0.5819	1.1494
Stand - Skog * Trap - Kontroll	1.0942	0.8105	1.3780
Stand - Flate * Trap - Osp	1.9999	1.7161	2.2836

Tabell 8 ANOVA for trefeller versus kontrollfeller, inkludert designvariabelen flate vs. lukka skog, med antall rødlistede arter (log+1-transformert) som responsvariabel

Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Stand	1	29	16.92	0,0003
Trap	1	29	4.62	0.0401

Effect	Estimate	Lower 95%	Upper 95%
Stand - Skog	0.6260	0.4451	0.8069
Stand - Flate	1.1405	0.9596	1.3213
Trap - Kontroll	0.7760	0.6124	0.9396
Trap - Osp	0.9905	0.8268	1.1541

NINA Rapport 71

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1610-8



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>