



Norges teknisk-  
naturvitenskapelige universitet  
Vitenskapsmuseet



Rapport botanisk serie 2001-5

## Forvaltning av lav og moser i boreal regnskog

Tommy Prestø og Håkon Holien



Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Vitenskapsmuseet  
Rapport botanisk serie 2001-5

## Forvaltning av lav og moser i boreal regnskog

Tommy Prestø og Håkon Holien

Rapporten er trykt i 250 eksemplarer  
Trondheim

ISBN 82-7126-622-5  
ISSN 0802-2992

## Referat

Prestø, T. & Holien, H. 2001. Forvaltning av lav og moser i boreal regnskog. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2001-5: 1-77.

Effektene av hogst i lokaliteter med boreal regnskog ble studert for epifyttiske lav og moser på død ved. Tre lokaliteter i Åfjord, to i Overhalla og én i Grong kommune representerte store flatehogster, små flatehogster, gruppehogster og referanseområder. Lavundersøkelsene fokuserte spesielt på granfylllav (*Fuscopannaria ahlneri*), gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) og andre cyanolaver. Dessuten ble lavenes fordeling oppover i trekrona studert. Moseundersøkelsene fokuserte på pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*), råteflak (*Calypogeia suecica*), stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*), råteflik (*Lophozia ascendens*), *Lophozia ciliata*, fauskflik (*Lophozia longiflora*) og larvemose (*Nowellia curvifolia*). Store flatehogster hadde svært negative effekter på epifyttisk lav og moser på død ved. Også små flatehogster og gruppehogster hadde negative effekter, men effektene var ikke entydige. Store flatehogster anbefales ikke i lokaliteter med boreal regnskog. Forstlig aktivitet kan i enkelte tilfeller kombineres med bevaring av biologisk mangfold i boreal regnskog. Gruppehogst og småflatehogst kan under gitte omstendigheter brukes i mindre verdifulle lokaliteter med boreal regnskog, fortrinnsvis i lokaliteter av en viss størrelse.

Tommy Prestø, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7491 Trondheim. e-post: [Tommy.Presto@vm.ntnu.no](mailto:Tommy.Presto@vm.ntnu.no).

Håkon Holien, Høgskolen i Nord-Trøndelag, Avd. for samfunn, næring og natur, Postboks 145, 7702 Steinkjer. e-post: [Hakon.Holien@hint.no](mailto:Hakon.Holien@hint.no).

## Summary

Prestø, T. & Holien, H. 2001. Management of lichens and bryophytes in boreal rainforests. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2001-5: 1-77.

Logging effects on epiphytic lichens and bryophytes on decaying logs were studied in boreal rainforests. The study areas represented large clearcut areas, small clearcut areas, group selection systems, and reference areas. Focal lichens were particularly *Fuscopannaria ahlneri*, *Pseudocyphellaria crocata* and other cyanolichens. Vertical lichen distribution in tree crowns were also studied. Focal bryophytes were *Anastrophyllum hellerianum*, *Anastrophyllum michauxii*, *Calypogeia suecica*, *Cephalozia catenulata*, *Lophozia ascendens*, *Lophozia ciliata*, *Lophozia longiflora* and *Nowellia curvifolia*. The negative effects of large clearcut areas on epiphytic lichens and bryophytes on decaying logs were severe. Small clearcut areas and group selection systems had negative effects on these species, but not unequivocally negatively. Large clearcut areas are not recommended in boreal rainforests. Forest management that combines logging activities and conservation of biodiversity can in some instances be accomplished. Group selection system and small clearcut areas can under particular circumstances be carried out in localities less worthy of conservation.

Tommy Prestø, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, Department of Natural History, N-7491 Trondheim, Norway. e-mail: [Tommy.Presto@vm.ntnu.no](mailto:Tommy.Presto@vm.ntnu.no).

Håkon Holien, Nord-Trøndelag University College, Faculty of Social Sciences and Natural Resources, Box 145, N-7702 Steinkjer, Norway. e-mail: [Hakon.Holien@hint.no](mailto:Hakon.Holien@hint.no).

# Innhold

Referat.....	1
Summary .....	1
Forord.....	3
1 Innledning .....	4
2 Områdebeskrivelser .....	5
2.1 Arnevik-vassdraget, Åfjord .....	5
2.2 Namdalen .....	9
3 Materiale og metoder .....	15
3.1 Skoglige data .....	15
3.2 Lavdata .....	15
3.3 Mosedata og død ved.....	16
4 Nomenklatur .....	18
5 Resultat .....	19
5.1 Skogdata for forsøkshogstområdene .....	19
5.2 Lav .....	19
5.3 Moser på død ved .....	25
6 Diskusjon .....	41
6.1 Lav .....	41
6.2 Moser på død ved .....	43
6.3 Framtidig forvaltning av boreal regnskog .....	45
6.4 Konklusjon .....	48
7 Litteratur .....	48
Tabeller 1-30	
Vedlegg 1-6	

## Forord

I 1994 gjennomførte vi på oppdrag fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag et forprosjekt hvor nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav- og mosearter langs Arnevik-vassdraget i Åfjord ble kartfesta. Forprosjektet ble ført videre i prosjektet "Forvaltningsstrategier for kystgranskog" fra 1995, og denne rapporten er slutt-rapporten fra dette prosjektet.

I rapporten er det lagt vekt på å presentere de resultatene som vi mener har størst betydning for utarbeiding av en framtidig forvaltningsstrategi for boreal regnskog. Vi vil også vise til veilederen utarbeidet av Andersen et al. (2000).

Prosjektet har hatt støtte fra Norges forskningsråd i 1995-98. Prosjektets styringsgruppe har vært Koordineringsgruppa for prosjekt "Biologisk mangfold i skog i Midt-Norge" som har hatt sekretariat hos Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Landbruksdepartementet har støttet prosjektet gjennom en generell bevilgning til forvaltningsprosjektet "Biologisk mangfold i skog i Midt-Norge". For en oversikt over finansieringen se Anon. (1999).

Prosjektleder for "Forvaltningsstrategier for kystgranskog" har vært fylkesskogsjef Tor Morten Solem, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Landbruksavdelingen, mens professor Kjell Ivar Flatberg, NTNU Vitenskapsmuseet har vært prosjektansvarlig for bevilgningene fra Norges forskningsråd. Håkon Holien og Tommy Prestø har hatt ansvar for prosjektets botaniske undersøkelser.

Prosjektområdene ligger utelukkende på privat grunn. Grunneierne har i ulik grad følt prosjektet som en ytterligere belastning i tillegg til at skogen ble registrert i forbindelse med verneplan for barskog. Det ble derfor brukt mye tid på avtaleutforming og kommunikasjon med grunneierne. Dette medførte blant annet at forsøkshogstene ble forsinket. Uten stor velvilje fra berørte grunneiere hadde det ikke vært mulig å gjennomføre prosjektet. Disse takkes spesielt. Kommunale representanter og representanter for Fylkesmannen i begge fylker har arbeidet mye for å dra i land avtaler med grunneiere. Takk for støtten.

Vi har etablert prosjektområder i skog med større verneverdier. Uten velvilje fra Direktoratet for naturforvaltning, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvern avdelingen og Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen hadde dette ikke vært mulig.

Takk til Kjell Andreassen for hjelp med utformingen av forsøkshogstene, til Ingrid Bjørklund som var feltassistent på prosjektet i 1997 og til Rune Hedegart som hjalp til med innsamling av tredata. Takk til Dagmar Hagen for kommentarer til manus.

Trondheim og Steinkjer, 2001  
Tommy Prestø og Håkon Holien

# 1 Innledning

Den boreale regnskogen i Midt-Norge er unik i europeisk sammenheng. Den finnes overveiende i lågtliggende områder (sjelden over 200 moh.), hovedsaklig på høge boniteter (småbregne-, storbregne- og høgstaudeskog) og i forbindelse med marine avsetninger (Holien & Prestø 1995a, Gaarder et al. 1997, DN 1998a, b). Bekkedaler (raviner), sumpgranskoger, skog oppunder bergframspring som beskytter mot sør og vest, i tillegg til nord- og østvendte lier (som er godt beskyttet mot storm) er de mest vanlige voksestedstypene. I sprutsonen fra større fossefall finner en klimatiske forhold som minner mye om kystklima. Dette kan sies å være en spesialutgave av boreal regnskog (Holien & Prestø 1995b). For en oversiktlig gjennomgang av utbredelsen av boreal regnskog og dens økologi vises det til Holien & Tønsberg (1996).

I Norge har vi mye kunnskap om det biologiske mangfoldet i våre skoger. Nyere kunnskap er summert opp blant annet av Solbraa (1996) og Aanderaa et al. (1996). Bevaring av det biologiske mangfoldet i boreal regnskog krever spesiell oppfølging. Dette fastslås blant annet i St.meld. nr. 40 (1994-95) "Opptopping av barskogvernet fram mot år 2000" og i St.meld. nr. 17 (1998-99) "Verdiskaping og miljø – muligheter i skogsektoren". Den spesielle oppfølgingen kan i utgangspunktet både bestå i ytterligere barskogvern og utvikling av egne forvaltningssystemer for skogtypen.

En stor del av det biologiske mangfoldet kan sikres gjennom etablering av verneområder og gjennom dagens forvaltningsregime i boreal regnskog, men det er ikke realistisk å bevare levedyktige populasjoner av alle trua og sårbare arter innen vernet skog alene, heller ikke i den boreale regnskogen. En del områder med boreal regnskog vil bli vernet i henhold til naturvernloven (DN 1998a). For de områdene som ikke blir vernet etter naturvernloven er det store utfordringer knyttet til forvaltning for ivaretagelse av både næringsinteresser og bevaring og bruk av det biologiske mangfoldet (Storrank et al. 1998). Hvordan skogeierne forvalter lokaliteter med hensynskrevende arter blir avgjørende for sikring av det biologiske mangfoldet i den boreale regnskogen. Hogst påvirker biologisk mangfold gjennom et komplekst samspill med økologiske faktorer (Rydgren et al. 1999). Et viktig ledd i utviklingen

av en forvaltningsstrategi for boreal regnskog er å øke kunnskapen om trua og sårbare arter sine krav til levested og deres toleranse overfor skoglig aktivitet. Dessuten er det viktig å identifisere naturlige prosesser og faktorer som påvirker biologisk mangfold i boreal regnskog. Slik kan man skille effekter som skyldes naturlig variasjon i tid og/eller rom fra antropogen påvirkning. Evaluering av effektene dagens skogskjøtsel har på biologisk mangfold er også nødvendig. Dette kan delvis oppnås gjennom overvåking av rødlista arter og annet biologisk mangfold (DN 1998c).

## Artsmangfoldet i boreal regnskog

Biologisk mangfold i boreal regnskog består generelt av svært mange arter og stor variasjon innen en rekke plante- og dyregrupper. Prosjektet har valgt å fokusere på epifyttiske lavararter (vokser på trær) og epixyliske moser (på død ved). Det er først og fremst de epifyttiske lavartene som har gjort skogtypen kjent. Blant de epifyttiske lavene er det en rekke rødlista arter (Tønsberg et al. 1996), foruten andre sjeldne arter. Moser på død ved er blant de mest utsatte mosene i Trøndelag (Frisvoll & Prestø 1997). Prosjektet fokuserer derfor på rødlista og sjeldne moser på død ved.

## Mål for prosjektet

Prosjektets hovedmålsetting har vært å "utvikle kunnskapsgrunnlaget for tilpasninger av næringsmessig virksomhet i skogbruket ut ifra hensynet til ivaretagelse av biologisk mangfold i kystgran-skog."

Prosjektets tre delmålsettinger har vært å:

- 1 "Øke kunnskapsgrunnlaget om trua/sårbare lavar og mosearter sin toleranse overfor skoglig virksomhet."
- 2 "Peke på nødvendige tilpasninger og skjøtselstiltak i skogbruk, og belyse konsekvensene for den næringsmessige virksomheten ved nødvendige driftstekniske og skjøttelsmessige tiltak."
- 3 "Bidra til samarbeid og kommunikasjon mellom forvaltning, næring, næringsutøvere og forskning."

De biologiske spørsmålene vi har ønsket å besvare er blant annet: Er de trua og sjeldne lavar og moseartene sårbare for ulike typer forstlige inngrep? Hvilke konkrete effekter har ulike inngrep på treboende lavflora og vedboende moseflora? I

hvilken grad er bevaring av levedyktige populasjoner av de trua og sjeldne lav- og moseartene forenlig med gruppehogster, småflatehogster og store flatehogster?

En fullstendig beskrivelse av prosjektet finnes hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag (1995), se også Prestø (1996a, b) og Prestø & Holien (1996).

## 2 Områdebeskrivelser

Artsmangfoldet i de boreale regnskogene varierer mellom lokaliteter innen en region, og ikke minst mellom regioner. Prosjektets studieområder har vært Arnevik-vassdraget i Åfjord kommune (tre delområder), Foss/Grande og Flenga i Overhalla kommune og Gartlandsdalen i Grong kommune. Delområdene ble valgt på grunnlag av kunnskap om forekomst av trua, sårbare og sjeldne arter (Holien & Tønsberg 1994, Holien & Prestø 1995a, Prestø & Holien 1996, Gaarder et al. 1997).

I deler av området med boreal regnskog er gran-skogens historie kort (Aune 1982). I Grong var grana etablert for ca. 2000 år siden, men det finnes indikasjoner på at enkelte granholt fantes allerede for 3000 år siden (Mørkved 1989: 22). Videre vestover og sørover har grana vært etablert i Overhalla i ca. 1800 år, Nærøy ca. 1500 år, Åfjord ca. 1000 år og Bjugn ca. 700 år (Hafsten 1991, 1992).

De fleste områdene med boreal regnskog har vært sterkt kulturpåvirket gjennom lengre tid (f.eks. Storaunet et al. 1998, 2000).

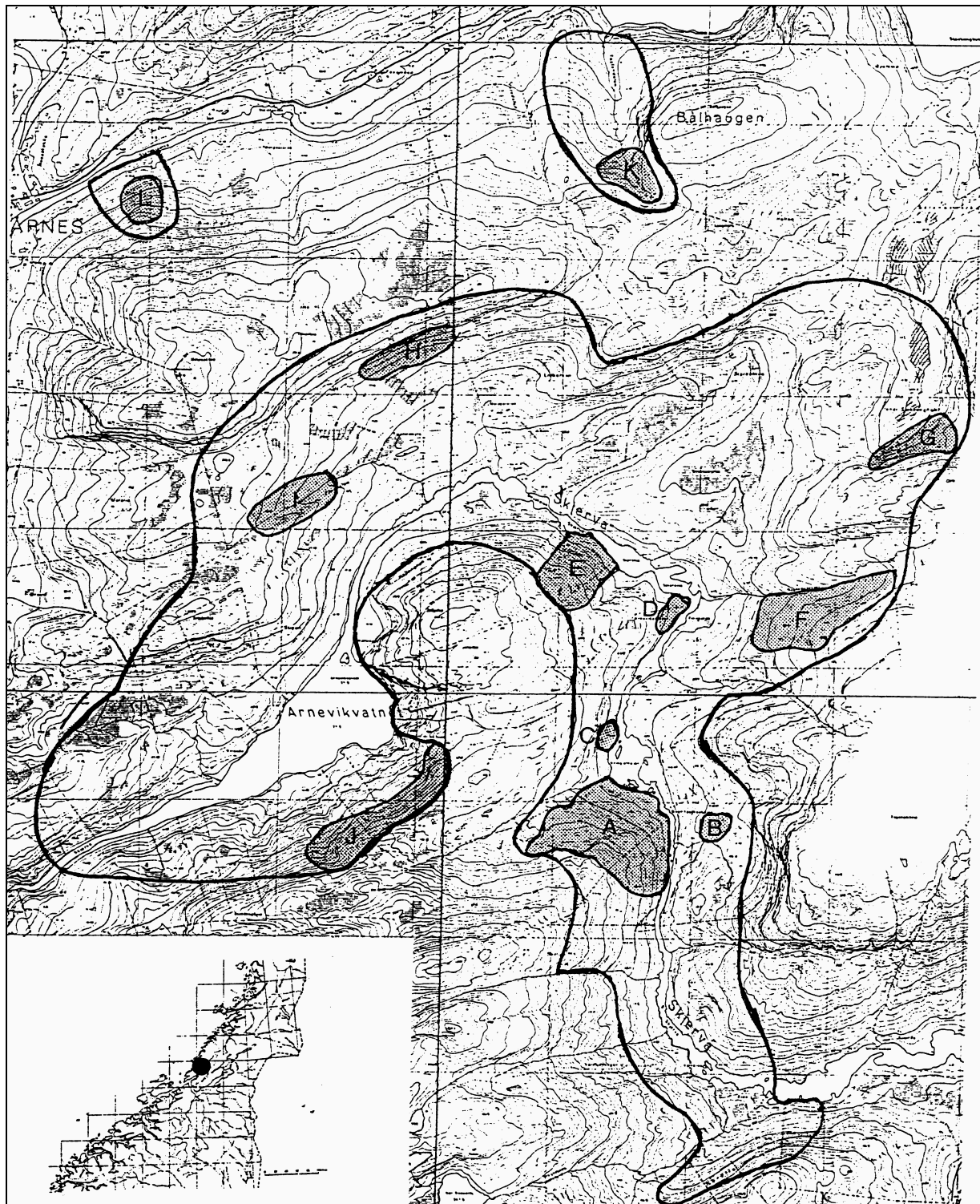
Tabell 1 er en oversikt over prosjektets delområder. Størrelsen på delområdene varierer nokså mye. Praktisk talt alt areal som inngår i prosjektet er skog med bonitet G14. Det finnes mindre parti av skog i G11 og G17 i enkelte av delområdene. Det oppgitte arealet for de to delområdene i Gartlandsdalen omfatter selve flatehogstene og skogen inntil ca. 100 m fra sentrum av hogstflatene.

Det er lagt ned varierende mengde arbeidsinnsats i de enkelte områder. Fokus har primært vært rettet mot delområdene Fjøsdaalen og Foss på grunn av forsøkene med gruppehogster. Derfor er også kunnskapen om disse to områdene bedre enn resten.

### 2.1 Arnevik-vassdraget, Åfjord

På grunnlag av et forprosjekt i 1994 (Holien & Prestø 1995a) ble Arnevik-vassdraget i Åfjord valgt som prosjektområde for Fosenhalvøya (figur 1). I dalføret langs vassdraget var det gode populasjoner av flere aktuelle lav- og mosearter. Her fantes også lokaliteter som hadde potensiale som referanseområde (figur 2), lokaliteter som gjorde



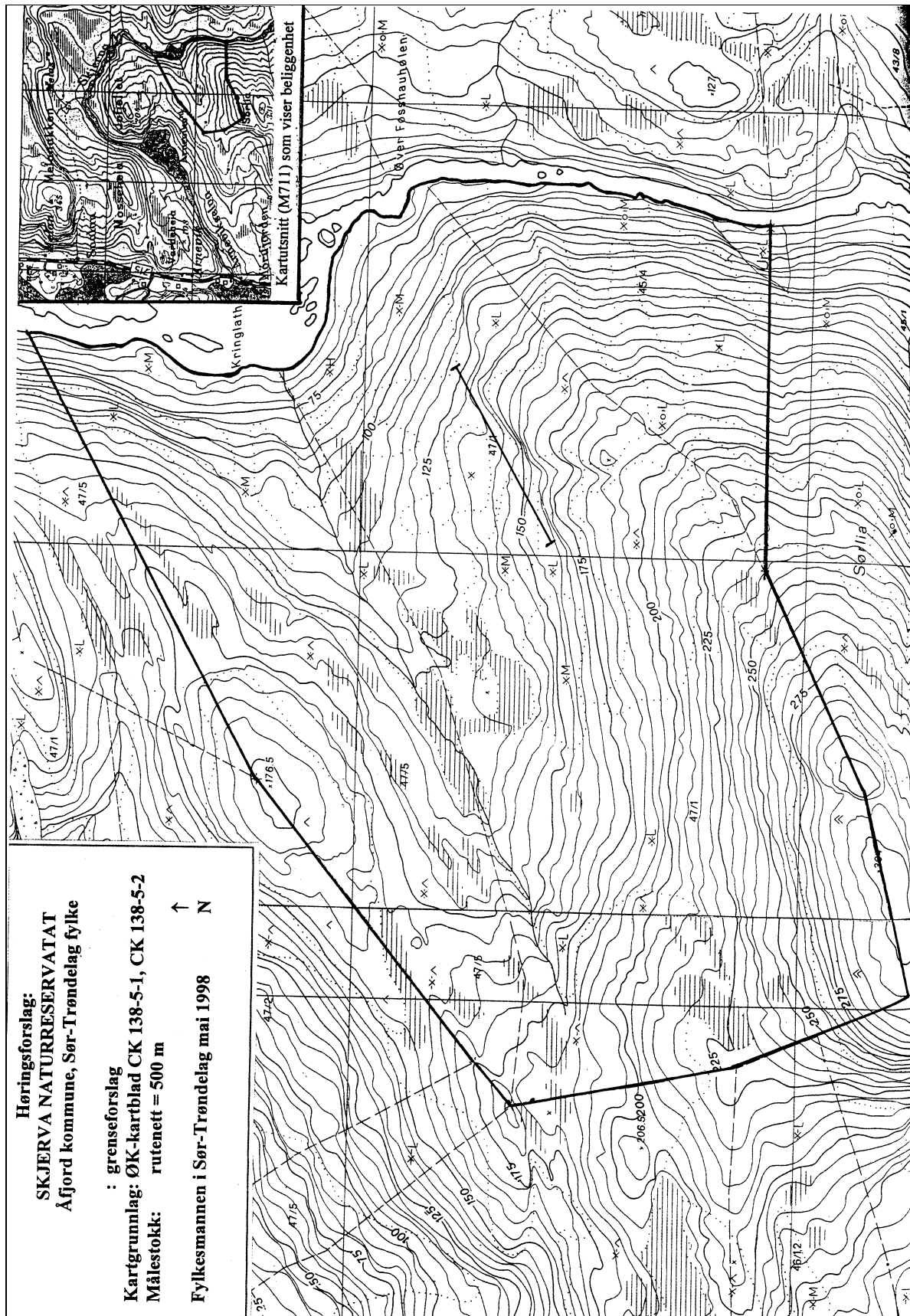


**Figur 1.** Nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav- og mosearter langs Arnevik-vassdraget i Åfjord. Delområdene A Kringlathølen, E Skjerva og I Fjøsdaalen omtales nærmere i denne rapporten.

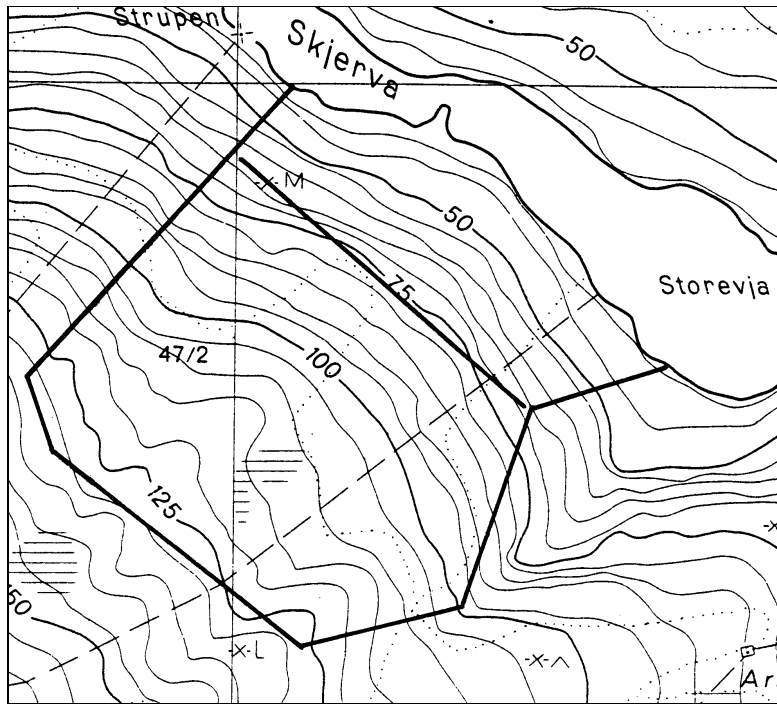
studier av effekten av store og små hogstflater mulig (figur 3) og én lokalitet som egnet seg til eksperimentell hogst (figur 4).

Området ligger i sørboreal vegetasjonssone og klart oseanisk vegetasjonssesksjon (SB, O2; Moen 1998).

Klimaet i området er fuktig og kjølig. De mest aktuelle stasjoner for måling av nedbør og temperatur er Breivoll i Sjørdalen (94 moh.), Momyr (280 moh.), Rissa (30 moh) Vallersund (4 moh.) og Ørland (9 moh.). Gjennomsnittlig årsnedbør i perioden 1966-90 var 1750 millimeter på Breivoll, 2010 på Momyr og 1684 i Rissa (Førland



Figur 2. Kringlathølen, Åfjord. Transekt for taksering av død ved og moser på død ved er vist.



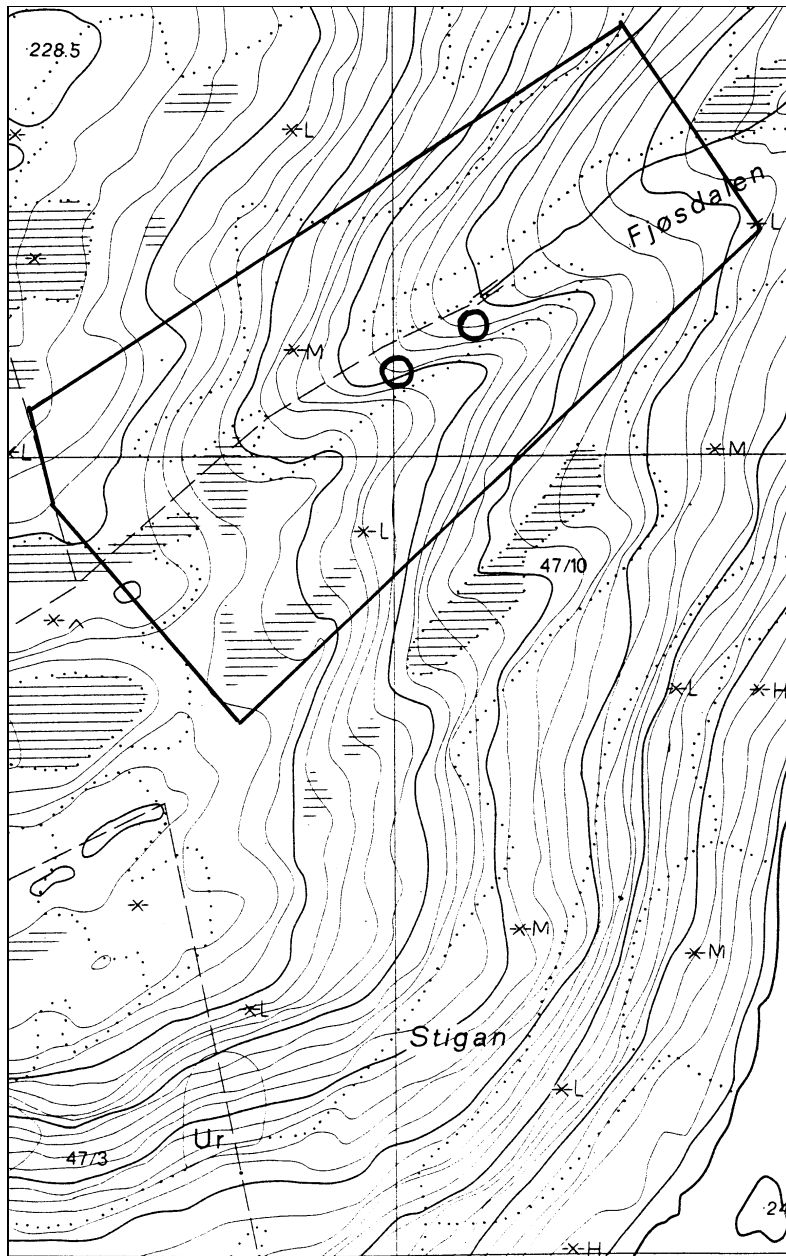
**Figur 3.** Skjerva, Åfjord. Transektet viser området som er brukt til taksering av død ved og undersøkelser av moser på død ved. Vest for området er det ei stor hogstflate som ble etablert i etterkant av orkanen 1. januar 1992.

1993). Rissa hadde i perioden gjennomsnittlig 251,8 døgn med målbar nedbør i året (DNMI in litt.). Dette er den høyeste målte nedbørfrekvens på norske målestasjoner. Årsmiddeltemperaturer i Vallersund og Ørland var 6,2 °C og 5,8 °C (Aune 1993).

Berggrunnen i området er dominert av sure bergarter (gneiser) sørøst og nordøst for Arnevikvatnet, i nord dominerer noe baserikere bergarter (Wolff 1979).

Vegetasjonen preges av barskog. Dalsidene preges av granskog på middels og lokalt høg bonitet. På skrinn jord og myr finner vi en del furuskog. Lauvtrær finnes lokalt i suksesjonsstadier i barskogen, hovedsakelig som enkelttrær og mindre tregrupper. Bestand av rene lauvskoger finnes nesten bare i de nedre deler av dalføret, primært langs vassdraget, og som gjengroingsstadier på gammel kulturmark. I dalføret er middels produktive granskogbestand mest utbredt. Her er det småbregneskog, ofte i mosaikk med blåbærskog. Storfrytle (*Luzula sylvatica*) og smørtelg (*Oreopteris limbosperma*) er som regel tilstede. Bestand av storbregneskog inngår lokalt, mens høgstaude-skog kun finnes som fragmenter. Forsumpete parti med omfattende torvmosematter (*Sphagnum* spp.) er et typisk trekk i granskogen. Furuskogen er stort sett kysttypen av røssløyng-blokkebærskog (jf.

Fremstad 1997). Noen større fattigmyrer finnes også i området. Kulturpåvirkningen i området er omtalt hos Holien & Prestø (1995a). Se også Skorstad (1999) for nærmere beskrivelse av vegetasjonen.



**Figur 4.** Fjøsdaalen, Åfjord. De to gruppehogstene fra vinteren 1997 er vist med ringer.

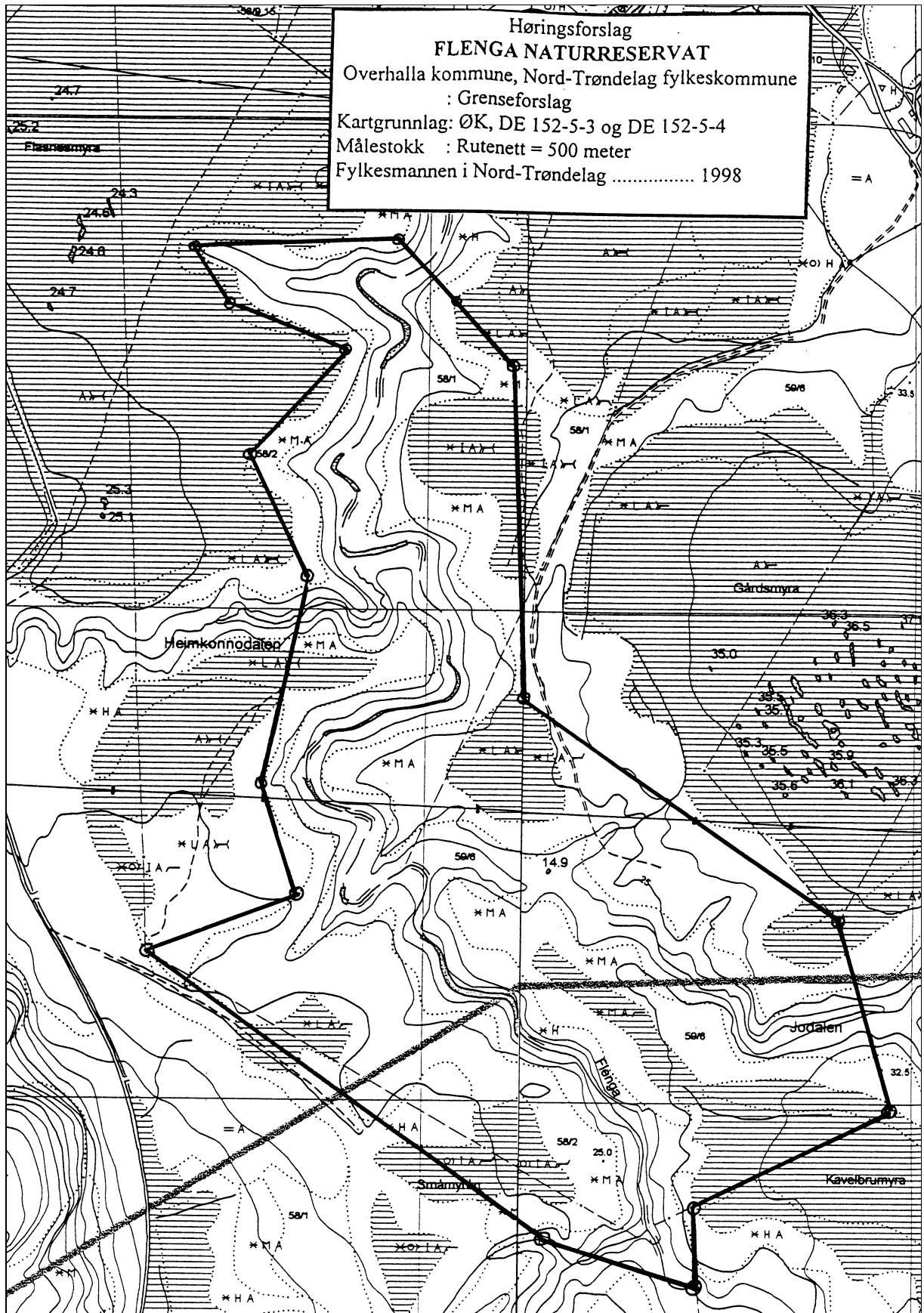
## 2.2 Namdalen

Undersøkellesområdet i Namdalen består av tre geografisk adskilte delområder, Foss/Grande (figur 5) og Flenga i Overhalla (figur 6) samt Gartlandsdalen i Grong (figur 7). Delområdet Foss/Grande har blant annet blitt brukt til forsøk med gruppehogster. Flenga og deler av Grande har fungert som referanseområde i prosjektperioden, mens Gartlandsdalen har blitt brukt som studieområde for effekter av små og store flatehogster (figur 8 og 9). Alle områdene ligger i sørboreal vegetasjonssone og klart oseeanisk eller svakt oseeanisk vegetasjonssesjon (SB, O2-O1; Moen 1998).

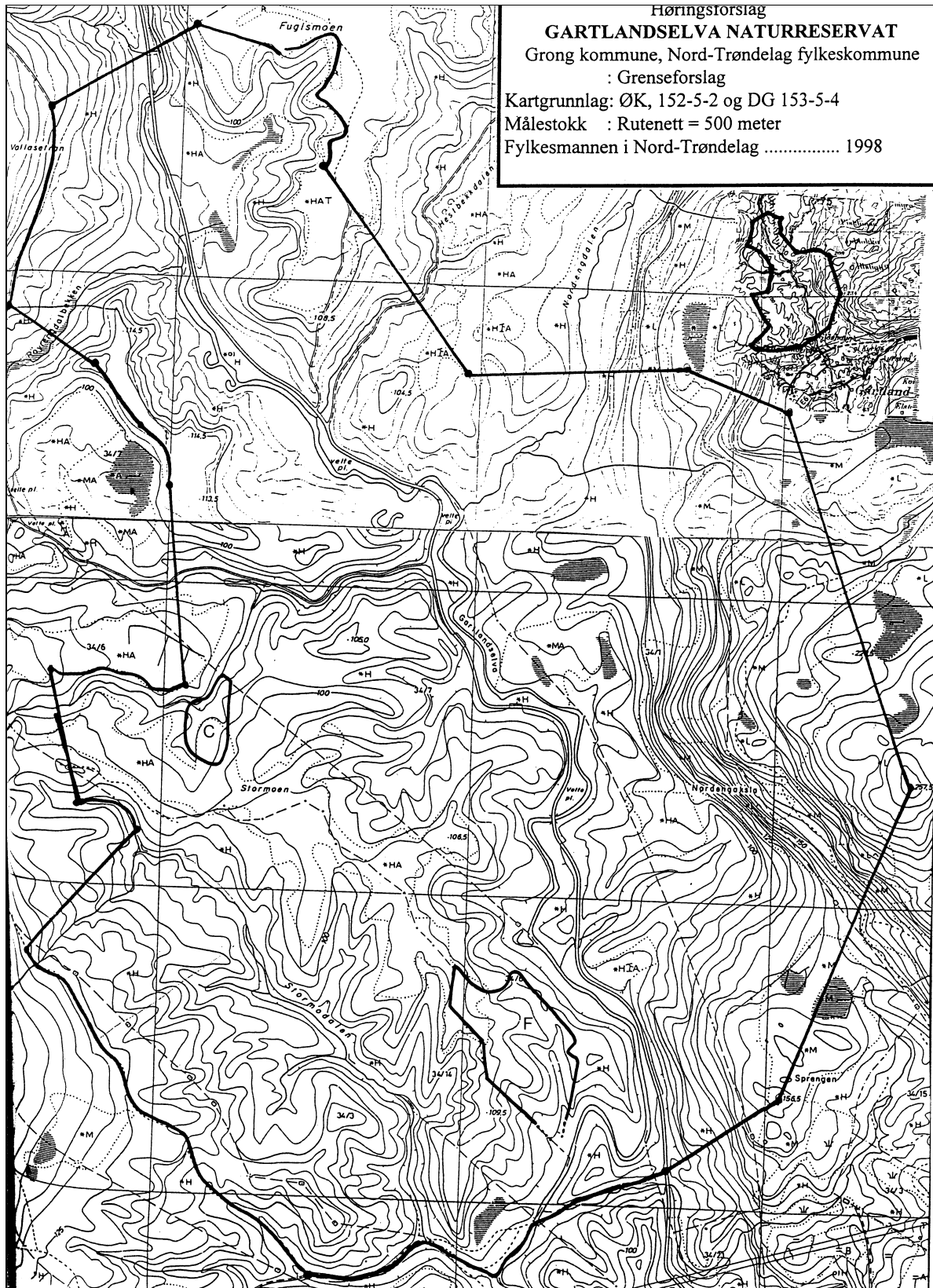
Klimaet i området er fuktig og kjølig. De mest aktuelle stasjoner for måling av nedbør er Overhalla (26 moh.) og Harran (118 moh.). Gjennomsnittlig årsnedbør for normalperioden 1961-90 var her henholdsvis 1240 og 1340 mm (Førland 1993). Data for nedbørhyppighet mangler fra disse stasjonene, men Bangdalen og Namdalseid er trolig sammenlignbare med gjennomsnittlig 231 døgn per år med målbar nedbør (> 0,1 mm) i perioden 1961-90 (DNMI in litt.). Årsmiddeltemperaturen for stasjon Harran i perioden 1961-90 var 2,9 °C mens gjennomsnittstemperaturen for januar og juli



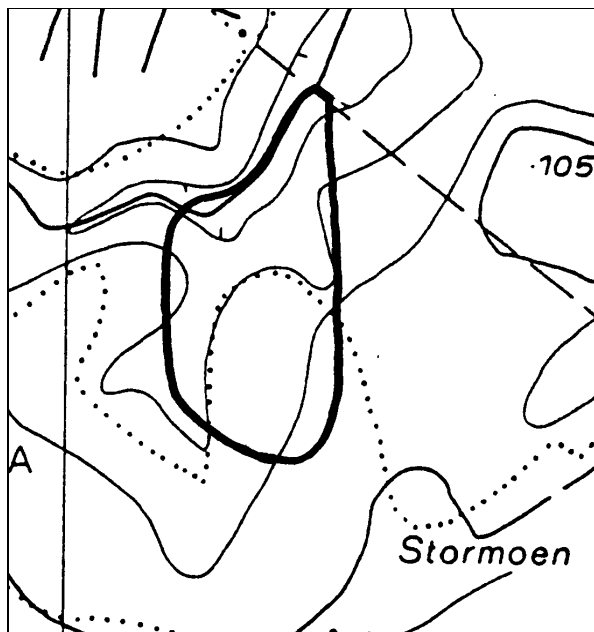
**Figur 5.** Foss/Grande, Overhalla. De to gruppehogstene i Foss-ravina fra vinteren 1997 er vist med ringer. Området på Grande som er brukt i denne rapporten er ringet inn.



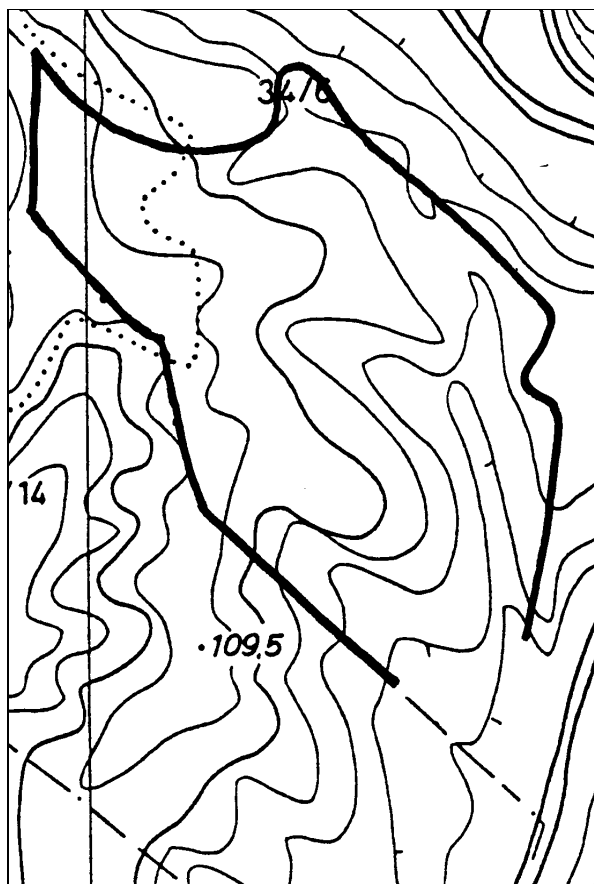
Figur 6. Flenga, Overhalla.



Figur 7. Oversiktskart fra Gartlandsdalen, Grong. Flate C og F er vist.



**Figur 8.** Gartlandsdalen flate C. Hogstflata ble etablert vinteren 1995.



**Figur 9.** Gartlandsdalen flate F. Hogstflata ble etablert vinteren 1995, med etterfølgende rydding i 1996.

var  $-7,2$  og  $13,3$  °C (Aune 1993). Temperaturdata mangler fra Overhalla, men tilsvarende data for Namsos var henholdsvis  $5,0$ ,  $-2,4$  og  $13,3$  °C (Aune 1993).

Berggrunnen i Overhalla består hovedsakelig av granitt og granodioritt, mens Gartlandsdalen har kambro-siluriske kalksilikat og glimmerholdige skifrer og gneiser (Birkeland 1958, Sigmond et al. 1984). Marin grense ligger på ca. 180 moh. ved Grong (Rekstad 1923) og ca. 140 moh. ved Namsos (Norges geotekniske institutt 1961). De aktuelle delområdene i Overhalla ligger i sin helhet under marin grense. Også en større del av Gartlandsdalen ligger under marin grense. Områdene domineres av marine og fluviale avsetninger fra etter siste istid.

#### Foss/Grande

Området ligger på sørsida av Namsen ca. 4 km sørøst for Overhalla sentrum. Delområdet består av en flat elveterrasse (Grande) og et ravinesystem med bekker (Foss) som løper ut mot terrassen fra den nordøstvendte lia (figur 5). De to delene som begge har granskog i aldersfase er adskilt av en skogsbilveg og en ny hogstflate. Høgdeintervallet strekker seg fra ca. 50 m på flata til ca. 90 m øverst i ravina.

Høgproduktiv granskog dominerer i området. I ravina dominerer småbregnegranskog med innslag av blåbærskog og rik sumpskog i de våteste partiene (se også Ugseth & Antonsen 1999). Flekker med storbregne- og høgstaudekog finnes også samt blåbærgranskog på ryggene. Skogen på flata nord for vegen er generelt fattigere med hovedsakelig blåbær- og småbregnegranskog. Noen mindre områder med rik sumpskog finnes også her. Foss-ravina preges av et middels tykt råhumuslag (5-15 cm), men partier med tykkere og tynnere råhumuslag finnes.

Kulturpåvirkninga i området er stor. Nord og øst for flata på elveterrassen er det dyrka mark. Ungskog (hogstklasse II og III) finnes særlig vest for vegen og på østsida av ravina. Området mellom ravina og vegen er flatehogd i to etapper, vintrene 1993/94 og 1994/95. I selve gammel-skogen er det spor etter plukkhogst som dels har vært ganske omfattende. Ved analyse av årringer på stubbene fra hogstflata like ved ble det anslått at den siste hogsten må ha skjedd omkring 1930 (se også Storaunet et al. 1998, 2000). I små glenner i skogen ble det observert god naturlig



foryngelse. Området egnet seg for forsøkshogstene som var planlagt i regi av prosjektet.

### **Flenga**

Området ligger ca. 3 km øst for Skogmo, nær sørenden av Eidsvatnet (figur 6). Delområdet utgjøres i all hovedsak av et skogkledd ravinesystem, omgitt av omfattende myrkompleks både i øst og vest. Høgdeintervallet strekker seg fra ca. 10 til 30 moh. Skogen er hovedsakelig i aldersfase, men yngre skog finnes stedvis.

Rike skogtyper, særlig storbregnegranskog med blant annet strutseving (*Matteuccia struthiopteris*) og rike sumpskogsutforminger dominerer langs elva. Småbregnegranskog er viktigste vegetasjonstype i skråningene. I overgangen mot myrområdene finnes også noe blåbærgranskog og fattig sumpskog. Langs elva er det en del innslag av gråor. Av andre lauvtrær finnes noe bjørk og rogn, mens innslaget av selje er sparsomt.

Skogen er påvirket av gamle plukkhogster, de siste trolig en gang på 1930-tallet (se også Storaunet et al. 1998, 2000). Lokalt ble det også observert ferskere stubber, bl.a. i Jodalen. En gammel traktorveg går inn i området fra nord. Nye hogstflater finnes flere steder omkring området, bl.a. i nord.

Nærheten til Foss/Grande, sammen med de økologiske og floristiske forholdene gjorde at Flenga ble vurdert egnet som referanseområde, primært for sammenlikninger med Foss/Grande.

### **Gartlandsdalen**

Området ligger ca. 2 km nordvest for Gartland. Det er her et omfattende ravinesystem på marin leire (figur 7). Høgdeintervallet strekker seg fra ca. 80 til 110 moh. Skogen er hovedsakelig i aldersfase.

Høgproduktiv skog dominerer området. I de fuktige søkkene er det fine forekomster av rik sumpskog med bl.a. skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*). Dominerende vegetasjonstype er småbregnegranskog. Ellers forekommer også noe høgstau- og storbregnegranskog, særlig nær elva. Blåbærgranskog finnes oppe på de fattigste ryggene. Ved elva er det også noe gråorskog. Innslaget av lauvtrær er ellers i området sparsomt.

I gammelskogen er det spor etter plukkhogst de fleste steder. Det ser ut til at den siste omfattende

plukkhogsten har foregått på 1930-tallet, men det har vært mindre inngrep i området fram til 1960-tallet (Storaunet et al. 1998, 2000, Storaunet 1999). Området er også påvirket av sauebeite.

Gartlandsdalen har mange forekomster av trua, sårbare og sjeldne arter. Området har større bestand av gammel skog, men også store areal av ungskog. Flere hogstflater fra vinteren 1995 gjorde området egnet til studier av effekten av små og store flatehogster (figur 8 og 9). Våre analyser startet kort tid etter inngrepene vinteren 1995. Dalføret har fortsatt godt beskytta raviner som egner seg godt som referanseområder. Gartlandsdalen er nærmere beskrevet hos Prestø & Holien (1996). Gartlandsdalen har også vært et av forsøksområdene i "Miljøregistrering i skog" (Aune 1998, Blindheim & Røsok 1998, Gjerde & Baumann 1999, Gjerde et al. 2000).

## 3 Materiale og metoder

### 3.1 Skoglige data

#### Effekter av ulike hogstformer

I prosjektet er effekten på lav- og mosefloraen av følgende hogstformer studert:

- større flatehogster (ca. 25 daa), Skjerva (figur 3) og Gartlandsdalen (figur 9)
- mindre flatehogster (3-5 daa), Gartlandsdalen (figur 8)
- gruppehogster (170-218 m<sup>2</sup>), Fjøsдалen (figur 4) og Foss (figur 5)
- referanseområder, dvs. større område uten nyere hogster, Kringlathølen (figur 2), Grande (figur 5) og Flenga (figur 6).

Gruppehogstene ble gjennomført som forsøks-hogster i regi av prosjektet, mens de andre hogstene ble gjennomført av grunneierne i forkant av prosjektstart.

#### Forsøk med gruppehogster

Gruppehogstene bygger på en hypotese om at den naturlige dynamikken i boreal regnskog hovedsakelig består av at enkelttrær eller små grupper med trær faller ned, ved stormfelling, rotråte, naturlig død grunnet høg alder eller en kombinasjon av slike faktorer. Hypotesen er at artene som i dag finnes i skogtypen er tilpasset denne dynamikken, og dermed at de er tilpasningsdyktige overfor skoglige aktiviteter som etterligner den naturlige dynamikken. Gruppehogst er en hogstform som minner en del om slik naturlig foryngelse, bortsett fra at trærne her tas ut av skogen. Storskala stormfelling er antakelig mer typisk i andre skogtyper i Midt-Norge. Skogbrannfrekvensen og størrelsen på branner er liten i Midt-Norge sammenliknet med andre regioner i Norge (Bleken et al. 1997, Øyen 1998), blant annet på grunn av det fuktige klimaet.

De fire uttaksgruppene i dette forsøket var på 10-16 trær, hvorav ca. 10 trær var av "nyttbar størrelse" (tabell 2, vedlegg 1, vedlegg 2). Det ble tatt ut to grupper i to delområder vinteren 1997. Det ble gjort registreringer mht. volum og kvalitet, både i uttaksgruppene og i ei prøveflate rundt hver gruppe. I Foss drev skogeier sjøl fram virket med motormanuell hogst og framkjøring med landbrukstraktor. I Fjøsдалen ble virket drevet fram med hest (ca. 8 m<sup>3</sup>), etter motormanuell hogst. Se også Andreassen (2000) for flere detaljer om gruppehogstene.

I områdene med forsøkshogster har de fleste analyser blitt utført to sesonger før og to etter hogst. Alle områdene ble delt inn i soner for vurdering av inngrepene. Sonene hogstflate, kant og kontrollfelt/urørt skog er definert ut fra praktiske hensyn. Avstand fra hogstkant til urørt skog og bredden på kantsonen er satt ut fra en kombinasjon av forventete responser på artene og ønske om å ha et visst antall analyseenheter i alle sonene. Hogstflata utgjør det området hvor den nye sluttavvirkningen har foregått (hkl I). I områdene Fjøsдалen og Foss ble bredden på kantsonene satt til 15 m fra kanten av hogstflatene. Ved Gartlandsdalen flate C ble bredden på kantsonen satt til 25 m. Ved Skjerva og Gartlandsdalen flate F ble bredden på kantsonene satt til 50 m. Analyseenheter som lå lenger unna hogstflatekanten enn dette ble regnet som "urørt" skog. Med urørt skog menes i denne sammenhengen skog hvor det ikke har forekommet inngrep i prosjektperioden eller i flere tiår før denne.

### 3.2 Lavdata

#### Lav på rognestammer

Til analyse av lavfloraen på rognestammer i Åfjord ble det benyttet vertikal linjetaksering. Denne metoden er tidligere benyttet av Bruteig & Wang (1994) på rogn i forbindelse med miljøovervåking på Tjeldbergodden. Et målebånd ble lagt ut langs stammen med 0 i overgangen mellom basis- og epifyttvegetasjonen og strekt 150 cm oppover stammen. På hver stamme ble to slike linjer lagt ut, én på nordsida og én på sørsida av stammen. Endepunktene ble merket med stifter slik at det skulle være mulig å finne igjen fra år til år. Langs høyre side av målebåndet ble alle artenes cm-intervall notert. Arter som ble observert på stammen i nivå 0-150 cm og som ikke ble registrert langs de to linjene ble notert som øvrige arter. Forekomsten av artene ble omregnet til prosent av takseringslinjas lengde. Tilsvarende ble gjort for naken, frisk bark og for barkskade forårsaket av elgbeite.

Linjetaksering på rogn ble utført i Fjøsдалen høsten 1995 med reanalyser i 1997. Fra 1998 eksisterer linjetakseringsdata kun for utvalgte arter (cyanolaver) fra Fjøsдалen. For referanseområdet ved Kringlathølen og ved Skjerva eksisterer linjetakseringer kun for 1997-sesongen. Tilsammen 49 rognetrær ble analysert fordelt på 23 trær i Fjøsдалen, 20 ved Kringlathølen og 6 ved Skjerva.

For alle rognetrær ble omkrets i brysthøyde målt samt at det ble tatt boreprøver for aldersdatering. Rundt vertstrærne ble det foretatt en enkel kategorisering av vegetasjonstype samt at det ble registrert stubber og trær i en sirkel med radius 3 m. For å få en bedre oversikt over dimensjonsfordelingen av rogn ble diameter i brysthøyde registrert for alle rognetrærne i Fjøsdaalen. I Kringlathølen og Skjerva ble alle rognetrær innenfor to transekter registrert.

#### **Gullprikklav**

Populasjonen av gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) på rognetrærne ble registrert etter følgende prosedyre: Stammen fra 0-150 cm ble delt inn i 5 ulike segmenter à 30 cm vertikal stamme. I hvert segment ble alle individer av gullprikklav registrert og kategorisert til størrelsesklasse (cm-intervall: 1 = 0-1,0 cm, 2 = 1,1-2,0 cm osv.) samt vitalitet. Som tegn på skade ble benyttet kombinasjonen av misfarging og degenerering av barklaget, særlig langs kanten og rundt soralene. Gullprikklav-populasjonen ble registrert i 1995, 1997 og 1998 i Fjøsdaalen mens det for Kringlathølen og Skjerva ble foretatt registreringer i 1997 og 1998.

#### **Granfiltlav**

Granfiltlav (*Fuscopannaria ahlneri*) er en direkte trua art i Europa. Hovedtyngden av populasjonen er i Namdalen. Alle trær med granfiltlav i delområdene Foss, Gartlandselva og Flenga ble merket og alle thalli ble målt (diameter av thallus langs greina) og kategorisert med hensyn på vitalitet. Hovedvekt ble lagt på området Foss. Det ble målt omkrets i brysthøyde for vertstrærne samt at det fra de aller fleste ble tatt boreprøver for aldersdatering.

Det ble satt opp små merker på greinene slik at det skulle være mulig å finne tilbake til thalliene senere. Samtidig ble det laget enkle skisser som viste plassering på greinene samt konkurrerende lavararter. Assosierte blad- og busklavararter på greinene ble notert. I noen grad ble også assosierte skorpelav notert, men det ble problematisk med en fullstendig registrering av denne artsgruppen fordi faren for greinbrekk med ekstra tap av granfiltlav-thalli var stor. Skade eller redusert vitalitet ble registrert som misfarging av thallus, i noen grad også som stagnert vekst.

Første registrering av populasjonen ble foretatt høsten 1995. I de tre påfølgende årene (septem-

ber/oktober) ble populasjonen reanalysert for å registrere eventuell tilvekst og endringer i vitalitet for de ulike thalliene. Nye og oversette thalli ble registrert og målt og årsaker til tap av thalli ble notert. Thalli som var mindre enn ca. 3 mm viste seg svært vanskelig å skille fra dvergfiltlav (*Parmeliella parvula*) og ble registrert som mulig etablering for oppfølging senere.

#### **Kronesjikt**

For å studere den vertikale fordelingen av lavfloraen på gran ble det samlet inn greinprøver fra tre ulike nivå av tolv trær (seks fra hver av de to gruppene) i Foss i forbindelse med forsøkshogstene. Greinene ble samlet 3, 7 og 12 m over bakkenivå, lagt i plastsekker og tatt med inn for tørking og analyse (se også Berge 1998, Kermit & Gauslaa 2001). Tilsammen 36 greiner ble analysert under stereolupe for å registrere alle lavararter med et enkelt mål for dekning ved hjelp av en fem-gradig skala (se Holien 1997). Også lavparasitter (både asco- og basidiomyceter), saprofytiske ascomyceter og moser på greinene ble registrert.

Populasjonen av skrubbenever (*Lobaria scrobiculata*) ble plukket av og største diameter på hvert individ ble målt. Greinenes lengde samt omkrets ved festepunkt ble også målt. Stubbeavskjær for hvert tre ble tatt med inn for datering av vertstrærne.

### **3.3 Mosedata og død ved**

Registreringene av død ved og moser på død ved (epixyliske), inkludert trua og sårbare arter, er gjennomført på stokknivå og i ruter à 10 x 10 cm for utvalgte stokker.

#### **Død ved**

Liggende, død ved ble taksert i alle delområdene. Ulike økologiske parametre ble registrert for liggende, død ved.

Alt liggende, dødt trevirke med diameter ned til 10 cm ved toppen av stokken ble registrert i delområdene. For hver stokk ble treslag notert, diameter målt ved basis og ved toppen av stokken, stokkens lengde til nærmeste halve meter, stokkens fallretning ble registrert for å lette relokalisering av hver enhet, og hver stokk ble plottet på kartskisser.

Nedbrytningsgrad (Nbrgr) ble registrert på en seks-gradig skala (etter Prestø 1994):

- 1 Ved hard, bark intakt, nylig falt
- 2 Ved hard, bark løsner
- 3 Deler av barken intakt, veden mjuk inntil 3 cm, små sprekker i veden
- 4 Deler av barken intakt, veden mjuk inntil 3 cm, store sprekker i veden, mindre vedbiter har falt ut
- 5 Veden mjuk > 3 cm, større vedbiter har falt ut, men stokkens ytre kan avgrenses
- 6 Veden mjuk > 3 cm, stokkens ytre sterkt deformert

Død ved i nedbrytningsgrad 6 ble ikke taksert da slik ved praktisk talt aldri er levested for aktuelle epixyliske moser (Prestø 1994).

Dødsårsaken for hver stokk ble kategorisert til hogd (ho), rotvelt (ro), stammebrekk ved basis (< 1,3 m over bakken, stb) og stammebrekk over 1,3 m over bakken (sth). Toppbrekk ble inkludert i kategorien stammebrekk over 1,3 m over bakken.

Stokkens areal ble beregnet. Kun de øvre 2/3 ble regnet som tilgjengelig for mosene (Prestø 1994). Den nedre 1/3 ligger på bakken eller lystilgangen er så dårlig at mosene ikke vokser der. Stokkens areal ble beregnet som:

Stokkareal =  $2/3 (p L (D_{\min} + D_{\max}) / 2)$  hvor L = stokkens lengde,  $D_{\min}$  = diam. ved topp og  $D_{\max}$  = diam. ved basis.

Stokkens volum ble beregnet som:

Stokkvolum =  $p L ((r_{\max}^2 + (r_{\max} \times r_{\min}) + r_{\min}^2) / 3)$

hvor L = stokkens lengde,  $r_{\max}^2$  = radius ved basis og  $r_{\min}^2$  = radius ved topp.

#### Mosedata - stokknivå

I alle delområdene ble følgende arter ettersøkt på alle stokker:

pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*)

råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*)

råteflak (*Calypogeia suecica*)

stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*)

råteflik (*Lophozia ascendens*)

*Lophozia ciliata*

fauskflik (*Lophozia longiflora*)

larvemose (*Nowellia curvifolia*)

Hensikten med dette var å få en oversikt over totalpopulasjonen i hvert delområde. Dette er en kombinasjon av rødlista arter, arter med kjent global nordgrense i Trøndelag og en nybeskrevet art.

På alle enheter av død ved ble dekingen av artene registrert etter følgende fem-gradige skala:

- 1 Svært sparsom, fragmentarisk forekomst på stokken.
- 2 Sjelden, liten forekomst ett sted på stokken eller få, spredte skudd flere steder på stokken.
- 3 Middels stor forekomst noen steder på stokken, eller jevnt spredte skudd over hele stokken.
- 4 Vanlig, stor forekomst over deler av stokken.
- 5 Svært vanlig, dominerer stokken.

I denne skalaen er det tatt hensyn til både mengden av reproduserende enheter (tuer, matter og lignende) og sannsynligheten for at en moseart forsvinner etter ulike hendelser (forstyrrelse) som rammer den døde veden. En forekomst i skalaens trinn 1 representerer 1 reproduserende enhet eller det er sannsynlig at en enkelt forstyrrelse vil fjerne arten fra stokken. Skalaens trinn 4 betyr > 10 reproduserende enheter eller > 4 forstyrrelser. Skalaens trinn 5 ble kun benyttet for trivielle skogsarter og ikke for noen av artene prosjektet vurderer spesielt.

#### Mosedata – 10 x 10 cm ruter

I hvert delområde ble et utvalg stokker analysert mer i detalj. I hvert delområde ble det definert et sentralpunkt ut fra subjektive kriterier. Fra sentralpunktet ble transekt med 5 meters bredde lagt ut mot hogstkant (eller skogkant i "urørt" områder) i tilfeldig valgte retninger. Alle stokker i transektet ble registrert og nummerert. Med "urørt" skog menes her skog hvor det ikke ble foretatt inngrep i prosjektperioden eller de forutgående min. 30 år (Storaunet et al. 1998).

Stokkene ble plukket ut slik at de i størst mulig grad kunne dekke gradienten fra hogstflate via hogstkant og til "urørt" skog samtidig som de hadde forekomster av de artene prosjektet spesielt ville studere. På stokkene ble det lagt ut transekt på tvers av stokken i to tilfeldig valgte avstander fra basis av stokken. I hvert transekt på stokken ble det etablert tre ruter à 10 x 10 cm. Ei rute ble plassert på toppen av stokken og ei rute ble etablert på hver side av stokken. Vinkelen mellom ruta på toppen og de to på sidene var ~90°. Diagonalene i hver rute ble fastmerka.

Hver 10 x 10 cm rute ble delt i 25 småruter som hver dekket 4 cm<sup>2</sup> (4 %) av ruta. I hver smårute ble forekomst av alle forekommende moser, lav, sopp og karplanter registrert. Dersom ei smårute ikke hadde noen arter ble dette registrert som "ingen vegetasjon". Foruten artsregistreringene ble det gjort registreringer av kjønna reproduksjon og spesialisert ukjønna reproduksjon (grokorn, gemmae).

## 4 Nomenklatur

Navnsettingen i rapporten følger Lid & Lid (1994) for karplanter, Frisvoll et al. (1995) for moser, med unntak av *Lophozia ciliata* (Söderström et al. 2000). Navnsetting for blad- og busklav følger Krog et al. (1994) med unntak av noen arter i filt-lavfamilien (*Pannariaceae*) som følger Jørgensen (1994) og *Vulpicida pinastri* som følger Santesson (1993). Navn på skorpelav følger Santesson (1993) med tillegg for *Biatora* som følger Printzen (1995) og Printzen & Tønsberg (1999) og *Cliostomum* som følger Ekman (1997).

Ved analyse av lav på rogn ble *Pertusaria amara* og *P. borealis* slått sammen da det i mange tilfeller var svært vanskelig å skille dem fra hverandre i felten. *Lepraria* spp. omfatter helt sikkert *Lepraria incana* og *L. jackii*, men kan også omfatte andre arter.

## 5 Resultat

### 5.1 Skogdata for forsøkshogstområdene

Data for skogområdene ved prosjektets gruppehogster er vist i tabell 3. Dette er data som ble samlet inn før hogst omkring selve gruppehogstene.

En mer detaljert oversikt over trealder i delområdene finnes i tabell 4. Dette er data fra borprøver tatt ved basis av stammene. De representerer en minimumsalder for trærne, ikke totalalder og heller ikke bestandsalder. Trærne i Åfjord-områdene var gjennomsnittlig noe eldre enn de i Namdalen, men variasjonen var nokså stor. De eldste trærne i delområdene var 266 og 257 år (tabell 4), men det er sannsynlig at enkelte trær med råtten kjerne er enda eldre.

Under forsøkshogstene ble det tatt ut to grupper i hver av delområdene Fjøsdaalen og Foss. Skoglige data for hogstuttakene er vist i tabell 2. Selve hogstuttakene var beskjedne og utgjorde under 0,2 daa i gjennomsnitt (tabell 2). Basert på analyse av stubbeavskjærene var siste tidspunkt for hogstuttak i Foss omkring 1930 (se også Storaunet et al. 1998, 2000). I Fjøsdaalen har det sannsynligvis ikke vært hogstuttak siden omkring 1880.

Trærne som ble tatt ut i Fjøsdaalen var gjennomsnittlig noe større, men litt yngre enn de i Fossravina (tabell 5). Merk likevel at trærne i gruppe 1 i Fossravina var gjennomsnittlig 46 år eldre de i gruppe 2 (tabell 5). I Fjøsdaalen var aldersforskjellen mellom gruppene 23 år. Figurer for dimensjonsfordeling før og etter hogst er vist hos Andreassen (2000), tilsvarende også for årlig diametervekst. For data vedrørende trevitalitet og tømmerkvalitet i boreal regnskog og spesielt for forsøksfeltene Foss og Grande vises det til Andreassen (2000).

#### Dimensjonsfordeling av rogn i Åfjord

I delområdene i Åfjord er rogn det viktigste treslaget for de interessante lavartene. Figur 10 viser dimensjonsfordelingen for rogn i Fjøsdaalen, Kringlathølen og Skjerva. Kurvene viser at svært mange trær har en brysthøgdediameter < 10 cm. Det er få trær med diameter over 20 cm. Mange trær dør i ung alder på grunn av elgbeite. Elgen beiter bark, topper og greiner på trær av alle

størrelser. Også en stor andel av større rogntrær er skadd av elgbeite.

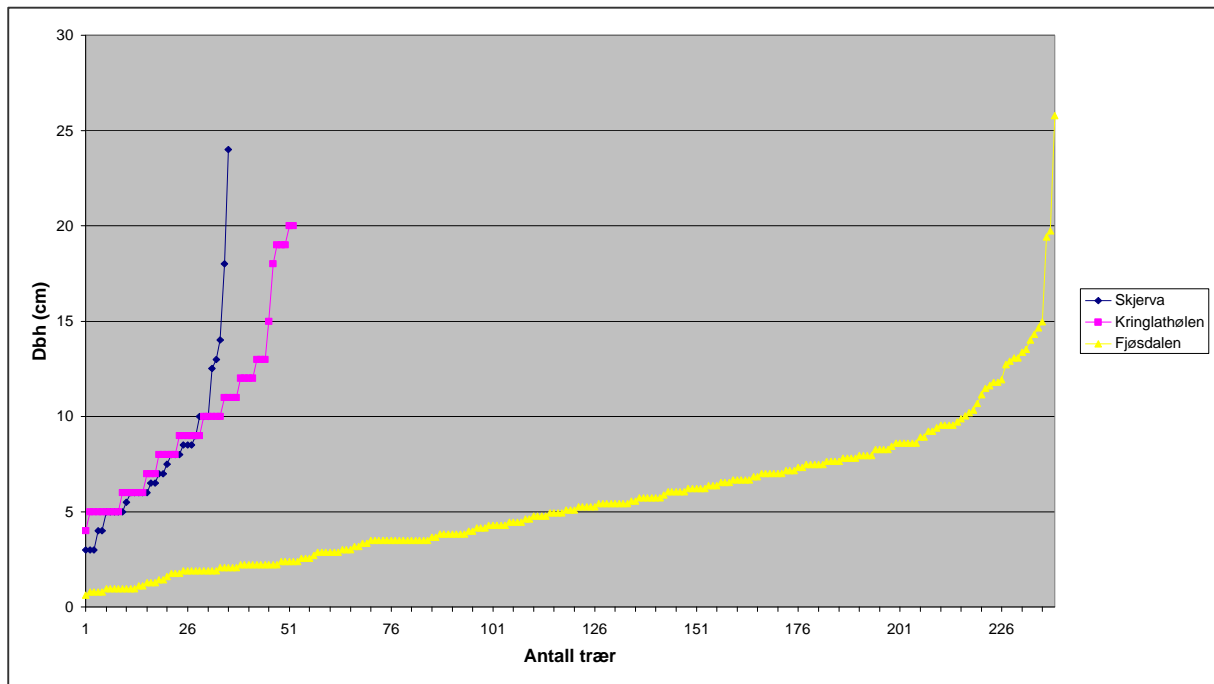
### 5.2 Lav

#### Lavfloraen i delområdene

Totalt ble det registrert 220 lavarter fordelt på 88 busk- og bladlav, 15 knappenålslav og 117 skorpelavarter (vedlegg 3). I tillegg ble det registrert 30 arter av lavparasitter og andre ikke-likeniserte mikrosopp på trær. En sammenligning av artsantall for de to hovedområdene viser at det i Åfjordområdet ble registrert 169 lavarter, mens det tilsvarende tallet for Namdal-området var 148. Mesteparten av forskjellen utgjøres av betydelig flere busk- og bladlav i Åfjordområdet. For lavparasitenes vedkommende er tallene ikke sammenlignbare etter som storparten av registreringen er basert på kroneskjiktstudien i Namdalen (se nedenfor).

Floristisk sett er det markerte forskjeller mellom Åfjord og Namdalen. Da cyanolavene er dokumentert å være mest sårbare overfor både skogsdrift og andre miljøforstyrrelser, ble de vist spesiell interesse. Åfjordområdet har flere bladformede cyanolaver enn Namdalen med bl.a. arter som puteglye (*Collema fasciculare*), brun blæreglye (*C. nigrescens*), vanlig blåfiltlav (*Degelia plumbea*), skorpefiltlav (*Fuscopannaria ignobilis*), filthinnelav (*Leptogium saturninum*), sølvnever (*Lobaria amplissima*), grynfiltlav (*Pannaria conoplea*), kystfiltlav (*P. rubiginosa*) og rundporelav (*Sticta fuliginosa*). Dette er arter som nesten uten unntak ble registrert på lauvtrær som osp, rogn og selje. På den andre siden har Namdalen sine spesialiteter innenfor denne artsgruppen i granfiltlav (*Fuscopannaria ahlneri*) og trønderlav (*Erioderma pedicellatum*) som typisk nok er bundet til gran.

Andre typiske trekk ved Åfjordområdet er flere arter av begerlav (*Cladonia*) og færre knappenålslaver (*Caliciales*) samt at skorpelavslektene *Megalaria* og *Pertusaria* er rikt representert. Den rødlistede skjeggglaven trådragg (*Ramalina thrausta*) forekommer ytterst sparsomt i Åfjord, men er godt representert i Namdalen, særlig i Gartlandsområdet. Av andre interessante arter som bare ble påvist i Åfjord kan nevnes kattefotlav (*Arthonia leucopellaea*) og meldråpelav (*Cliostomum leprosum*) samt den sørøstlige skjeggglaven spikeskjegg



**Figur 10.** Dimensjonsfordeling for rogn (diameter i brysthøyde, 1,3 m over bakken, dbh) i Skjerva, Kringlathølen og Fjøsдалen.

(*Bryoria nadvornikiana*) som alle var knyttet til gamle, seintvoksende grantrær i fuktig miljø.

### Gullprikklav

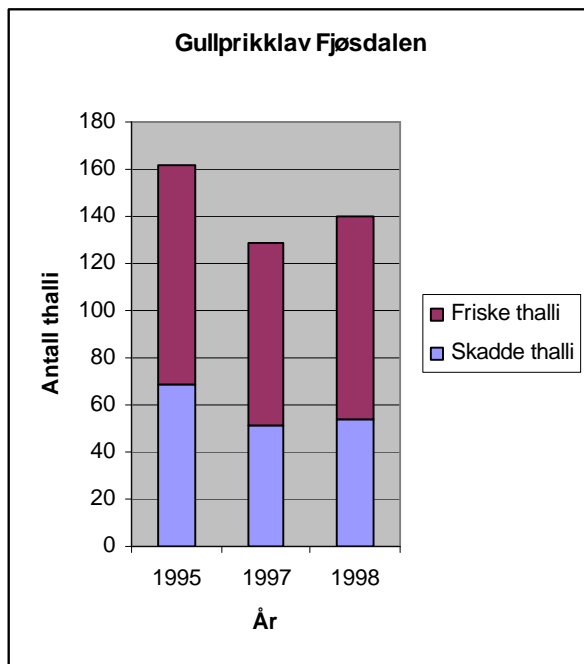
Gullprikklav ble registrert på totalt sju rognetrær i Fjøsдалen i 1995 med tilsammen 162 thalli. Populasjonsstørrelse og utvikling fra 1995 til 1998 gitt som totalt antall thalli er vist i figur 11. Den viser et ganske markert tap av thalli fram til 1997, men med en svak oppgang igjen fram til 1998 ved nyrekruttering (se også figur 12). Så godt som alt tap av thalli fram til 1997 skyldes tap av substrat ved at to analysetrær var brekt (kun høgstubber tilbake) samt elgbeite (deler av barken med lav borte).

Størrelses- og skadefordelingen for populasjonen av gullprikklav i Fjøsдалen er vist i figur 12. Den viser at skadefrekvensen var størst hos store thalli. Det er kun i de to minste klassene at det var flere friske thalli enn skadde. Dette kan tyde på at populasjonen i delområdet er utsatt for stress. Fram til 1997 var det en markert nyrekruttering som viser seg som en økning av antall små thalli (figur 12). Etter som små thalli og såkalte initialstadier kan være svært vanskelige å registrere i fuktig vær med dårlig lys, kan det tenkes at små thalli ble underestimert i 1995. I så fall er den til-

synelatende kraftige økningen fram til 1997 mindre enn det som framkommer i datamaterialet.

Gullprikklav-populasjonen i Fjøsдалen viser en skjev fordeling mellom hogstkant og urørt bestand ved at de fleste thalli var lokalisert til hogstkanten etter inngrepet (figur 13). Dette vanskeliggjør tolkningen av resultatene også fordi populasjonsstørrelsen i utgangspunktet var relativt liten. Før hogsten var det relativt sett flere skadde thalli på de trærne som ble værende i den urørte delen av bestandet. Etter hogsten er det imidlertid en svak tendens til økning av skadeomfang i hogstkanten sammenlignet med det urørte bestandet hvor det er en motsatt tendens. Tapet av thalli er større i det urørte bestandet enn i hogstkanten. Dette skyldes hovedsakelig at det ene av de to analysetrærne som hadde brekt og som var lokalisert inni bestandet var spesielt rikt på thalli. I et lite datasett får slike tilfeldigheter stort utslag.

Populasjonen av gullprikklav i referanseområdet ved Kringlathølen for 1997 viser et lignende bilde som i Fjøsдалen (figur 14). Skadefrekvensen var faktisk enda høyere her hvor bare den minste størrelsesklassen hadde flere friske enn skadde thalli, men etter som tallmaterialet er noe mindre, er det vanskelig å si om forskjellen er reell.



**Figur 11.** Gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) i Fjøsdaalen i 1995, 1997 og 1998. Totalt antall thalli er vist med andel skadde thalli nederst i hver kolonne.

### Linjetakseringer på rogn

I alt 123 arter ble registrert på de analyserte rognetrærne med henholdsvis 88 lavarter og 35 mosearter (se tabell 6, vedlegg 4). De mest vanlige skorpelavene var *Bacidia caesiovirens*, *Biatora efflorescens*, *Lepraria* spp., *Megalania pulverea*, *Ochrolechia androgyna*, *O. szatalaensis*, *Pertusaria amara* og *Phlyctis argena*. Mest dominerende makrolaver var vanlig blåfiltlav (*Degelia plumbea*), lungenever (*Lobaria pulmonaria*), skrubbenever (*L. scrobiculata*), kystvrenge (*Nephroma laevigatum*), grynvenge (*N. parile*), kystfiltlav (*Pannaria rubiginosa*), grå fargelav (*Parmelia saxatilis*) og stiftfiltlav (*Parmeliella triptophylla*). Med unntak av grå fargelav er dette alle sammen arter som tilhører *Lobarion*-samfunnet (Barkman 1958). Gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) hører også til dette samfunnet og var tilstede på 19 av de 48 analyserte trærne, men med relativt beskjeden dekning. Av sjeldne representanter for dette samfunnet forekom ellers *Arthothelium norvegicum*, puteglye (*Collema fasciculare*), sølvnever (*Lobaria amplissima*), muslinglav (*Normandina pulchella*), *Rinodina disjuncta* og rund porelav (*Sticta fuliginosa*). Det var relativt stor forskjell mellom trærne, noe som antas å avspeile ulike suksesjonsfaser samt forskjeller i lys- og substratkvalitet.

Tabell 6 viser at de fleste cyanolavene i Fjøsdaalen har fått redusert total dekning og økt skadefrekvens fra 1995 til 1997, dvs. etter hogsten (for andre arter se vedlegg 4). Tendensen var mest markert for vanlig blåfiltlav, lungenever, skrubbenever og gullprikklav mens den var mindre markert for vrengearter (se også tabell 7). Mesteparten av nedgangen skyldes tap av substrat (se nedenfor). Tabell 6 viser at det ikke var noen entydig sammenheng mellom gruppehogstene og utvikling av total dekning for cyanolaver på rogn. For noen trær var det økning, og for noen var det tilbakegang uavhengig av plassering i hogstkant eller urørt bestand. Det var heller ingen sammenheng mellom trestørrelse og mengden av cyanolaver. Faktisk var det slik at det rognetreet som hadde høyest total dekning av cyanolaver (vesentlig lungenever) i 1995 var ett av de minste trærne.

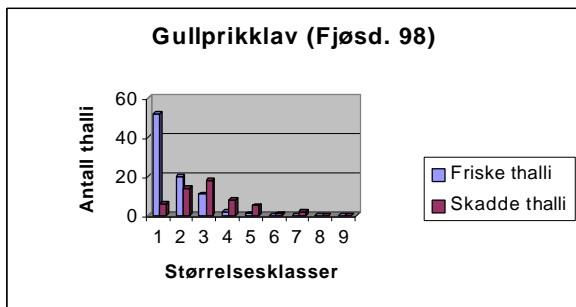
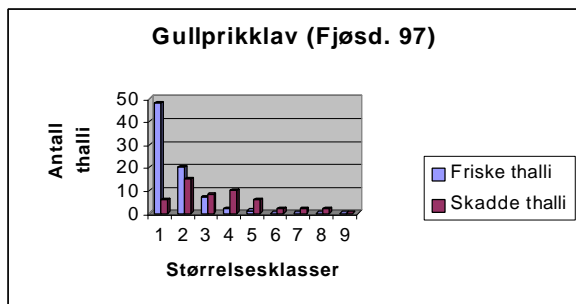
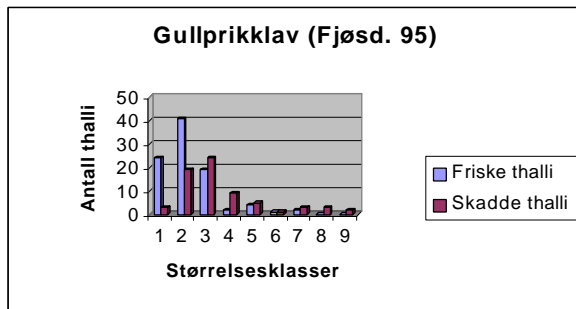
Et viktig og ofte dominerende innslag i epifytt-samfunnet på rogn utgjorde mosene hjelmblæremose (*Frullania dilatata*), matteflette (*Hypnum cupressiforme*) og krinsflatmose (*Radula complanata*). Hjelmbleremosen hadde størst gjennomsnittlig dekning av alle artene registrert i denne studien med 10,8 % ved Kringlathølen, mellom 13 og 15 % i Fjøsdaalen og ca. 13 % ved Skjerva.

Omfanget av beiteskader i barken på rognetrærne ble registrert etter samme prinsipp som lav- og moseartene. For Fjøsdaalen var gjennomsnittlig dekning av skadd bark ca. 13,5 % i 1995 med en svak økning til 1997. Tilsvarende tall for Kringlathølen og Skjerva var ca. 18 og 21 % (se tabell 6). Det var imidlertid store variasjoner fra trær som var nesten ringbarket til trær som var helt uberørte av elgbeite. På stammedeler med eldre elgbeiteskader ble det observert betydelig regenerering av epifyttfloraen. To arter som var særlig hyppig på slike partier var stiftfiltlav og hjelmblæremose. Dessuten var det mange eksempler på at både lungenever og gullprikklav samt andre cyanolaver etablerer seg hyppig på skadde stammedeler av rogn.

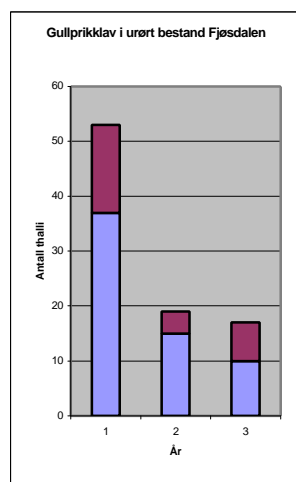
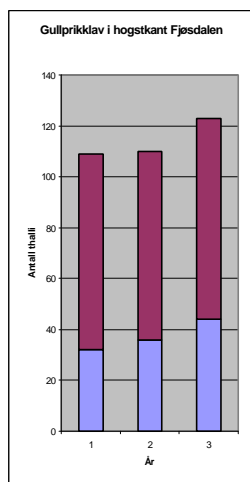
### Granfiltlav

Ved Gartlandselva ble det i 1995 registrert og merket i alt 56 thalli på 19 trær. Størrelsesfordeling med skadefrekvens er vist i figur 15. Antall thalli per tre varierte fra 1 til 11 (gjennomsnittlig 4 thalli per tre). Gjennomsnittstørrelsen for registrerte thalli i 1995 var 14 mm (n = 56), og i 1998 16 mm (n = 26). Av den opprinnelige populasjonen fra 1995 gikk 30 thalli (54 %) tapt fram til 1998.

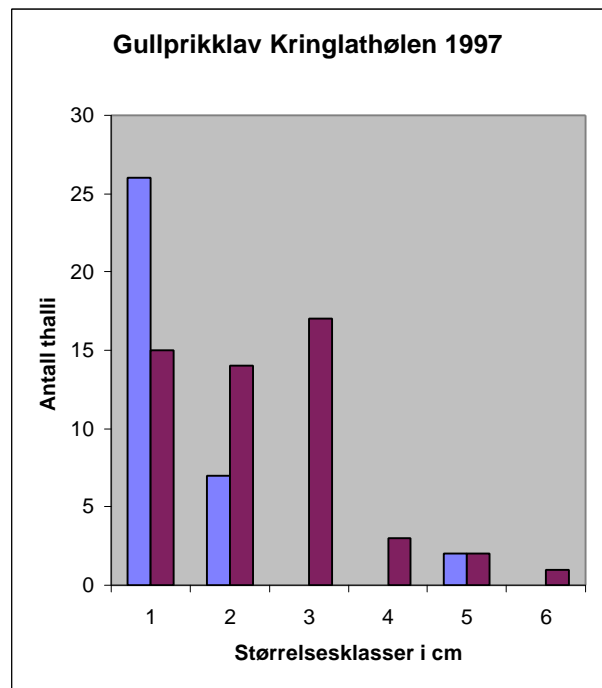




**Figur 12.** Gullprikklav i Fjøsdaalen fra 1995-98. Fordeling på størrelsesklasser (cm) samt friske og skadde thalli (andel skadde thalli til høyre).



**Figur 13.** Fordeling av gullprikklav-thalli mellom hogstkant etablert vinteren 1997 og upåvirket del av skogbestandet. Skadefrekvens er vist nederst i søylene. 1 = 1995, 2 = 1997 og 3 = 1998.

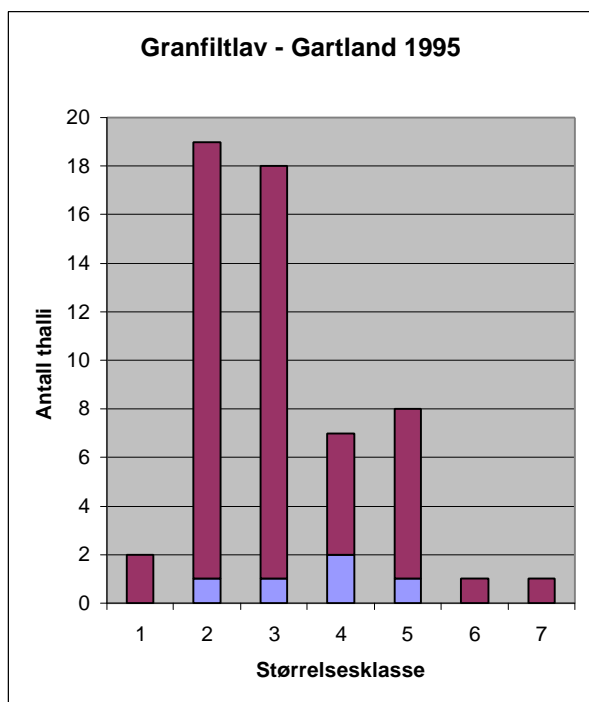


**Figur 14.** Gullprikklav i referanseområdet ved Kringlathølen 1997. Fordeling på størrelsesklasser samt friske og skadde thalli (andel skadde thalli til høyre).

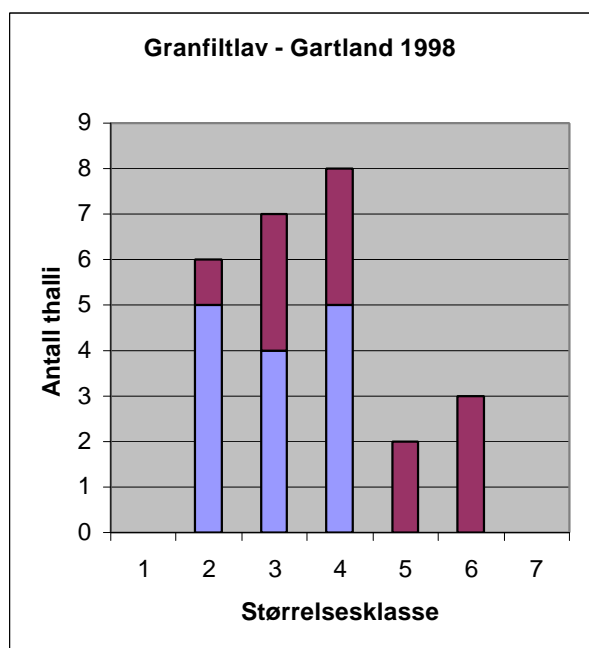
Andelen thalli med lys/tørke-skader er betydelig høyere i den gjenværende populasjonen sammenlignet med populasjonen i 1995 (figur 16). På de tre vertstrærne som stod i hogstkant var alle thalli misfarget og viste ingen påvisbar vekst i prosjektperioden.

I ravina ved Foss ble det i 1995 registrert og merket 100 thalli på 35 trær. Størrelsesfordeling med skadefrekvens er vist i figur 17. Den viser at skadefrekvensen er størst på store thalli, men her er også utvalgsstørrelsen lavest. Tapet av thalli var her betydelig lavere enn ved Gartlandselva og utgjør 28 % fra 1995 til 1998. Skadefrekvensen i de gjenværende thalli økte fram til 1998 (figur 18), men var ikke på langt nær så sterk som ved Gartlandselva. Antall thalli per tre varierte fra 1 til 12 (gjennomsnittlig 3 thalli per tre). Gjennomsnittsstørrelsen for registrerte thalli i 1995 var 11 mm ( $n = 100$ ) og i 1998 13 mm ( $n = 72$ ).

Dersom en sammenligner den delen av populasjonen som ble utsatt for kanteffekter fra gruppehogstene i ravina ved Foss med den delen som forble i det urørte bestandet (figur 19), ser en at skadefrekvensen økte i hogstkanten, men holdt seg stabil i det urørte bestandet. Tap av thalli derimot var større i det urørte bestandet.



**Figur 15.** Fordeling på størrelsesklasser og skadefrekvens (blå) for granfjelllav (*Fuscopannaria ahlneri*) – Gartland 1995. (1 = 0,5 cm; 2 = 1,0 cm; 3 = 1,5 cm osv.)



**Figur 16.** Fordeling på størrelsesklasser og skadefrekvens (blå) for granfjelllav – Gartland 1998.

Både ved Gartlandselva og Foss ble det registrert noe nyetablering fra 1995 til 1998, men etter som det var umulig med sikkerhet å skille nyetablering fra oversette thalli, er dette materialet ikke inkludert i denne sammenstillingen.

Årlig tilvekst på thallusnivå varierte fra ingen påvisbar vekst i lengderetningen langs greina til ca. 2 mm. Det var generelt slik at skadde thalli viste vekstretardasjon eller ingen påvisbar vekst. Største målte tilvekst for ett enkelt thallus i perioden fra 1995 til 1998 var på 10 mm (fra 12 til 22 mm) noe som viser at vekstpotensialet er høyt under gunstige betingelser.

Viktigste årsak til tap av thalli var greinbrykk, barkerosjon etter greindød og konkurranse fra ulike lav og mosearter (tabell 8). Følgende lavararter ble påvist å fortrenge thalli av granfjelllav: groplav, papirlav, skrubbenever og skorpelaven *Mycoblastus sanguinarius*. Dessuten ble det også observert at levermosen barkfrynse (*Ptilidium pulcherrimum*) kan overvokse granfjelllav.

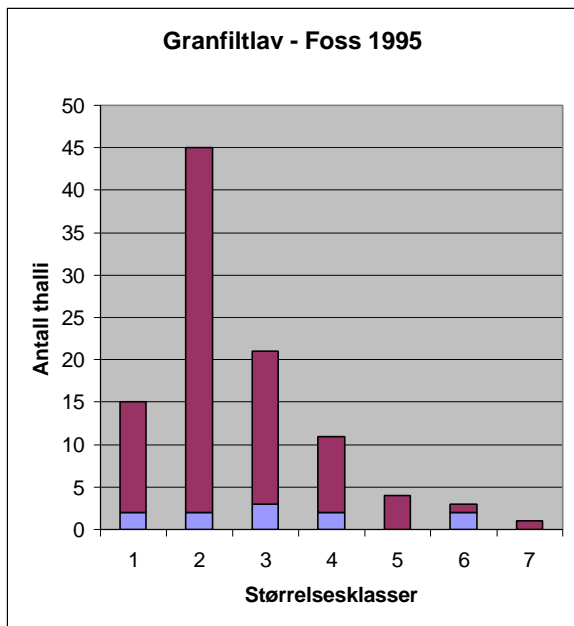
Assosierte blad- og busklavararter på de ulike vertstrærne for granfjelllav i Foss og Gartland er vist i tabell 9. Den viser at groplav, skrubbenever, dverg-fjelllav og skrukkelav er blant de konstante følgeartene og at rødlisteartene gullprikklav og trådragg også er svært frekvente følgearter. Det er også interessant å merke seg den lille cyanolaven *Lichinodium ahlneri* som ble registrert på 20-30 % av greinene. *L. ahlneri* er den eneste laven vi kjenner som er endemisk for den boreale regnskogen i Midt-Norge (Holien & Tønsberg 1996).

Ved Gartlandselva var alle registrerte vertstrær for granfjelllav lokalisert inntil små, naturlige glenner som følge av sumpmark med dårlige forhold for granforyngelse eller glenner oppstått ved småskala stormfelling. Noen få vertstrær var dessuten lokalisert nær eller i kant mot nyere hogstflater. I ravina ved Foss var tendensen den samme med preferanse for små glenner inntil sump.

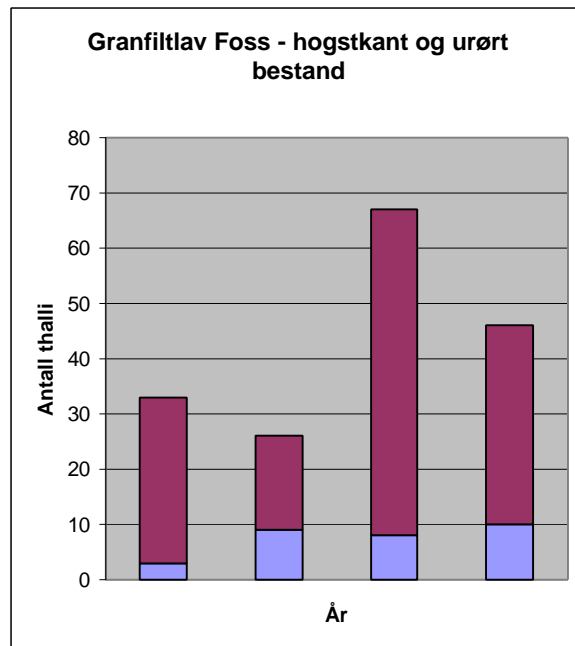
Tabell 10 gir en oversikt over trestørrelse og alder for vertstrærne for granfjelllav. Den viser stor spredning størrelsesmessig. Figur 20 viser at det er en sammenheng mellom størrelse og alder for vertstrærne, men også at relativt mange småtrær er understandere til dels med høy alder ( $R^2 = 0,085$ , p-verdi 0,028). Gjennomsnittsalder for vertstrærne var for Foss og Gartland henholdsvis 98 (n = 33) og 110 (n = 21) år.

### Kronesjiktstudien

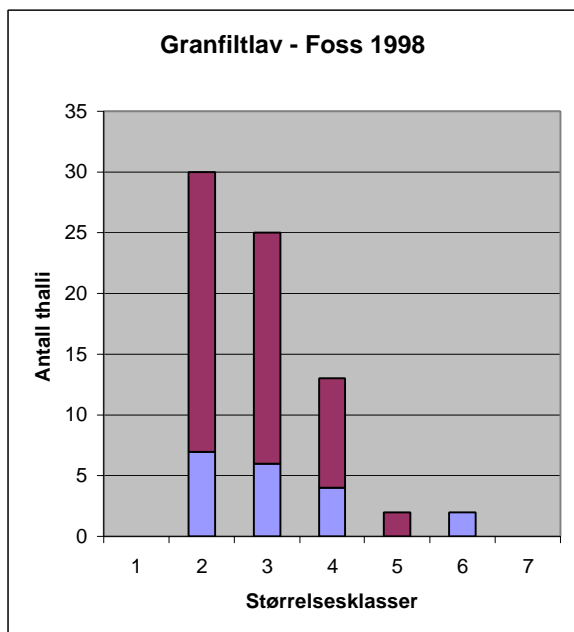
I alt 78 lavararter og 7 mosearter ble registrert på de 36 greinene (se vedlegg 5). I tillegg ble det registrert 29 ikke-likniserte mikrosopper (både asco- og basidiomyceter). Dette gir til sammen 114 arter.



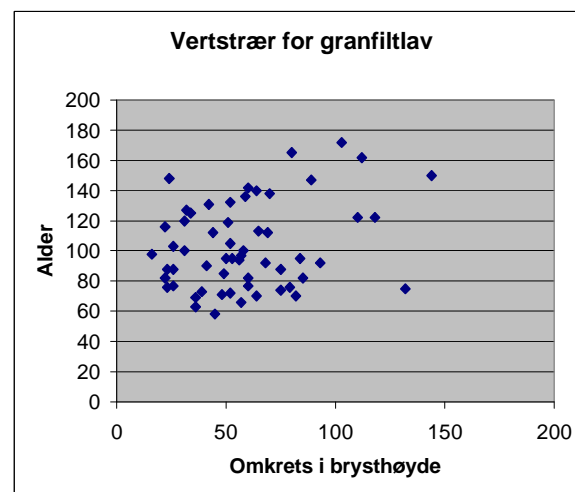
**Figur 17.** Fordeling på størrelsesklasser og skadefrekvens (blå) for granfylltav - Foss 1995.



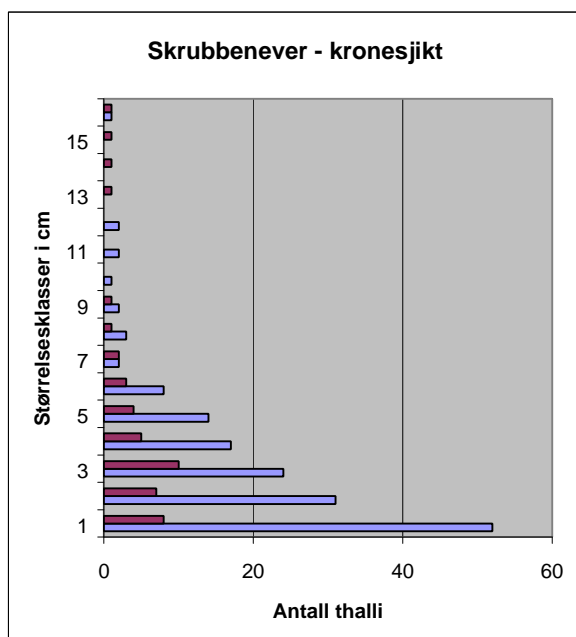
**Figur 19.** Tap av thalli og skadefrekvens (blå) på granfylltav i hogstkant og urørt bestand ved Foss. Søylen viser tilstanden i 1995 og 1998. De to søylene til venstre gjelder hogstkant og de to til høyre gjelder urørt bestand.



**Figur 18.** Fordeling på størrelsesklasser og skadefrekvens (blå) for granfylltav - Foss 1998.



**Figur 20.** Sammenhengen mellom alder og omkrets for vertstrærne til granfylltav i Foss og Gartlandsdalen.



**Figur 21.** Størrelsesfordeling for populasjonen av skrubbenever (*Lobaria scrobiculata*) fra de to gruppehogstene i kronesjiktstudien ved Foss (gruppe 1 = blå søyle, gruppe 2 = rød søyle).

De fleste av mikrosoppene var lavparasitter, men det var også noen saprofytter på bark. Skorpelaven *Byssoloma marginatum* er tidligere ikke registrert i Norge (Holien 2000) og ble funnet på 8 (22 %) av greinene. Det er en regnskogsart som er sjelden i Europa. Av øvrige lavarter er *Fellhanera subtilis* ny for Trøndelag mens *Biatora rufidula*, *Micarea denigrata* og hårstry (*Usnea glabrescens*) er nye for Nord-Trøndelag. Blant lavparasittene er det flere ubeskrevne arter samt nye arter for Nord-Europa eller Norge (Holien 2001, Diedrich & Holien in prep.).

Vedlegg 5 viser hyppighet (gitt som greinfrekvens) på de ulike nivå i krona for alle artene. For de fleste artene var det ingen klare trender. Noen arter hadde imidlertid høyest frekvens i nedre sjikt og avtok oppover. Dette var tilfelle for *Byssoloma marginatum*, granfjelllav (*Fuscopannaria ahlneri*), randkvistlav (*Hypogymnia vittata*), *Lepraria* spp., *Lichinodium ahlneri*, lungenever (*Lobaria pulmonaria*), skrubbenever (*Lobaria scrobiculata*), *Loxospora elatina*, *Mycoblastus sanguinarius*, grå fargelav (*Parmelia saxatilis*), *Pertusaria amara*, gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*), trådragg (*Ramalina thrausta*) og *Szczawinskia* sp. Noen arter viste en motsatt tendens og var vanligere oppover i krona, f. eks. *Gyalideopsis piceicola*,

klubbebrunlav (*Melanelia exasperatula*), *Micarea denigrata*, *Rinodina septentrionalis*, *Scoliciosporum* sp. og hårstry (*Usnea glabrescens*).

For noen arter var det markert forskjell i frekvens mellom de to gruppehogstene. Følgende arter var betydelig mer frekvent i gruppe 1 sammenlignet med gruppe 2: gubbeskjegg (*Alectoria sarmen-tosa*), randkvistlav (*Hypogymnia vittata*), *Loxospora elatina*, *Pertusaria amara*, *Scoliciosporum* sp. og *Szczawinskia* sp. samt levermosen *Lophozia ciliata* (vedlegg 5). Dersom en vurderer antall thalli og biomasse var også *Lobaria scrobiculata* betydelig mer vanlig i gruppe 1 (se figur 21 og tabell 11).

Populasjonen av *Lobaria scrobiculata* på greinene omfattet tilsammen 204 thalli og størrelsesfordelingen er vist i figur 21. Den indikerer at det er et betydelig frafall av thalli når størrelsen nærmer seg 4 til 6 cm. Dersom en justerer for størrelse vil en se at biomassen for de 5 laveste kategoriene ikke var veldig forskjellig (tabell 11), men med en topp for 3 cm-gruppen. Den markerte forskjellen både i antall og biomasse mellom de to gruppehogstene korrelerer godt med trealder. Gjennomsnittlig trealder for prøvetrærne i de to gruppehogstene var henholdsvis 151 år (128-180) og 107 år (84-146) (jf. tabell 12). Dersom en regner alle hogde trær i gruppene var gjennomsnittsalder henholdsvis 149 (128-180) og 103 (75-146) år. Kronehøyden i området var ca. 23-25 meter.

### 5.3 Moser på død ved

I alt 82 taksoner ble registrert i fastmerka ruter (10 x 10 cm) på død ved i de seks delområdene der analyse av fastruter ble gjennomført (vedlegg 6). Av dette var 65 mosearter (34 levermoser, 31 tannmoser), 12 lav og fire sopp. I tillegg ble belegg av grønnalger registrert som eget takson. Grande og Flenga er ikke tatt med i vedlegg 6 da det ikke foreligger ruteanalyser på død ved fra disse områdene. Ytterligere et antall arter ble registrert på død ved utenom de fastmerka rutene, men disse behandles ikke i denne rapporten.

Foruten arter som er spesialister på død ved, forekommer en rekke skogbunnsmoser og en del lav på død ved. En del arter som stiller krav til et fuktig mikroklima er registrert (for eksempel sumpflak *Calypogeia muelleriana*). Mange av la-

vene som ble registrert er arter som har fulgt med når det levende treet har falt. Noen arter, som for eksempel pjukskjønnmose (*Calliargon cordifolium*) opptrer mer tilfeldig på død ved.

Blant de 34 levermoseartene var det flere rødlista og sjeldne arter. De artene det fokuseres mest på i denne rapporten er pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*), råteflak (*Calypogeia suecica*), stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*), råteflik (*Lophozia ascendens*), *Lophozia ciliata*, fauskflik (*Lophozia longiflora*) og larvemose (*Nowellia curvifolia*). Andre interessante levermoser i områdene var storstylie (*Bazzania trilobata*), sveltsaftmose (*Riccardia latifrons*) og sagtvebladmose (*Scapania umbrosa*). Blant tannmosene er det samlet inn mye data for blant annet kysttornemose (*Mnium hornum*), krusfagermose (*Plagiomnium undulatum*), kystjammemose (*Plagiothecium undulatum*), kystkransmose (*Rhytidiadelphus loreus*) og lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*). Det meste av det som i vedlegg 6 er oppført som juvenil levermose (Hepaticae sp.) er trolig tidlige stadier av *Lophozia ciliata*, men inkluderer i hvert fall i et tilfelle etableringsstadiet for piggrådsmose (*Blepharostoma trichophyllum*). Juvenile tannmoser (Bryopsida sp.) inkluderer arter fra ulike slekter, mens juvenil sigdmose (*Dicranum* sp(p.)) i de fleste tilfeller nok dreier seg om ribbesigd (*Dicranum scoparium*), eventuelt noen bergsigd (*Dicranum fuscescens*).

Blant de artene som kun ble registrert i ruter i Åfjord-områdene var råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*), piskskjeggsmose (*Barbilophozia attenuata*), skogflak (*Calypogeia integristipula*), stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*), kysttornemose (*Mnium hornum*), larvemose (*Nowellia curvifolia*), sveltsaftmose (*Riccardia latifrons*) og skrukkelav (*Platismatia norvegica*).

Sju arter ble kun funnet i ruter i Fjøsdaalen. Blant disse var storstylie (*Bazzania trilobata*), bergfoldmose (*Diplophyllum taxifolium*) og lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*).

Tilsvarende ble blant annet råteflik (*Lophozia ascendens*), buttflik (*Lophozia obtusa*) og storkransmose (*Rhytidiadelphus triquetrus*) kun registrert i Namdal-områdene. Åtte av artene ble kun funnet i Foss-ravina, blant dem fettmose (*Aneura pinguis*), pjukskjønnmose (*Calliargon cordifolium*), sumpbroddmose (*Calliargonella cuspi-*

*data*) og myrstjernemose (*Campylium stellatum*).

Det ble registrert synlige skader på 25 av de 82 artene som inngikk i rutene (vedlegg 6). Relativt mange av levermoseartene hadde nekrotiske flekker av ulik størrelse i forekomstene. En del forekomster var helt døde. Misfarging ble også observert på mange av lavartene.

### Substratkvalitet - død ved

For at de rødlista og sjeldne moseartene skal kunne opprettholde levedyktige populasjoner innen enkelte delområder er tilgangen på død ved over en viss dimensjon og i riktig nedbrytningsgrad(er) en avgjørende faktor.

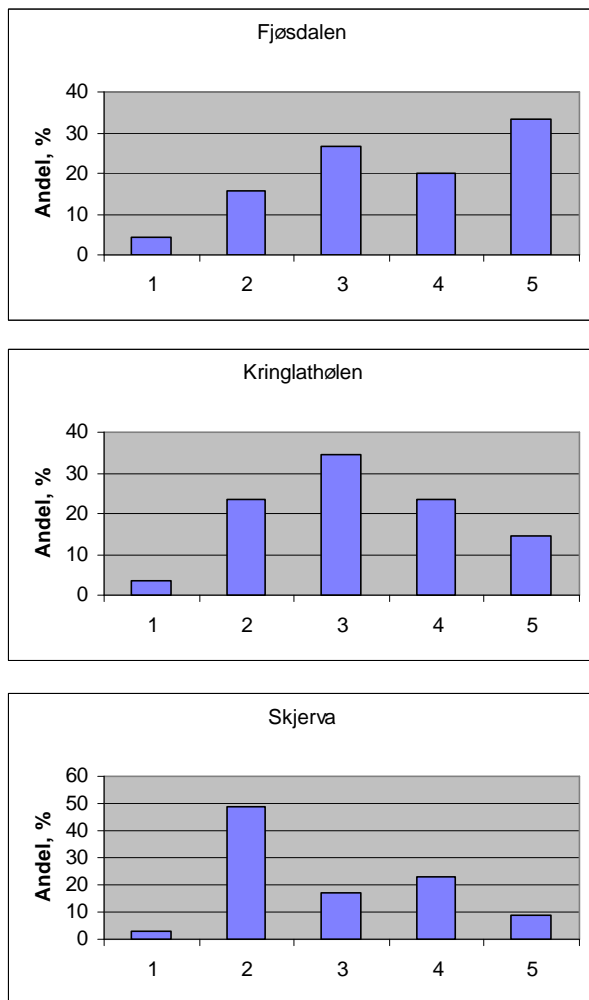
Mengden død ved og dimensjonsfordelingen varierer mellom delområdene. Det er også stor forskjell på mengden død ved mellom de ulike nedbrytningsgradene. Den liggende, døde veden i delområdene var stort sett gran. Kun i Kringlathølen var det et visst innslag av liggende, død rogn. De sju enhetene av rogn omtales ikke separat.

I tabellene 15 og 16 oppsummeres en del egenskaper ved død ved i delområdene slik de var ved første gangs registrering. Enkelte av stokkene som ble kategorisert til nedbrytningsgrad 1 i 1995 eller senere har i perioden fra til 1998 endret karakter og hører nå til nedbrytningsgrad 2. I tabellene er det ikke tatt hensyn til dette. Resultatene bygger på data fra i alt 238 m<sup>3</sup> død ved (tabell 15).

### Nedbrytningsgrad

Stokkenes nedbrytningsgrad er uavhengig av stokkareal og stokkvolum (tabell 16). Tabell 16 bekrefter de naturlige sammenhengene mellom diameter ved basis, stokkareal og stokkvolum. På stokker som er relativt sterkt nedbrutt (nedbrytningsgrad 4 og 5) har ofte de tynneste delene av stokken falt av eller de er råtnet bort. Derfor er nedbrytningsgrad positivt korrelert med diameter ved topp (tabell 16).

I Åfjord-området var stokkene i Fjøsdaalen gjennomsnittlig mer nedbrutt enn i de to andre områdene (tabell 13). Andelen av stokker i tidlige nedbrytningsstadier er relativt lav i Fjøsdaalen (figur 22). I Kringlathølen er stokkene nærmest normalfordelt på nedbrytningsgrader, mens Skjerva har en klar overvekt av unge stokker (figur 22).



**Figur 22.** Fordeling av stokkenes nedbrytningsgrader (1 til 5) i delområdene Fjøsdaalen, Kringlathølen og Skjerva.

I delområdene i Namdalen peker Gartlandsdalen flate C seg ut som området med sterkest nedbrutte stokker (tabell 14). I delområdene Foss, Gartlandsdalen flate F og i Flenga er det en klar overvekt av lite nedbrutte stokker (figur 23). Stokker i nedbrytningsgrad 5 mangler helt i Grande, og er dårlig representert i de andre områdene (figur 23).

Stokker i nedbrytningsgrad 1, 2 og 3 med basal diameter 15-25 cm utgjorde nesten 60 % av de registrerte stokker i prosjektet (tabell 17). Den minst frekvente typen av stokker var naturlig nok stokker i nedbrytningsgrad 5 med diameter under 15 cm. Mer interessant er den lave frekvensen av store stokker (> 30 cm) i nedbrytningsgrad 5 og tilsvarende i nedbrytningsgrad 3 (tabell 17). De lave frekvensene i disse klassene tyder på ujevn tilgang på død ved i flere av delområdene.

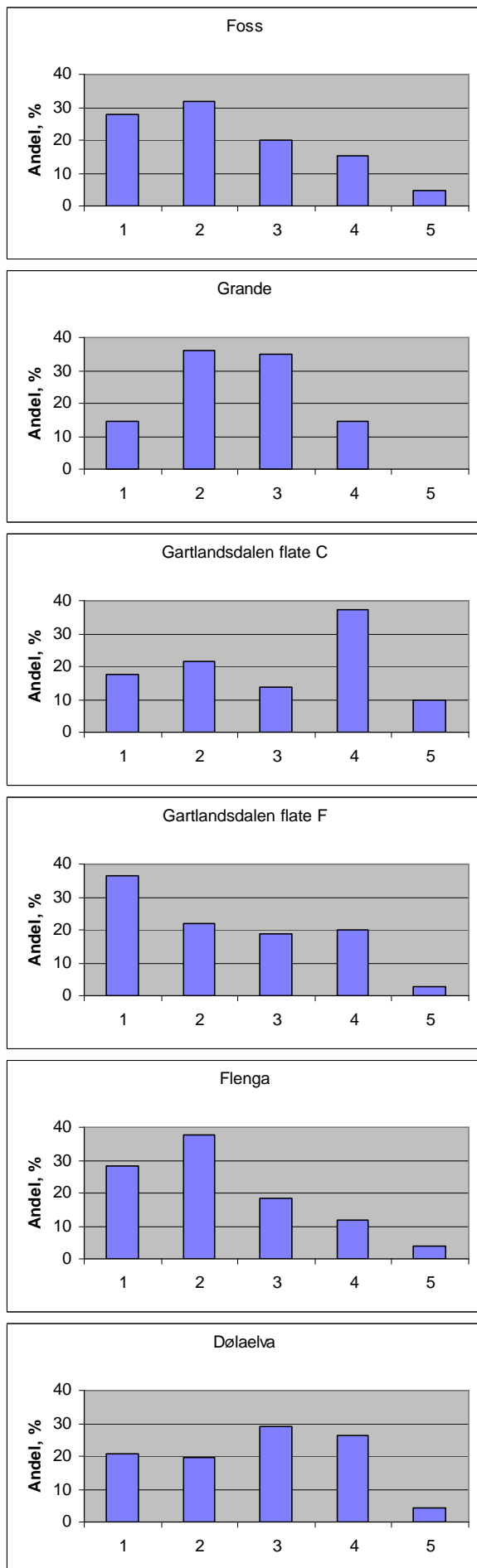
I Åfjord-områdene var det påfallende få store stokker i tidlige nedbrytningsstadier (tabell 18), men også store stokker i sene nedbrytningsstadier var lite frekvente. I de fleste av Namdal-områdene var det også få store stokker i sene nedbrytningsstadier (tabell 19). Unntaket var ved Gartlandsdalen flate C hvor over 20 % av stokkene var > 30 cm i diameter ved basis og i nedbrytningsgrad 4 eller 5 (tabell 19). Ved Grande manglet store stokker i nesten alle nedbrytningsstadier (tabell 19), mens det ved Gartlandsdalen flate C var få stokker med diameter 20-30 cm ved basis i nedbrytningsstadiene 1, 2 og 3.

### Stokkdiameter

Vindfall av virkelig store dimensjoner manglet i Fjøsdaalen (figur 24). I Kringlathølen og Skjerva fantes stokker på 1,34 og 1,69 m<sup>3</sup> (tabell 13). Skjerva var den av delområdene i Åfjord med størst andel store stokker (figur 24, tabell 13). De store stokkene i Skjerva er alle sammen nokså lite nedbrutt, og kan ha falt som et indirekte resultat av hogstaktiviteten omkring delområdet.

Gartlandsdalen flate C har de klart største og lengste stokkene (tabell 14). Stokkene ved Gartlandsdalen flate C var gjennomsnittlig 0,66 m<sup>3</sup>. Dette var nesten fire ganger større enn de ved Grande (tabell 14). I Gartlandsdalen flate C var det flest stokker med diameter > 35 cm ved basis (figur 25). Forskjellene i fordelingen av stokker på nedbrytningsgrad og størrelse stammer delvis fra ulik grad av hogstaktivitet i og omkring de enkelte delområdene. Dataene for Gartlandsdalen inkluderer stokker som ligger ute på hogstflatene. Dette er delvis stokker som lå der før hogstene ble gjennomført, men inkluderer også stokker som ble liggende igjen etter siste hogst. En del av stokkene ved flate F kommer fra randsonen mot det nærliggende bestand i hogstklasse 2. Den største stokken var hele 3,08 m<sup>3</sup> (tabell 14).

Stokkene i Namdalen var gjennomsnittlig større enn de i Åfjord, mens de i Åfjord var gjennomsnittlig sterkere nedbrutt (tabell 13, 16). Datagrunnlaget i Namdalen er imidlertid mye større enn i Åfjord. Gjennomsnittsstokken alle delområdene sett under ett var 290 liter. Forskjellene i nedbrytningsgrad skyldes til en viss grad sterkere hogstaktivitet de senere år i delområdene i Namdalen enn i Åfjord. I Åfjord inkluderer dataene ikke stokker som ligger ute på hogstflater, men det gjør de i Namdalen (Gartlandsdalen flate C og F).



**Figur 23.** Fordeling av stokkenes nedbrytningsgrader (1 til 5) i delområdene Foss, Grande, Gartlandsdalen flate C og flate F, Flenga og Dølaelva.

### Dødsårsak

Dødsårsaken ble fastslått for 617 stokker i Namdalen. Rotvelt var den hyppigste dødsårsaken i disse områdene, tett fulgt av stammebrekk ved basis. Stammebrekk > 1,3 m over bakken var bare omtrent halvparten så vanlig (figur 26). Over 50 av stokkene var tydelig kappet med sag. Disse stokkene stammer fra ulike tidsperioder med hogstaktivitet. I Foss og Gartlandsdalen flate C var over halvparten av stokkene rotvelter, mens andelen av rotvelter i det nærliggende delområdet Grande bare var 11 % (figur 26). Den lave andelen av stokker som er felt med sag i Foss og Flenga gir uttrykk for generelt lavere hogstaktivitet over en lengre periode (figur 26). Stammebrekk over 1,3 m over bakken mangler helt i de to områdene i Gartlandsdalen (figur 26). Rotvelt og hogde stokker hadde gjennomsnittlig større diameter ved basis enn stammebrekk (tabell 20). Tilsvarende data for Åfjord er ufullstendig, men en viktig forskjell mellom Åfjord-områdene og Namdal-områdene er den relativt større betydningen rotvelter har i Namdalen. I Åfjord-områdene er stammebrekk ved basis en mer utbredt dødsårsak.

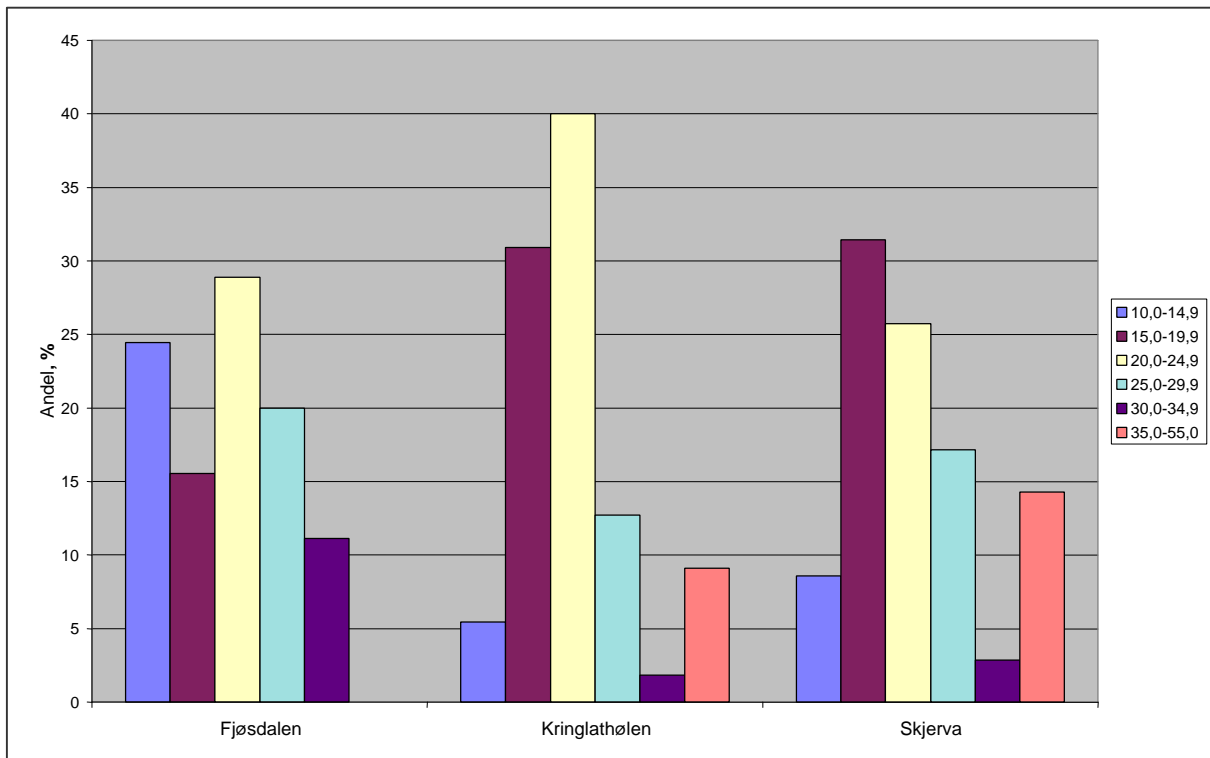
### Tilvekst

I delområdene i Åfjord var tilveksten av stokker liten i perioden 1996-98 (tabell 15). Alle de tre stokkene som kom til i Fjøsaldalen var små og kom som et direkte resultat av forsøkshogstene.

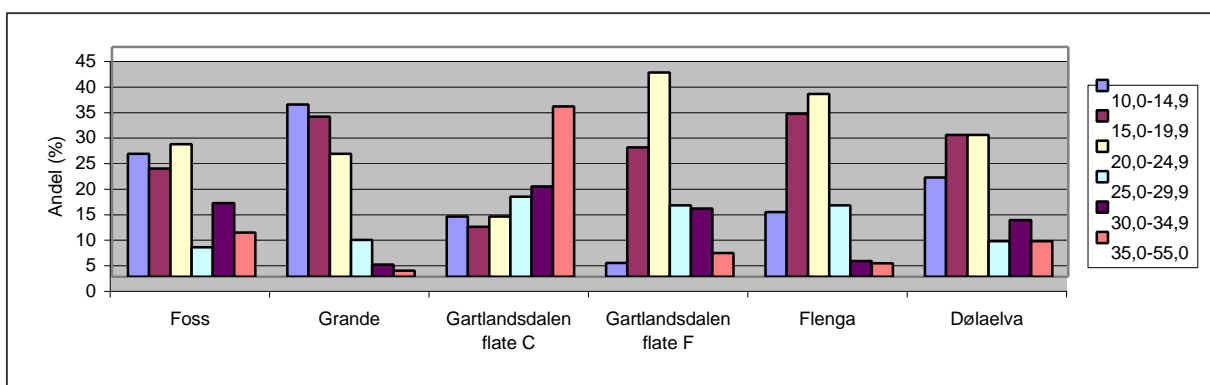
Alle stokkene som utgjorde tilveksten ved Gartlandsdalen flate F ligger ute på den store hogstflata eller i kanten av denne. Ingen av de 25 stokkene falt inne i skogen. I Flenga, Grande, Kringlathølen og Foss (med unntak av én stokk) ligger alle nye stokker i "urørt" skog (tabell 15). Med ett unntak hører alle de nye stokkene til nedbrytningsgrad 1. 37 % av tilveksten av stokkene var rotvelter, 36 % var stammebrekk > 1,3 m over bakken, 16 % var stammebrekk ved basis og 11 % av tilveksten kom fra hogst utført i områdene.

### Utviklingen for ulike mosearter

I det følgende presenteres resultatene knyttet til de mest interessante artene. Følgende tema er undersøkt:



**Figur 24.** Fordeling av stokkenes diameter ved basis (cm) i delområdene Fjøsdaalen, Kringlathølen og Skjerva.



**Figur 25.** Fordeling av stokkenes diameter ved basis (cm) i delområdene Foss, Grande, Gartlandsdalen flate C og flate F, Flenga og Dølaelva.

- artenes preferanse for ulike nedbrytningsgrader og stokkstørrelser
- generell utvikling i delområdene i 1995-98
- utvikling langs gradienten hogstflate, hogstkant og urørt skog (forekomst per stokk og frekvens i fastmerka ruter)

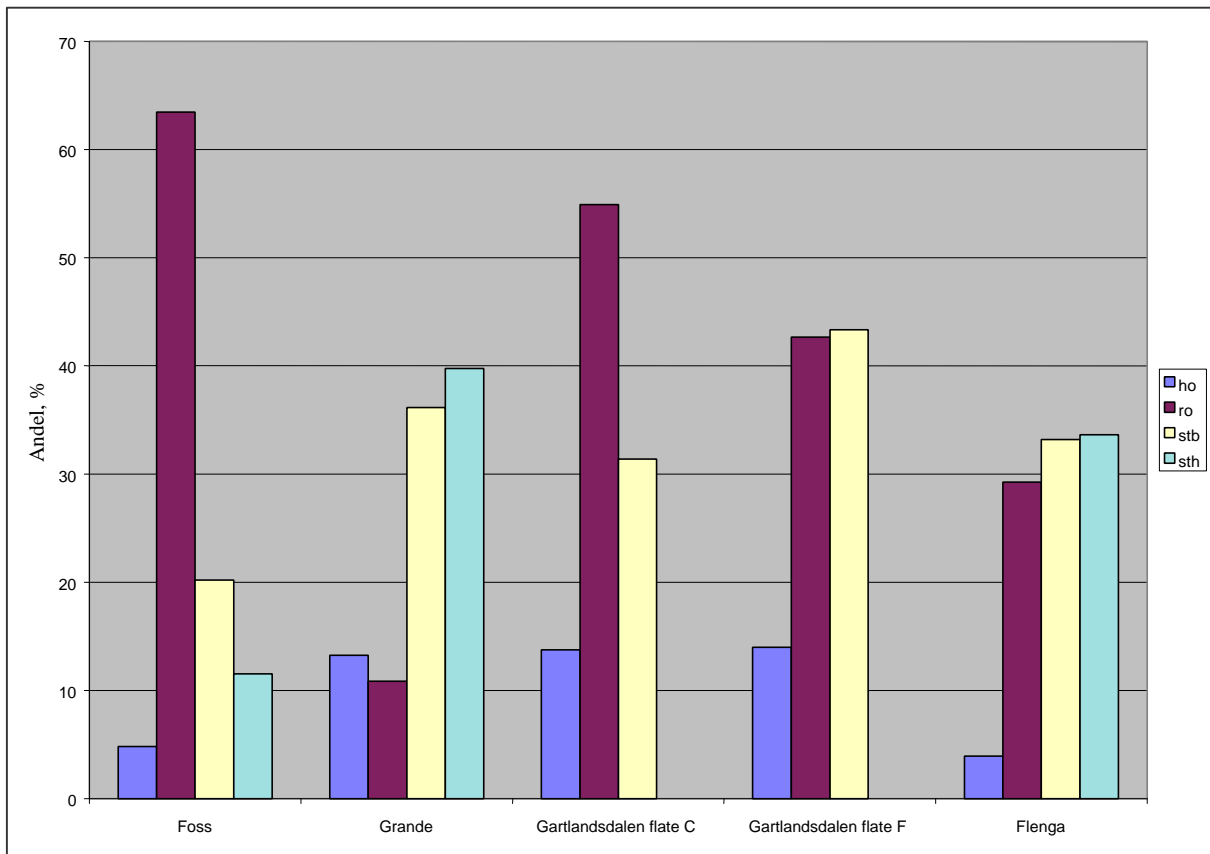
#### **Pusledraugmose (*Anastrophillum hellerianum*)**

Fra 1996 foreligger data om pusledraugmose fra 94 stokker fordelt på ni områder (tabell 30). I Foss,

Gartlandsdalen flate F og Flenga fantes pusledraugmose på det meste på 15 eller flere stokker. Ved Skjerva ble den kun funnet på tre stokker.

Pusledraugmose er knyttet til nedbrytningsstadiene 3 og 4, men har en viss forekomst også på stokker i nedbrytningsgrad 5 (figur 27). Den har størst andel på små stokker, men de største forekomstene er på stokker med diameter over 25 cm ved basis (figur 28).





**Figur 26.** Dødsårsak for stокkene i fem delområder i Namdalen. Dødsårsaken er prosentvis fordelt på hogd (ho), rotvelt (ro), stammebrekk ved basis (stb, < 1,3 m over bakken) og stammebrekk over 1,3 m o.b. (sth). Utvalget er n = 617 stокker (Foss n = 104, Grande n = 83, Gartlandsdalen flate C n = 51, Gartlandsdalen flate F n = 150, Flenga n = 229).

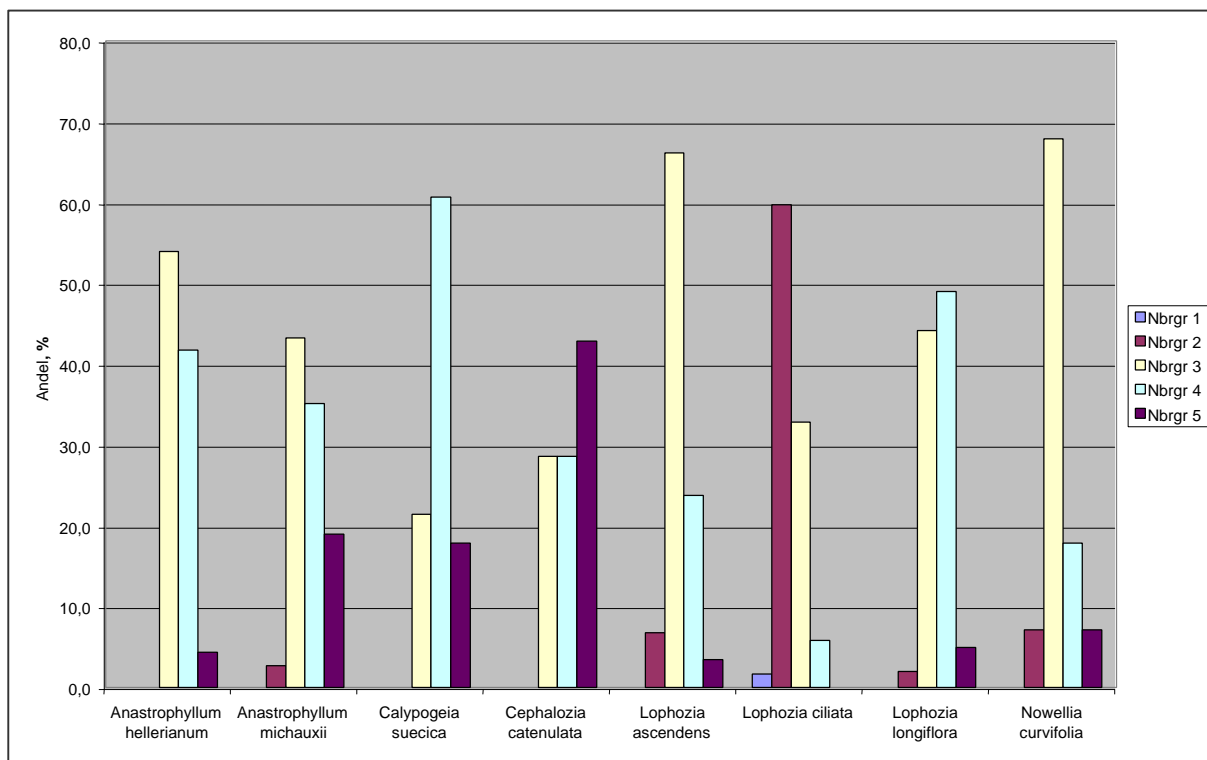
I de aktuelle delområdene forekom pusledraugmose ofte sammen med fauskflik (*Lophozia longiflora*) og larvemose (*Nowellia curvifolia*) (tabell 21).

I Gartlandsdalen flate F ble forekomsten redusert fra 25 stокker i 1995 til 14 stокker i 1998 (tabell 30). Også i flere av de andre områdene forsvant pusledraugmose fra flere stокker. Pusledraugmose hadde en tilbakegang på stокkene i 1997-98 sammenliknet med 1995-96 (tabell 30). Tilbakegangen var størst i Gartlandsdalen (flate C og F) og Foss (tabell 30).

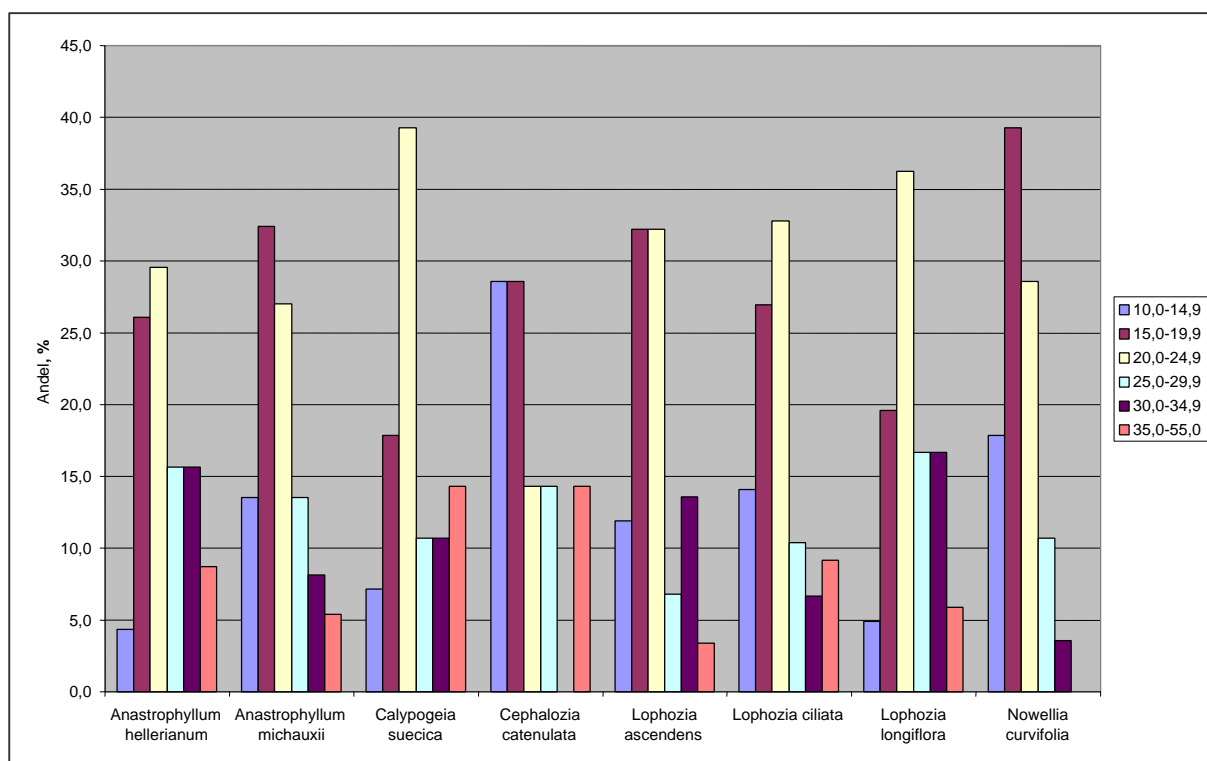
I det urørte området Flenga hadde pusledraugmosen en svak økning på stокknivå i 1998 slik at mengden i gjennomsnitt var tilbake på 1997-nivå (figur 29). I Foss var tilbakegangen nokså lik for stокker på hogstflater og i kanten av hogstflater sammenliknet med urørt skog (figur 29). I Fjøs-dalen gikk pusledraugmosen tilbake i 1995 og 1996 i urørt skog, mens tilbakegangen i flate/kant var kraftig i 1997. Ved Gartlandsdalen flate F hadde pusledraugmosen en kraftig tilbakegang i 1995-

98 (figur 29). Ved Gartlandsdalen flate C var forekomstene i flate/kant i 1998 stabilisert på nivået fra 1995, mens det var en økning i urørt skog (figur 29). Utviklingen på stокknivå var stabil i Kringlathølen, Skjerva og Grande.

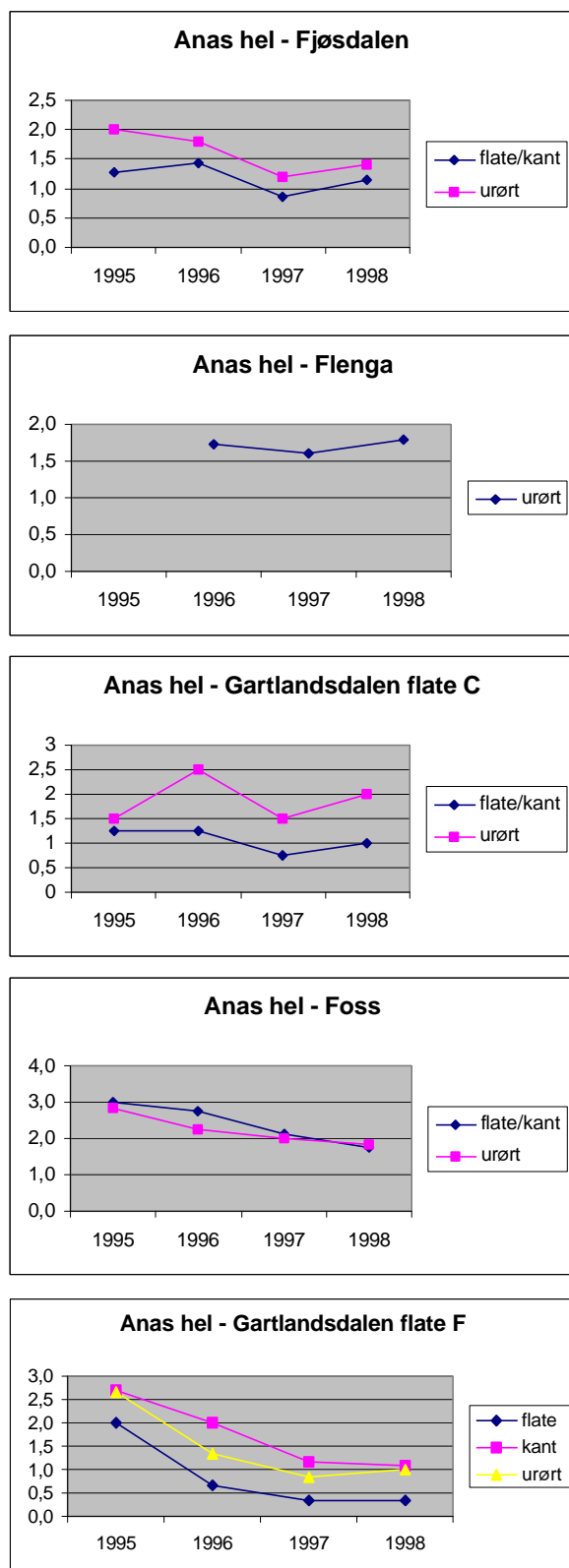
Antall ruter (10 x 10 cm) og småruter (2 x 2 cm) med pusledraugmose er vist i tabell 22. I Fjøs-dalen hadde pusledraugmosen negativ utvikling i ruter som lå i kant eller på hogstflate, mens den var positiv i urørt skog (figur 30). I Foss var utviklingen negativ for alle ruter (figur 30). Ved Gartlandsdalen flate C ble pusledraugmosen borte fra kant/flate etter 1996, og den gikk sterkt tilbake i omkringliggende urørt skog (figur 30). Ved Gartlandsdalen flate F var det en kraftig tilbakegang både i rutene på hogstflata og i urørt skog i perioden 1995-97, men i 1998 viste rutene i urørt skog en økning igjen (figur 30). Både i Fjøs-dalen, Foss og de områdene i Gartlandsdalen var gjennomsnittlig frekvens for pusledraugmose per rute høyere i urørt skog sammenliknet med kant/flate (figur 30).



Figur 27. Forekomst av åtte utvalgte arter på stokker av ulike nedbrytningsgrader.



Figur 28. Forekomst av åtte utvalgte arter i forhold til stokkenes diameter ved basis (cm).



**Figur 29.** Mengden av pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*) på stokknivå i forhold til ulike typer inn-grep. Fjøsdaalen n = 7 i kant/flåte og n = 5 i urørt. Foss n = 8 i kant/flåte og n = 12 i urørt. Gartlandsdalen flate C n = 4 i flåte/kant og n = 2 i urørt. Gartlandsdalen flate F n = 6 på flåte, n = 13 i kant og n = 6 i urørt. Flenga n = 23.

### Råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*)

Råtedraugmose ble kun funnet på analysestokker i Åfjord-områdene, men utenom analysestokkene ble den også funnet på en stokk i eldre, hogstmoden skog inntil ravina i Foss. Dette funnet er nær nordgrensa for arten i Norge (Holien & Prestø 1995, Prestø 1996a, men se også Jørgensen 1934). Den er tidligere ikke funnet så langt inn i landet i Namdalen. Nærmeste kjente forekomst er Flåbekkåsen naturreservat i Namdalseid kommune (Holien & Prestø 1995a). Flåbekkåsen ligger ca. 35 km sørvest for Foss. Forekomsten ved ravina på eiendommen Foss var relativt liten. Arten ble kun påvist på ei stor død gran, men det er sannsynlig at arten har flere forekomster i regionen.

Råtedraugmose er knyttet til stokker i midlere og sene nedbrytningsstadier (figur 27). Som sin slektning pusledraugmosen finnes råtedraugmosen på stokker av forskjellige størrelser (figur 28), men det er på stokker med diameter over 25 cm ved basis at den har de største forekomstene.

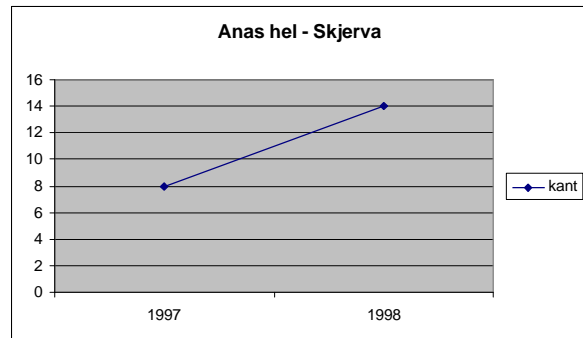
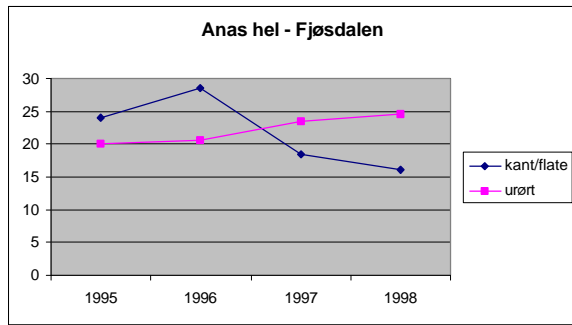
Råtedraugmose ble funnet på relativt mange stokker i Åfjord-områdene (tabell 23). Både i Fjøsdaalen og Kringlathølen var mengden av råtedraugmose relativt stor der den fantes, mens forekomstene ved Skjerva var mindre (tabell 23). Forekomsten i Fjøsdaalen gikk noe tilbake fra 1995 til 1998 (tabell 23).

Figur 31 viser gjennomsnittlig mengde råtedraugmose per stokk i Fjøsdaalen. Utviklingen er negativ i kant/flåte i 1995-98, mens situasjonen er stabil i urørt skog. Både i Kringlathølen og ved Skjerva var utviklingen på stokknivå stabil i 1997-98.

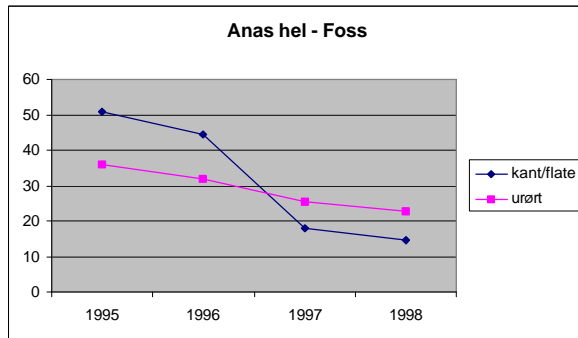
Råtedraugmosen fantes i mange ruter ved Kringlathølen og i Fjøsdaalen (tabell 22). I Fjøsdaalen var utviklingen positiv for råtedraugmose i ruter som lå i urørt skog, mens den var sterkt negativ i kant/flåte (figur 32). I Kringlathølen og ved Skjerva var utviklingen stabil eller positiv fra 1997-98 (figur 32).

### Råteflak (*Calypogeia suecica*)

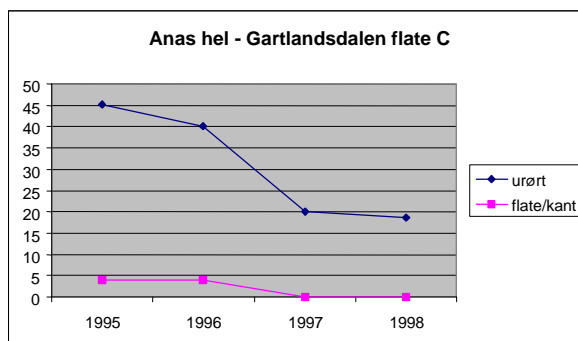
Råteflak fantes på få stokker i alle områder, så omtalen gir kun en indikasjon på artens utvikling og preferanser. Tabell 24 viser at råteflak ble funnet i alle områder unntatt Skjerva og Dølaelva. Råteflak var ikke vanlig i noen av områdene. På det meste ble den registrert på 22 stokker. Den største tettheten av arten ble registrert i Fjøsdaalen. I dette lille området ble den i 1998 registrert på



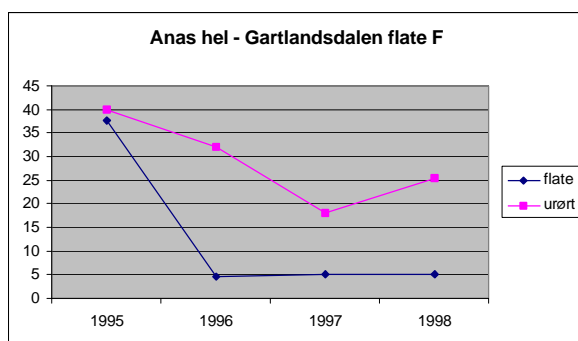
**Figur 30.** Frekvensen av pusletraugmose (*Anastrophylum hellerianum*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Fjøsdaalen n = 8 i kant/flate og n = 5 i urørt. Foss n = 8 i kant/flate og n = 3 i urørt. Gartlandsdalen flate C n = 3 på flate og n = 2 i kant. Gartlandsdalen flate F n = 19 på flate og n = 6 i urørt. Skjerva n = 2 i kant. Kringlathølen n = 8 (urørt).



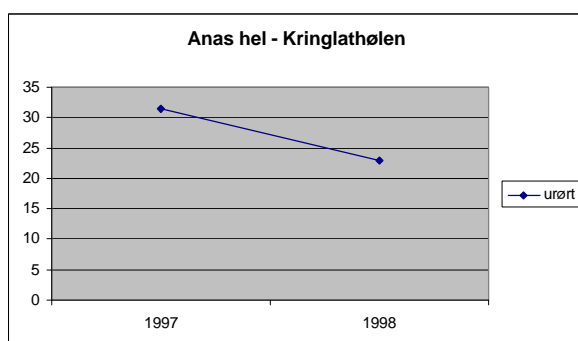
seks stokker (tabell 24). Selv i et så stort område som Flenga ble den kun funnet på tre-fire stokker (tabell 24).



Nedbrytningsgrad 4 er klart viktigst for råteflak (figur 27). Nesten 40 % av forekomstene var på stokker med basal diameter 20-25 cm (figur 28), men kvantitativt var stokkene med diameter over 25 cm viktigst.

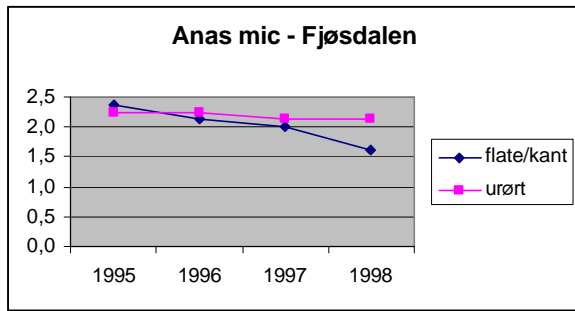


Råteflak og fauskflik forekom ofte på samme stokker (tabell 21). Stokkene med råteflak hadde også signifikant flere av de utvalgte dødvedmossene enn stokker hvor råteflak manglet (tabell 21).

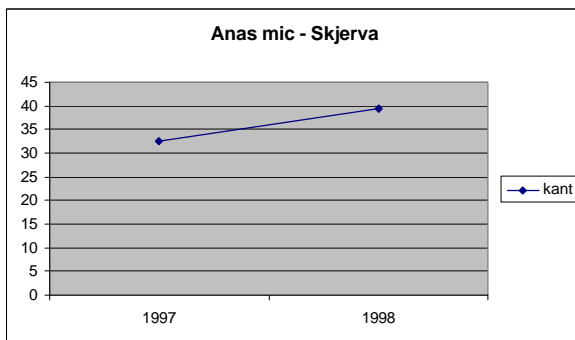
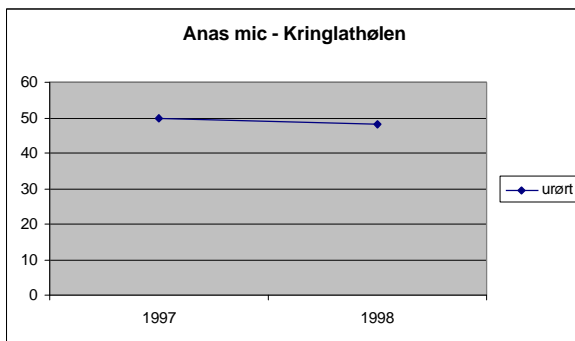
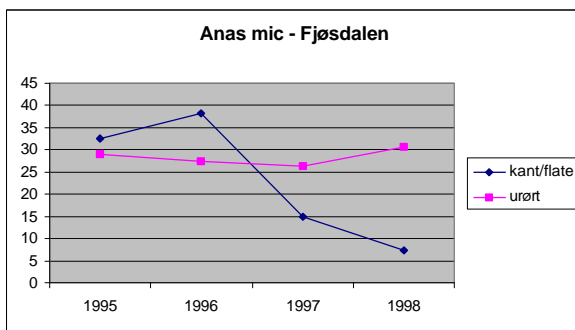


Mengden av råteflak var generelt lav i alle områdene. I Fjøsdaalen og Gartlandsdalen (flate C og F) gikk den gjennomsnittlige mengden av råteflak ned i 1997-98 (tabell 24). Arten gikk også tilbake i referanseområdet Flenga (tabell 24). Tilbakegangen i 1997 i Foss var delvis kompensert i 1998 (tabell 24). Ved Grande hadde råteflak en tilvekst i perioden 1997-98, mens forekomsten i Kringlathølen var stabil i denne perioden.

I Grande var utviklingen for råteflak positiv på stokknivå i 1996-98 (figur 33), mens utviklingen i Flenga var negativ fra 1996 til 1997. I Foss og Gartlandsdalen flate C var situasjonen stabil i urørt skog, mens det var tilbakegang på stokker i kant/flate (figur 33). I Fjøsdaalen var det større svingninger både i kant/flate og urørt skog i perioden (figur 33). I Kringlathølen var mengden av råteflak stabil i 1997-98.



**Figur 31.** Mengden av råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*) på stokknivå i Fjøsaldalen. I kant/flate er n = 8 og i urørt n = 8.



**Figur 32.** Frekvensen av råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Fjøsaldalen n = 6 i kant/flate og n = 12 i urørt. Skjerva n = 6 i kant. Kringlathølen n = 20 (urørt).

I Fjøsaldalen var frekvensen av råteflak i urørt skog i 1998 på samme nivå som i 1995 (figur 34), mens den var helt borte fra hogstflatene. I Foss hadde råteflak en sterk negativ utvikling på hogstflate, men den ble der kun registrert i ei rute. Ved Gartlandsdalen flate C var det en liten forekomst på hogstflata i 1997, men denne var borte allerede året etter. I Kringlathølen økte frekvensen av råteflak noe fra 1997 til 1998 (figur 34), men dette bygger på sparsomt datagrunnlag (tabell 22).

### Stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*)

Stubbeglefsmose ble kun registrert i Åfjord-områdene. Der ble den kun funnet på seks stokker i Fjøsaldalen og én stokk ved Kringlathølen (tabell 25).

Stubbeglefsmose er knyttet til stokker i midlere og sene nedbrytningsstadier (figur 27). Over 40 % av forekomstene var på stokker i nedbrytningsgrad 5. En større andel av forekomstene var på stokker med diameter under 20 cm ved basis (figur 28). I Fjøsaldalen, hvor hovedforekomsten var, er andelen av stokker i tidlige nedbrytningsstadier svært lav, så det er usikkert hva som faktisk er nisjen for stubbeglefsmose.

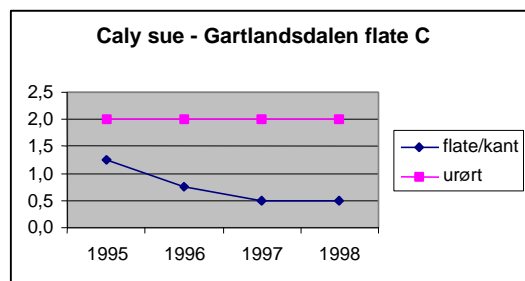
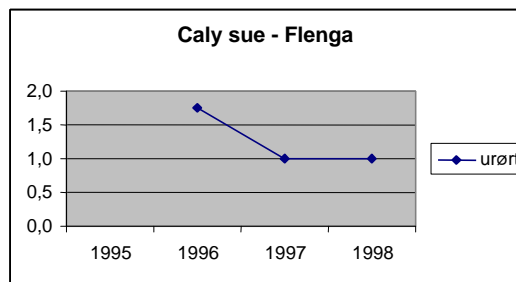
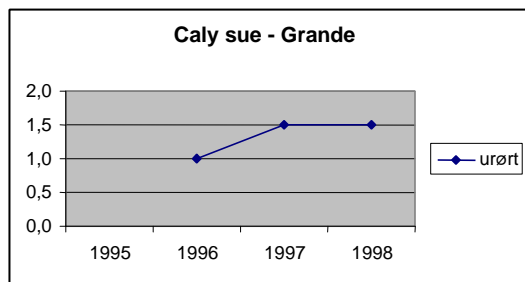
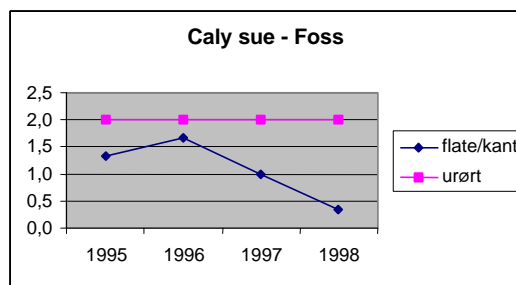
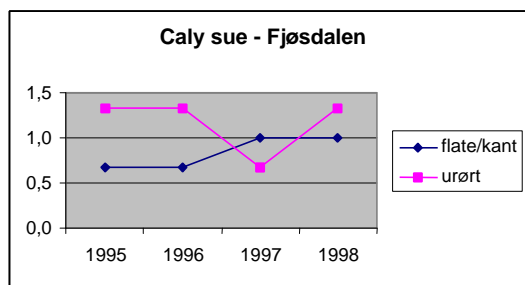
I Fjøsaldalen gikk den gjennomsnittlige mengden av stubbeglefsmose per stokk tilbake i 1997-98 (tabell 25).

Figur 35 viser at den gjennomsnittlige mengden av stubbeglefsmose per stokk i Fjøsaldalen var stabil i kant/flate, mens utviklingen var negativ for stokkene i urørt skog.

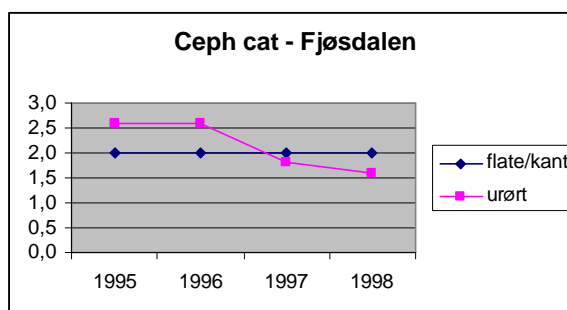
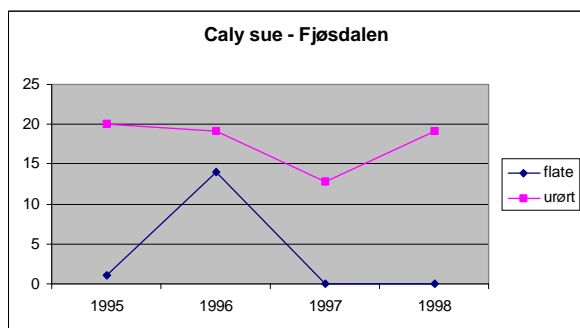
Utviklingen på rutenivå i Fjøsaldalen viser at tilbakegangen i ruter i kant var sterkt negativ, mens frekvensen i ruter i urørt skog i 1998 var nokså lik den i 1995 (figur 36).

### Råteflak (*Lophozia ascendens*)

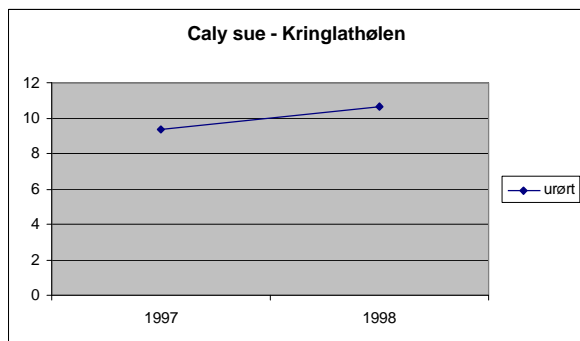
Råteflak ble kun funnet i Namdal-området. I 1996 ble den registrert på 55 stokker, men ti av disse var stokker i Dølaelva hvor det kun foreligger data fra dette året. Forekomsten av råteflak var klart størst i Flenga, men dersom en tar arealet i betraktning var tettheten størst i Foss. I Flenga ble råteflak funnet på 17 stokker i 1998, mot 26 i 1996 (tabell 26). Forekomstene av råteflak ved Grande og i Gartlandsdalen (flate C og F) var alle små. Ved Gartlandsdalen flate C var arten borte i 1996 (tabell 26).



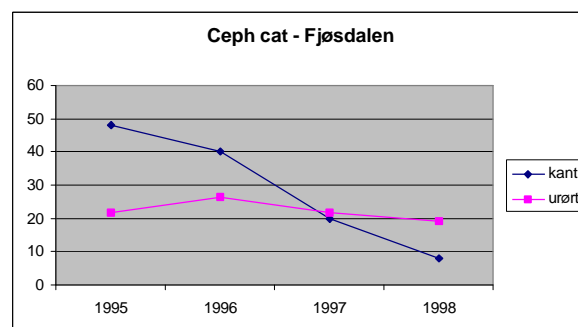
**Figur 33.** Mengden av råteflak (*Calypogeia suecica*) på stokknivå i forhold til ulike typer inngrep. Fjøsaldalen n = 3 i kant/flate og n = 3 i urørt. Foss n = 3 i kant/flate og n = 2 i urørt. Grande n = 2. Gartlandsdalen flate C n = 4 i kant/flate og n = 1 i urørt. Flenga n = 4.



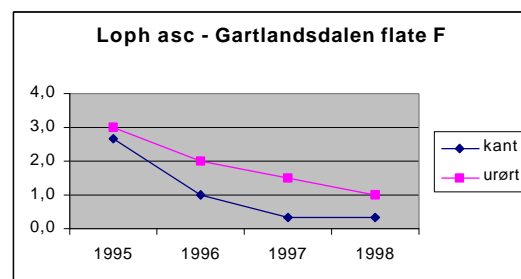
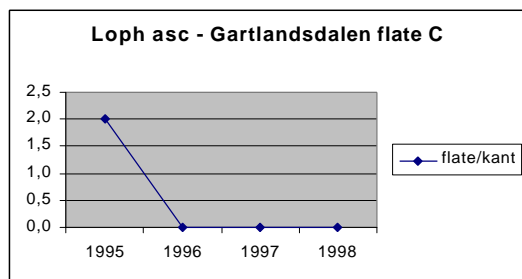
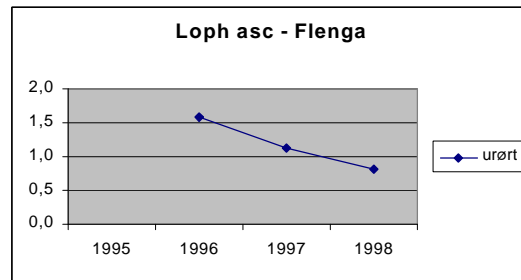
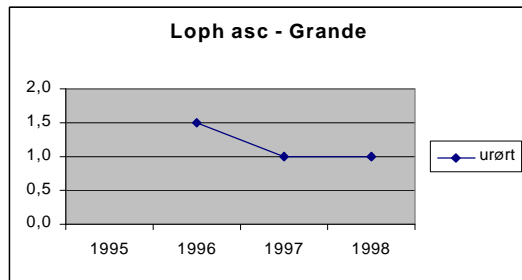
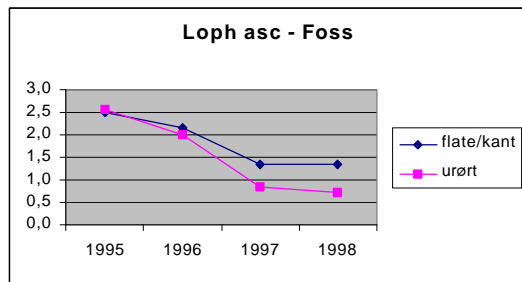
**Figur 35.** Mengden av stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*) på stokknivå i Fjøsaldalen. I kant/flate er n = 1 og i urørt er n = 5.



**Figur 34.** Frekvensen av råteflak (*Calypogeia suecica*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Fjøsaldalen n = 4 på flate og n = 5 i urørt. Kringlathølen n = 3 (urørt).



**Figur 36.** Frekvensen av stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i Fjøsaldalen (n = 1 i kant og n = 5 i urørt).



**Figur 37.** Mengden av råtefluk (*Lophozia ascendens*) på stokknivå i forhold til ulike typer inngrep. Foss n = 6 i kant/flate og n = 7 i urørt. Grande n = 4. Gartlandsdalen flate C n = 1 i kant/flate. Gartlandsdalen flate F n = 3 i kant og n = 2 i urørt. Flenga n = 26.

Nesten 70 % av forekomstene av råtefluk var på stokker i nedbrytningsgrad 3 (figur 27). Også stokker i nedbrytningsgrad 4 var av en viss betydning. Den største andelen av forekomstene var på stokker med diameter 15-25 cm ved basis (figur 28).

Det var en positiv sammenheng mellom forekomsten av råtefluk og fauskfluk (*Lophozia longiflora*) (tabell 21).

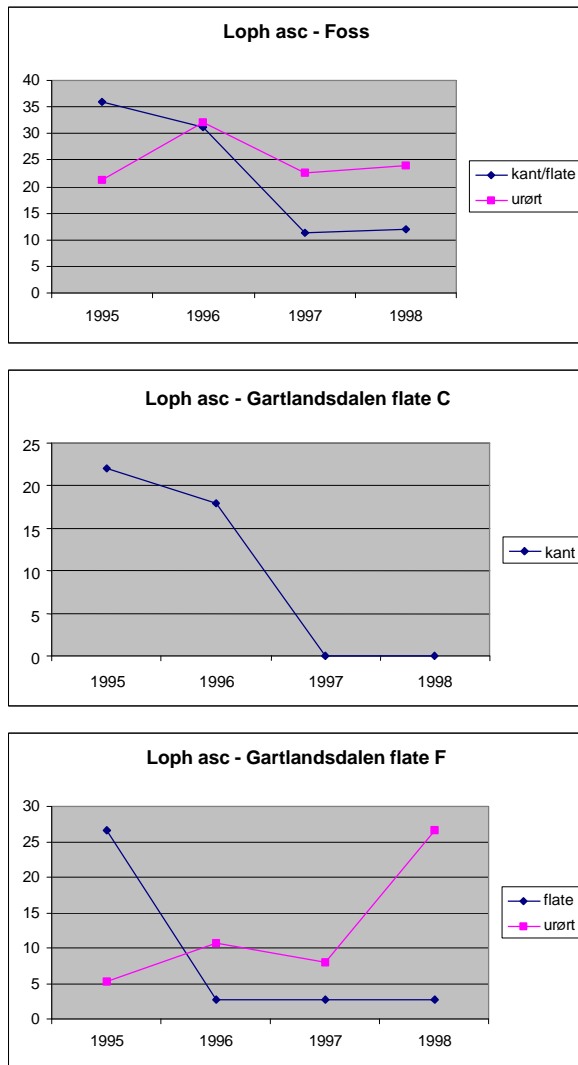
Råtefluk hadde en gjennomgående negativ utvikling i alle områdene i Namdalen i 1995-98 (figur 37, tabell 26), men merk at arten ble funnet på få stokker i flere av områdene.

I Foss var det en kraftig frekvensreduksjon i ruter i kant/flate fra 1995 til 1997, men denne så ut til å være stabilisert i 1998 (figur 38, tabell 22). I urørte deler av Foss var frekvensen i 1998 omtrent som den var i 1995. Ved Gartlandsdalen flate C var råtefluk forsvunnet etter 1996. Ved Gartlands-

dalen flate F ble mengden av råtefluk sterkt redusert på hogstflata fra 1995 til 1998, mens utviklingen i urørt skog var positiv (figur 38).

### *Lophozia ciliata*

*L. ciliata* ble formelt beskrevet som ny art i 2000 (Söderström et al. 2000), men den har vært kjent av flere bryologer i flere år. I Trøndelag har arten tidligere blitt forvekslet med og inkludert i pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*). I Trøndelag vokser *L. cilata* først og fremst på bark på lite nedbrutte stokker, mens pusledraugmose praktisk talt alltid vokser på ved. *L. cilata* vokser også direkte på ved, og da kan den vokse sammen med pusledraugmose. Kjennskap til artens økologi gjorde det mulig å skille mellom de to artene i 1997-98, og dermed kunne vi også skille ut de to fra datasettene fra 1995-96. *L. ciliata* ble også registrert som epifytt på tynne grankvister i Foss (vedlegg 5) og Gartlandsdalen.



**Figur 38.** Frekvensen av råteflik (*Lophozia ascendens*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Foss n = 5 i kant/flate og n = 3 i urørt. Gartlandsdalen flate C n = 2 i kant. Gartlandsdalen flate F n = 3 på flate og n = 3 i urørt.

Nedbrytningsgrad 2 og 3 var de suverent viktigste for *L. ciliata* (figur 27). Legg også merke til at *L. ciliata* ble registrert på stokker i nedbrytningsgrad 1 (figur 27). Den er i stand til å etablere seg i løpet av et par år etter at stokken har falt. *L. ciliata* finnes på stokker av alle størrelser, men de med basal diameter 20-25 cm ser ut til å være viktigst (figur 28).

*L. cilata* ble registrert i alle delområdene, men den var særlig utbredt i Namdal-områdene. I 1996-98 ble den registrert på omtrent 200 stokker årlig (tabell 27). I Flenga ble *L. ciliata* registrert på over 70 stokker årlig. I Åfjord-områdene var det mindre av arten, men dette skyldes nok i stor grad færre stokker i tidlige nedbrytningsstadier (figur 22).

Ved Gartlandsdalen flate F ble forekomsten av *L. ciliata* redusert fra 32 stokker i 1995 til 23 stokker i 1998 (tabell 27). I Fjøsdaalen, Foss og Gartlandsdalen (flate C og F) var mengden av *L. ciliata* mindre i 1998 enn i 1995 (tabell 27). I Flenga og Grande var forekomstene stabile, men det var en økning i Skjerva og Kringlathølen (tabell 27).

I Fjøsdaalen, Grande og Flenga var utviklingen av *L. ciliata* på stokknivå stabil i urørt skog i 1995-98 (figur 39). I Foss og Gartlandsdalen flate F var tilbakegangen på stokker i urørt skog omtrent som i kant og på flate (figur 39). I Fjøsdaalen var den gjennomsnittlige mengden av *L. ciliata* i 1998 omtrent som i 1995 (figur 39). Ved Gartlandsdalen flate C var gjennomsnittlig forekomst av *L. ciliata* per stokk i 1998 en god del lavere enn i 1995.

I Fjøsdaalen viste *L. ciliata* en positiv utvikling i ruter i urørt skog, mens trenden i kant/flate var negativ (figur 40). I Foss hadde *L. ciliata* en kraftig tilbakegang i alle typer ruter i 1997. I urørte deler av Foss var tilbakegangen delvis hentet inn igjen i 1998, mens trenden fortsatt var negativ i kant og på flate. Ved Gartlandsdalen flate C var det generell tilbakegang 1995-96 (figur 40). I kanten av hogstflata fortsatte tilbakegangen i 1997-98, mens tilbakegangen i urørt skog i 1997 ble etterfulgt av en svak økning i 1998. Ved Gartlandsdalen flate F var frekvensen av *L. ciliata* kraftig redusert i alle typer ruter i 1998 sammenlignet med 1995 (figur 40).

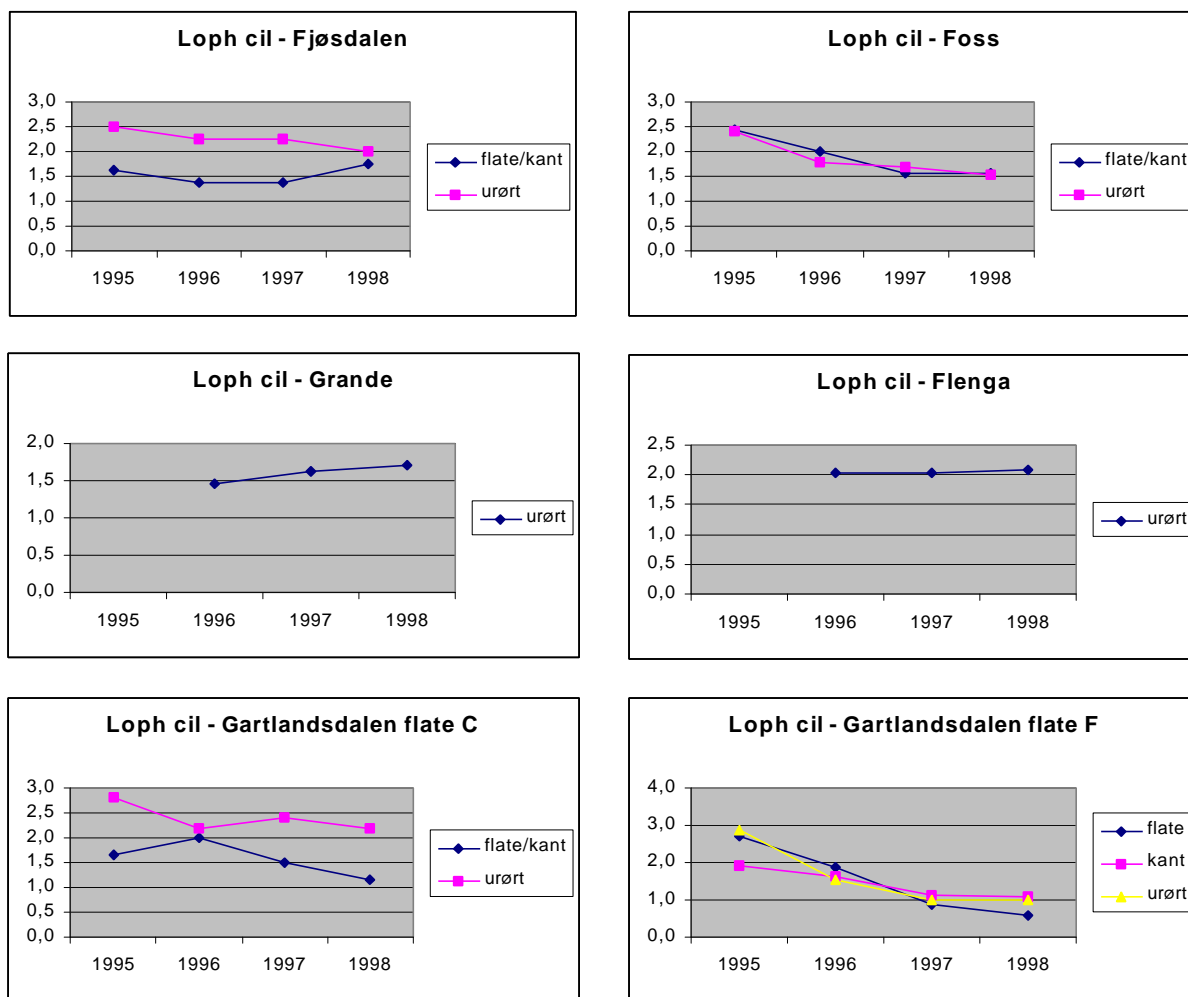
### Fauskflik (*Lophozia longiflora*)

Fauskflik ble funnet i alle delområdene (tabell 28). I Namdalen var forekomstene ved Flenga, Foss og Gartlandsdalen flate F relativt store (tabell 28), mens det i Åfjord-områdene var få stokker med fauskflik. Her inntar råtedraugmose omtrent samme nisje som fauskflik, og skuddene til råtedraugmose er gjerne noe større enn fauskflik. Det kan være at råtedraugmose konkurrerer ut fauskflik i en del tilfeller.

Fauskflik er primært knyttet til stokker i nedbrytningsgrad 3 og 4 (figur 27). Stokker med diameter 20-25 cm ved basis var de vanligste for fauskflik (figur 28), men de største forekomstene var knyttet til enda større stokker.

Ved Gartlandsdalen flate F ble fauskflik registrert på 23 stokker i 1995 mot 13 i 1997-98 (tabell 28). Også ved Flenga ble fauskflik borte fra flere stok-





**Figur 39.** Mengden av *Lophozia ciliata* på stokknivå i forhold til ulike typer inngrep. Fjøsdaalen n = 8 i kant/flåte og n = 4 i urørt. Foss n = 14 i kant/flåte og n = 29 i urørt. Grande n = 24. Gartlandsdalen flate C n = 6 i kant/flåte og n = 5 i urørt. Gartlandsdalen flate F n = 7 på flåte, n = 21 i kant og n = 9 i urørt. Flenga n = 75.

ker i prosjektperioden. I Foss og Gartlandsdalen (flate C og F) var mengden av fauskflik redusert i 1998 sammenliknet med 1995 (tabell 28). I Flenga og Grande var utviklingen på stokknivå stabil (figur 41). I Foss, Gartlandsdalen flate C og F var utviklingen negativ på stokker i flåte, kant og urørt skog (figur 41). Ved Gartlandsdalen flate F var tilbakegangen per stokk særlig kraftig.

Frekvensen av fauskflik i rutene i Foss ble redusert i 1995-98 både i urørt skog og i kant/flåte (figur 42). Ved Gartlandsdalen flate C var tilbakegang jevn i ruter i kant og på flåte fra 1995-97 (figur 42), men fauskflik manglet her i ruter i urørt skog. Ved Gartlandsdalen flate F var det en kraftig reduksjon i frekvensen for fauskflik i ruter på hogstflata. Tilbakegangen i urørt skog var ikke dramatisk (figur 42). I Fjøsdaalen, Kringlathølen og Skjerva ble fauskflik påvist i få ruter, men ut-

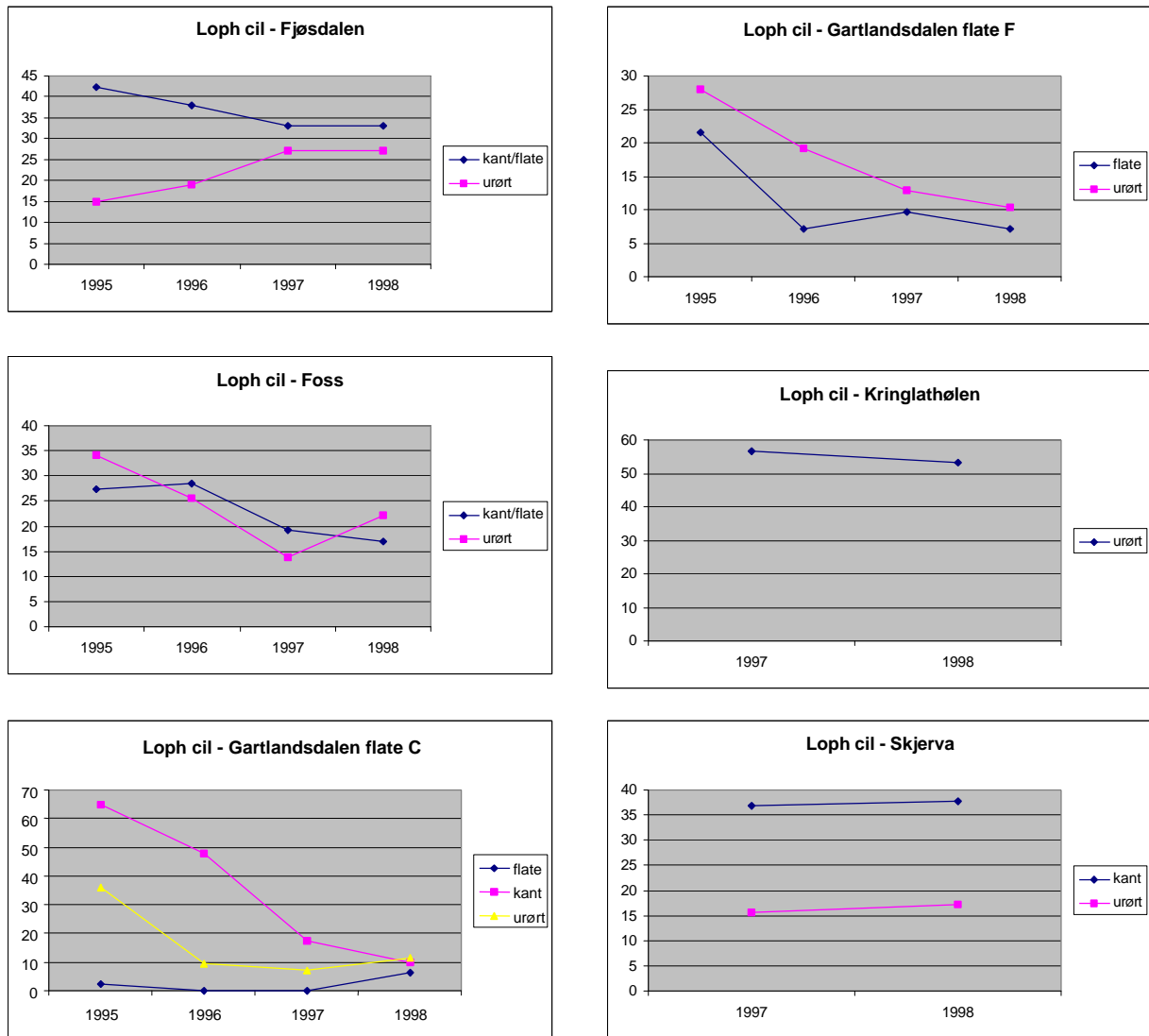
viklinga var relativt stabil.

#### Larvemose (*Nowellia curvifolia*)

Larvemosen ble kun funnet i Åfjord-områdene. I 1997-98 ble den registrert på 27 stokker i tre områder (tabell 29). Forekomsten var størst i Kringlathølen, men tettheten var større i det mindre området Fjøsdaalen.

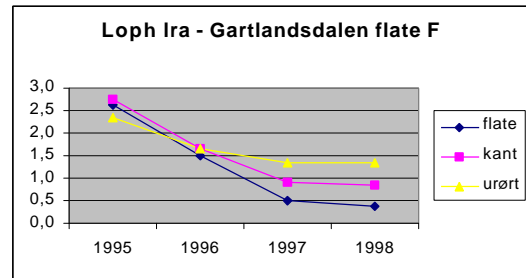
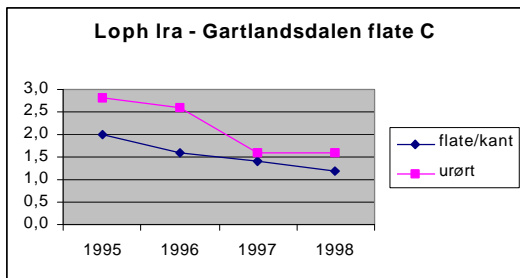
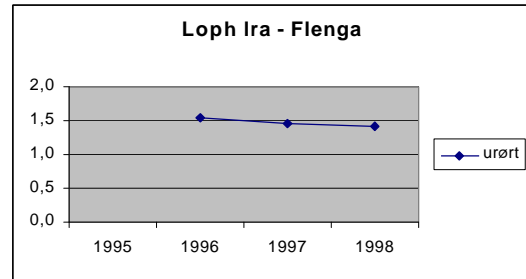
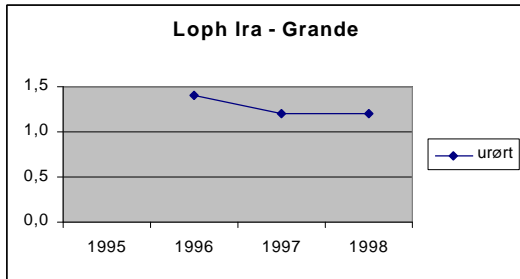
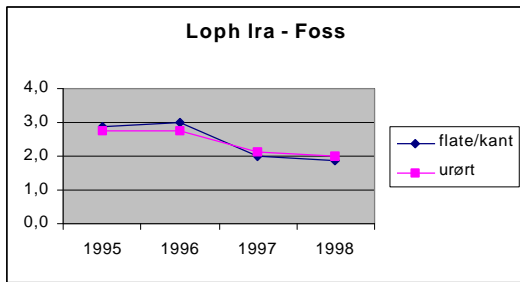
Nedbrytningsgrad 3 var den klart viktigste for larvemose (figur 27). Den finnes på både små og store stokker (figur 28), men de største forekomstene var på stokker med diameter 20-30 cm ved basis.

I Fjøsdaalen gikk mengden av larvemose per stokk markant ned i 1997, men det var en viss økning allerede i 1998 (tabell 29). Utviklinga var nokså lik for stokker i urørt skog og i kant/flåte (figur 43).

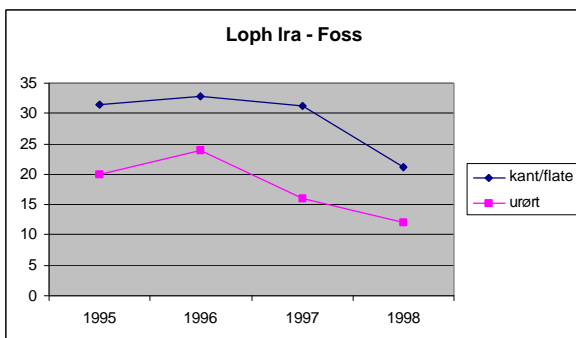
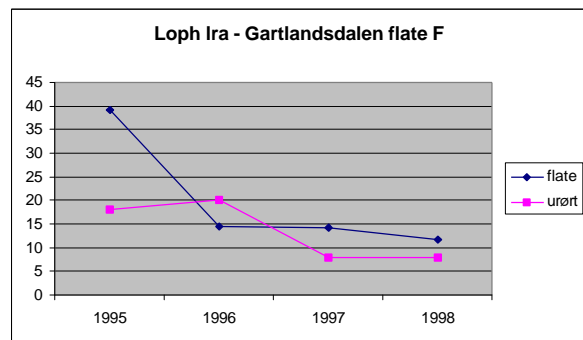
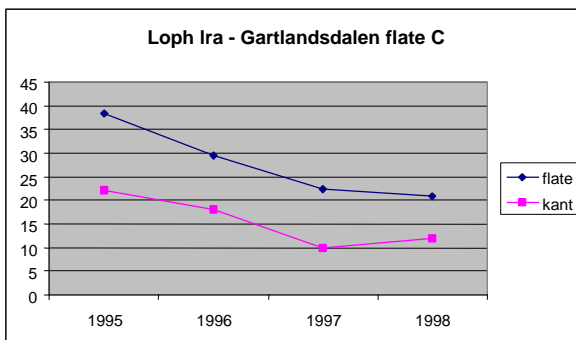


**Figur 40.** Frekvensen av *Lophozia ciliata* i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Fjøs-dalen n = 5 i kant/flate og n = 4 i urørt. Foss n = 27 i kant/flate og n = 11 i urørt. Gartlandsdalen flate C n = 8 på flate, n = 6 i kant og n = 9 i urørt. Gartlandsdalen flate F n = 5 på flate og n = 5 i urørt. Skjerva n = 9 i kant og n = 11 i urørt.

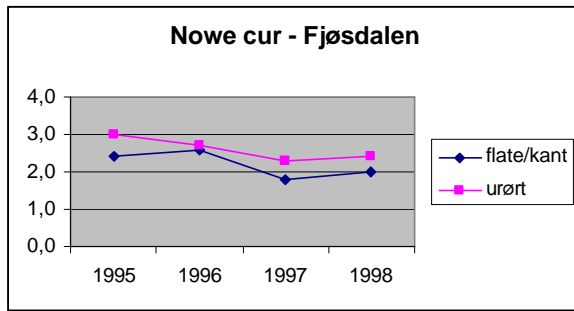
I Fjøs-dalen hadde rutene i kant/flate en negativ utvikling etter 1996, mens rutene i urørt skog hadde positiv utvikling (figur 44). Dette gjenspeiles også i økt antall ruter og småruter for larvemose i området (tabell 22). I Kringlathølen var situasjonen for larvemosen stabil i 1997-98, mens utviklingen i Skjerva var negativ (figur 44).



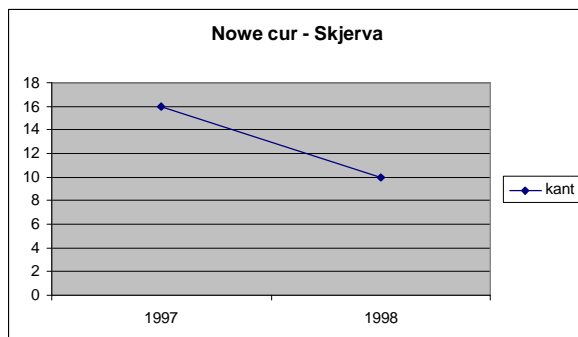
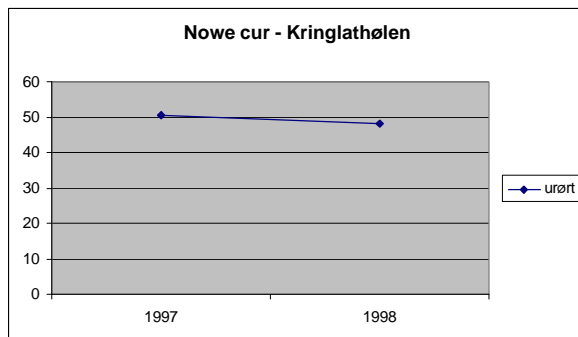
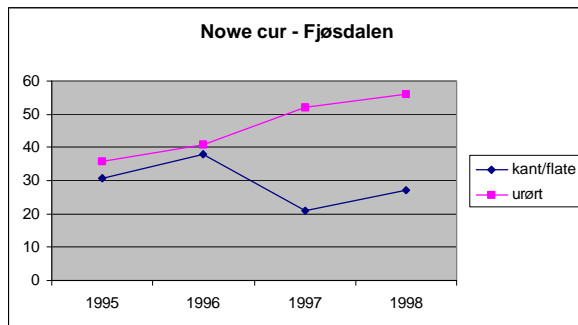
**Figur 41.** Mengden av fauskflik (*Lophozia longiflora*) på stokknivå i forhold til ulike typer inngrep. Foss n = 7 i kant/flate og n = 8 i urørt. Grande n = 5. Gartlandsdalen flate C n = 5 i kant/flate og n = 5 i urørt. Gartlandsdalen flate F n = 8 på flate, n = 12 i kant og n = 3 i urørt. Flenga n = 33.



**Figur 42.** Frekvensen av fauskflik (*Lophozia longiflora*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Gartlandsdalen flate F n = 21 på flate og n = 2 i urørt. Gartlandsdalen flate C n = 5 på flate og n = 2 i kant. Foss n = 15 i kant/flate og n = 1 i urørt.



**Figur 43.** Mengden av larvemose (*Nowellia curvifolia*) på stokknivå i Fjøsdaalen. I kant/flate er n = 5 og i urørt er n = 7.



**Figur 44.** Frekvensen av larvemose (*Nowellia curvifolia*) i 10 x 10 cm ruter på stokker i forhold til ulike typer inngrep. Fjøsdaalen n = 9 i kant/flate og n = 15 i urørt. Kringlathølen n = 15. Skjerva n = 2 i kant.

## 6 Diskusjon

### 6.1 Lav

Større diversitet av lav i Åfjord-området skyldes nok først og fremst større spekter av substrattyper med betydelig større forekomst av ulike lauvtrær med middels og rik bark samt generelt større topografisk variasjon. En del av forklaringen kan nok også tilskrives klimatiske faktorer, med både høyere og mer frekvent nedbør samt høyere vintertemperaturer i Åfjord. Forekomsten av lauvtrær med middels og rik bark er særlig utslagsgivende for cyanolavene etter som disse ikke tolererer sur og næringsfattig bark (Gauslaa 1985) samt for en rekke skorpelavslekter som f.eks. *Megalania* og *Pertusaria* (Tønnsberg 1992). Det er vist i flere studier at stor grad av treslagsblanding har svært positiv effekt på mangfoldet av lav i boreal skog (Kuusinen 1996), og det bør slik sett være et klart mål for forvaltningen å øke andelen av lauvtrær som osp, rogn og selje i Namdal-området. Det er sannsynlig at den viktigste årsaken til fraværet av mange av artene i delområdene i Namdalen er mangel på substrat i form av gamle lauvtrær med rik bark.

Våre undersøkelser er også med på å understreke at rødlistearter som granfiltlav (*Fuscopannaria ahlneri*) og trådragg (*Ramalina thrausta*) har et klart tyngdepunkt i Namdalen (Tønnsberg et al. 1996). Ravina ved Foss har en av de rikeste enkeltforekomstene av granfiltlav som så langt er registrert i vårt land. Slik sett er det viktig å sikre en livskraftig populasjon her over tid da den kan være en svært viktig spredningskilde til omkringliggende områder. I løpet av prosjektperioden gjorde forskere fra NISK dessuten et nytt funn av trønderlav (*Erioderma pedicellatum*) innenfor delområdene i Namdalen. Funnet bekrefter at arten fortsatt er til stede, men at den fortsatt er akutt truet (Holien et al. 1995, Tønnsberg et al. 1996).

Populasjonsstudien av gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) i Åfjord dokumenterer til dels betydelige skader på og tap av thalli fra 1995 til 1997. Etter som sommeren 1997 var en noe utypisk sommer med høye temperaturer og lengre tørkeperioder, er det vanskelig i denne studien å skille klart mellom effekter som kan relateres direkte til hogsten og effekter som skyldes de spesielle værforholdene. Etter som skadeomfanget også var minst like stort i referanseområdet ved

Kringlathølen, kan det imidlertid se ut som at værforholdene var vel så viktige som selve hogsten som årsak til de observerte skadene. Plutselig fristilling ved hogst er dokumentert å være svært skadelig for bladlav med blågrønne bakterier dersom fristillingen fører til at thalli utsettes for mye direkte solstråling (Gauslaa & Solhaug 1996, 2000). Særlig har store thalli problemer med å takle slike dramatiske endringer i innstråling, mens små thalli ofte klarer seg bedre. Både gullprikklav og lungenever har evnen til å produsere brune pigmenter i barken mens en art som skrubbenever produserer usninsyre som fungerer som UV-filter. Vår registrering av skader på gullprikklav er basert på morfologiske endringer, men ideelt sett hadde det vært ønskelig med presise målinger av fotosynteseaktiviteten for å avdekke funksjonsforstyrrelser på et tidligere tidspunkt. En hadde da kunnet få fram mer presise data for tålegrenser med hensyn på lysmengde og tørke. Denne typen studier er det sterkt ønskelig å få gjennomført.

Tap av thalli ser ut til å være mer direkte relatert til tap av substrat gjennom hogst og elgbeite. Tilgangen på mange nok gode vertstrær (i dette tilfellet rogn) i tid og rom er derfor å betrakte som en kritisk faktor for gullprikklav i dette området. De relativt omfattende skadene på rognetrærne som følge av elgbeite er negativt for lavfloraen både fordi eksisterende vertstrær blir svekket, og fordi rekruttering av nytt substrat hemmes. Etter som mange av delpopulasjonene for gullprikklav er svært små er substrattap og substratmangel trolig viktigste årsak til lokal utryddelse og manglende nyetablering. Det er derfor gunstig for det biologiske mangfoldet at elgstammen blir regulert til et lavere nivå slik at rekrutteringen av lauvtrær som osp, rogn og selje kan forbedres. Det skal i denne sammenheng heller ikke underslås at et moderat elgbeite kan være positivt for mange cyanolaver i den forstand at småsår i barken på rognestammene trolig skaper bedre betingelser for etablering og vekst ved at det ioniske miljøet blir mer optimalt.

Studien av granfiltlav i Namdalen dokumenterer at denne arten har en rask dynamikk og potensiale for relativt rask vekst under optimale forhold. På samme måte som for gullprikklav er det dokumentert betydelige skader og tap av thalli i prosjektperioden. Skader og tap av thalli kan i stor grad relateres til de samme årsaker som for gullprikklav, dvs. lysskader og substrattap, men etter som granfiltlav er en granepifytt utgjør ikke elg-

stammen noe stort problem. Derimot kan snøerosjon og konkurranse være betydelige årsaker til tap av thalli. For en konkurransesvak og tørke- og lyssensitiv art som samtidig er avhengig av gran med bark-pH i øvre del av variasjonsbredden for dette treslaget er det innlysende at granfiltlaven er naturlig sjelden i skoglandskapet (Jørgensen 1978, Tønsberg et al. 1996). Det er vist at gran bare oppnår pH-verdier som er høge nok for etablering av de fleste cyanolaver når den vokser på marin leire (Gauslaa & Holien 1998) eller når den får næringsanrikning på andre måter f.eks. gjennom kronedrypp fra rike lauvtrær (Goward & Arsenault 2000) eller fra fossesprut. I ravinelandskapet ved Foss er det også vist at pH-gradienten i jorda fra ravinebotn og opp til ryggene er meget skarp og kan utgjøre en hel pH-enhet, dvs. at jorda på ryggene er 10 ganger surere enn i ravinebotn (Ugseth & Antonsen 1999). En forvaltningsmessig konsekvens av dette, dersom en vil sikre livskraftige populasjoner av granfiltlav over tid, er ikkehogst i ravinene. Sannsynligvis kan en drive forsiktig gjennomhogst og gruppe- eller småflatehogster på ryggene, men her må også landskapsøkologiske hensyn vurderes.

Kronesjiktstudien fra Foss viser flere interessante forhold. Det mest åpenbare er dokumentasjonen av at cyanolavene har sitt optimum i den lavere delen av krona selv om enkelte arter, f.eks. skrubbenever, kan vokse relativt høyt oppe. Dette er i samsvar med hva en kjenner til fra andre områder (McCune 1993, Sillett 1995) og kan tolkes som en "trade-off"-effekt mellom behovet for nok lys og beskyttelse mot for mye direkte stråling og skadelige tørkeepisoder. Ut fra denne betraktningen kan en forvente at cyanolavene kan vokse høyere opp når skogen er tettere og når kronehøyden øker. Et annet interessant forhold er observasjonen av at noen arter var betydelig mer frekvente i den eldste av de to tregruppene. Tydeligst ser en denne forskjellen for gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*). Gubbeskjegg produserer sjelden fruktlegemer eller soral og baserer seg derfor på spredning med fragmenter. Arten blir antatt å ha dårlig spredningsevne og akkumulerer biomasse svært sakte selv om vekstkapasiteten er relativt høy (Renhorn & Esseen 1995). Den er derfor ansett som en god signalart for skog med høge naturverdier når den forekommer i store mengder (Nitare 2000). Våre resultater styrker teorien om at gubbeskjegg har dårlig spredningsevne og at høy biomasse for denne arten er en god indikator på kronekontinuitet i boreal skog.

## 6.2 Moser på død ved

Undersøkelsen har gitt ny kunnskap om død ved og mosevegetasjonen på død ved. Denne rapporten har fokusert på resultatene for rødlisteartene rådeplak (*Calypogeia suecica*) og rådeflik (*Lophozia ascendens*). Pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*) og fauskflik (*Lophozia longiflora*) sto på rødlista ved prosjektstart, men ble fjernet ved revisjon av rødlista, blant annet med bakgrunn i resultatene fra dette prosjektet i 1995-96. Prosjektet har også fokusert på rådebraugmose (*Anastrophyllum michauxii*), larvemose (*Nowellia curvifolia*) og stubbeglefsmose fordi de opptrer ved eller nær sin globale nordgrense i boreal regnskog i Midt-Norge. Alle moseartene produserer grokorn, noen av dem store mengder. Grokornene er viktige for opprettholdelse av lokal dynamikk (Laaka-Lindberg 2000).

I løpet av prosjektperioden ble det klart at alle forekomster av det vi trodde var pusledraugmose som vokste på bark (og delvis direkte på ved) representerte en ubeskrevet art, *Lophozia ciliata* som ble beskrevet av Söderström et al. (2000). *L. ciliata* ble også registrert som epifytt på tynne grankvister i Foss og Gartlandsdalen. Dette minner om økologien til pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), som er registrert som epifytt enkelte steder på Vestlandet (Jørgensen 1934).

Tidligere undersøkelser har vist at sterkt nedbrutte stokker er viktigere for mange dødvedarter enn lite nedbrutte stokker (f.eks. Söderström 1988, Prestø 1994, 1997, Framstad et al. 1995, Tømmerås et al. 2000). De samme undersøkelsene viser også at stokker med store dimensjoner er viktigere enn stokker med små dimensjoner. Denne undersøkelsen bekrefter disse forholdene. Bortsett fra *L. ciliata*, som opptrer på bark i tidlige og midlere nedbrytningsstadier, har de andre aktuelle artene sine fleste og største forekomster på stokker i midlere og sene nedbrytningsstadier. De fleste av de artene denne undersøkelsen fokuserer på ble funnet på enkelte mindre stokker, men det var de middels store og store stakkene som hadde størst forekomster av alle artene. Eksempler på nedbrytningshastigheter for gran er vist hos for eksempel Næsset (1999) og Jonsson (2000).

Forekomstene av rådebraugmose, stubbeglefsmose og larvemose har vært stabile i sine delområder, til tross for at de er ved nordgrensen av sin utbre-

delse, og uavhengig av de forstlige inngrepene.

### Død ved

Fordelingen av død ved med hensyn til nedbrytningsgrad og dimensjoner varierer nokså mye mellom de enkelte områder. Generelt er mengden død ved i delområdene lav (se også Storaunet et al. 1998, 2000, Andreassen 2000). For eksempel i områdene Foss og Grande er det henholdsvis 0,4 og 0,8 m<sup>3</sup> per dekar. Dette er mye lavere enn gjennomsnittet i Trøndelag som er 0,9 m<sup>3</sup> per dekar i Sør-Trøndelag og 1,5 m<sup>3</sup> i Nord-Trøndelag (Bøhn 1998: 128, Andreassen 2000). Resultatene har vist at det er store kvantitative og kvalitative forskjeller i den døde veden mellom områdene. Dette skyldes dels at avgangen varierer naturlig, men ikke minst den menneskelige bruken av områdene de siste 100-150 år. Foruten ulik grad av hogstpåvirkning spiller også andre, lokale forhold en viktig rolle. I Skjerva var det for eksempel relativt mange unge, store vindfall som har falt etter de omfattende hogstaktivitetene omkring delområdet.

I flere av områdene var frekvensen av store stokker i sene nedbrytningsstadier lav. Dette kan i stor grad skyldes plukkhogstene gjennom de siste hundre år. Den lave frekvensen av middels nedbrutte stokker med store dimensjoner kan også være et resultat av skoglig aktivitet i form av hogst og rydding etter vindfelling. Dette indikeres gjennom hogstaktiviteten i historisk tid, for eksempel på Fosen (Fjær 1997) og i Namdalen (Hjulstad 1989), og mer spesielt gjennom bruken av store, gamle trær til båtbygging i Trøndelag (Bojer Godal 1997). Mangelen på store stokker i sene nedbrytningsstadier kan medføre at resultatene i denne rapporten ikke reflekterer de optimale nisjene for de omtalte mosearter.

I flere områder med boreal regnskog er mengden død ved såvidt liten både i selve delområdene og omkring dem, at det kan skape problemer for opprettholdelse av lokale populasjoner. Dette gjelder spesielt for arter knyttet til større dimensjoner og sene nedbrytningsstadier. Betydningen av død ved av grove dimensjoner for vedlevende moser er vist i en rekke andre undersøkelser på den nordlige halvkule (f.eks. Muhle & LeBlanc 1975, Söderström 1988, Andersson & Hytteborn 1991, Lesica et al. 1991, Prestø 1994, 1997, MacAlister 1997, Ohlson et al. 1997, Krøys et al. 1999). I Fjøsdaalen og enkelte andre av delområdene kan tilgang på nye vindfall i løpet av kort tid være helt avgjø-

rende for at flere av de sjeldne artene skal kunne opprettholde levedyktige populasjoner. Lav "produksjon" av grove læger er et sentralt problem for mange arter (Gundersen & Rolstad 1998b, Cederberg 2001).

Etterlikning av naturlig skogdynamikk kan være et viktig tiltak for bevaring av biologisk mangfold (Aanderaa et al. 1996, Angelstam 1998, Bergeron et al. 1998, Bøhn 1998: 517, Rydgren et al. 1999). Undersøkelsen av død ved bekrefter langt på veg at gruppehogster er en hogstform som ganske bra etterlikner den naturlige dynamikken i disse skogområdene. Den viktigste forskjellen på gruppehogst og naturlig dynamikk i skogen er at trærne normalt tas ut av skogen ved hogst, mens de ofte blir liggende og brytes ned etter naturlig vindfelling. For moser og andre organismer som lever i, på og av den døde veden er dette en svært viktig forskjell. Når et tre dør dannes både død ved og en glenne. Se Qinghong & Hytteborn (1991) for eksempler på glennestørrelser, Jonsson (1991) og Esseen (1994) for effekter av vindfelling og Quine et al. (1995) for skjøtsel av vindutsatt skog. Dette er en av de viktigste prosessene i fleraldret, gammel granskog (Gundersen & Rolstad 1998a).

### Ulike hogstformer

Skogbrukstiltak er de helt dominerende trusler mot rødlista skogsarter, og sluttavvirkning er det tiltaket som truer flest arter (Cederberg 2001), men se også Gundersen & Rolstad (1998b). Effektene av forstlige inngrep på moser på død ved har blitt vurdert utifra en blanding av resultatene fra intensiv overvåking i fastmerka ruter og mer ekstensiv overvåking på stokknivå. Prosjektet har vist at intensiv overvåking av moser i fastmerka ruter på død ved fungerer, selv om den er tidkrevende. Den ekstensive overvåkinga med total registrering av utvalgte arter for hele lokaliteter var effektiv, oversiktlig og nyttig, men kvantifiseringa av artene ble i en del tilfeller for grov. Dette framkommer når en sammenligner med resultatene fra rutene på 10 x 10 cm. Når resultatene fra intensiv og ekstensiv overvåking kombineres, er det mulig å vurdere på hvilke(t) nivå forekomsten av mosene varierer i tid og rom. Det er sammenlikningen av hogster, med inndeling i kant, flate og "urørt" kontroll, og med større urørte referanseområder som har gjort det mulig å si hvilke effekter som er viktige for de enkelte artene. Også i Nord-Sverige er det påvist kanteffekter på vedlevende levermoser (Gustafsson 1997).

Råteflik hadde en negativ utvikling i referanseområdet Flenga, men ellers var utviklingen relativt stabil for alle aktuelle arter i referanseområdene Kringlathølen, Flenga og Grande. Flere av artene hadde en negativ utvikling i løpet av tørkesommeren 1997, men tilbakegangen var stabilisert i 1998.

Dette reflekterer et problem prosjektet har hatt. Både i 1996 og 1997 var det relativt lange og sterke tørkeperioder i delområdene. I 1996 var det ca. fire uker på sensommeren uten regn. I 1997 var det over to måneder med svært lite nedbør. Gruppehogstene i Foss og Fjøsdaalen ble gjennomført vinteren 1997. Dette betyr at analysene fra høsten 1997 både skulle prøve å avdekke effektene av gruppehogstene samtidig som vi ønsket å skille ut den naturlige variasjonen som skyldtes tørkesommeren (mellomårsvariasjoner).

Effekten av storflatehogsten Gartlandsdalen flate F var klart negativ på populasjonen av pusle draugmose, råteflik, *Lophozia ciliata* og fauskflik på hogstflata, i kantsonen og til dels også innover i gjenstående skog. Denne effekten kunne sees både på rutenivå og på stokknivå. Storflatehogsten ved Skjerva hadde negativ effekt på larvemose, mens pusle draugmose og fauskflik faktisk hadde en framgang i rutene i kantsonen. Det er mulig at den effekten av denne store flatehogsten, som foregikk i 1993, har blitt stabilisert i 1997-98, men materialet er for spinkelt til at dette kan fastslås med sikkerhet.

De fleste av de undersøkte artene har dermed reagert negativt på store flatehogster ved å forsvinne fra hogstflatene og kanten av disse, eller gjennom nedsatt vitalitet (Prestø unpubl.). Råteflak og råteflik har reagert mest negativt, i den forstand at stokker og analyseruter med reduserte forekomster er overrepresentert i nærheten av hogstflatene. Ved Gartlandsdalen flate F har enkelte arter forsvunnet eller blitt sterkt redusert også i større avstand fra hogstkanten. Dette kan skyldes to ulike forhold: 1) den definerte bredden på kantsonen (50 m) er for liten eller 2) de enkelte delområder har individuelle forskjeller som ikke fanges opp av populasjonssvingningene i referanseområdene (Flenga og Grande). Dersom kantsonen ble definert for snever forklarer dette hvorfor det for noen arter er liten forskjell på effektene i kantsone og urørt skog. Dette kan bety at ei hogstflate som er så stor som Gartlandsdalen flate F har effekter på de aktuelle artene utover 50 m fra hogstkant. For

enkelte arter ser det ut til at forskjellene mellom delområdene er større enn den regionale variasjonen. Dermed kan fraværet av klare forskjeller mellom stokker og ruter i kant og i urørt skog i større grad tilskrives generelle mellomårsvariasjoner.

Ruteanalysene gir generelt større endringer fra år til år enn de grovere mengdeklassifiseringene på stokknivå. Ruteanalysene fanger opp endringer på en finere skala enn stokknivået. De fleste trender som framkommer på stokknivået fanges opp av ruteanalysene, men ruteanalysene fanger i tillegg opp endringene på skalaene 10 x 10 cm og 2 x 2 cm. På den annen side så er ruteanalysene svært mye mer arbeidskrevende enn stokkanalysene. Ved en framtidig kvalitetssikring av hogster i boreal regnskog bør en for moser på død ved gjennomføre analyser som fanger opp trendene på mikronivå, men som er mindre tidkrevende enn totalanalyser à 10 x 10 cm.

Det er grunn til å tro at en del av mosene har reagert negativt på den økte innstrålingen som de forstlige inngrepene har medført. De mikroklimatiske endringene etter inngrep kan påvirke mosene direkte, eller gjennom å endre biotiske og abiotiske forhold i eller på de døde trærne. En del forekomster har åpenbart gått ut som en følge av mekaniske skader knyttet til selve hogstene.

### 6.3 Framtidig forvaltning av boreal regnskog

I prosjektet har det ikke vært mulig å tillempe en vitenskapelig fullgod eksperimentell design. Det er to hovedårsaker til dette. For det første er nærmest alle skogområdene av den aktuelle typen så små at de ikke eger seg for mange replikater av skogbehandling og kontrollfelt. For det andre er større lokaliteter av boreal regnskog så uvanlige at deres verneverdi ikke kan tillate eksperimentell aktivitet som kan ødelegge lokalitetene. Også flere mindre lokaliteter har såvidt store verdier at eventuell forsøksaktivitet ikke kan utføres uten at en forringer de biologiske verdiene.

Det er også viktig å være klar over at vi trekker konklusjoner fra våre undersøkelser under følgende forutsetninger:

- 1) en total mangel på urørte lokaliteter med boreal regnskog
- 2) mangel på eldre bestand som med sikkerhet

har kommet opp etter flatehogster

- 3) mangel på langtidsserier som kan vise i hvilken grad arter har overlevd dels kraftige hogster innen en lokalitet sammenliknet med innvandring fra andre lokaliteter (jf. spredningsøkologi)
- 4) detaljerte studier er utført kun for et fåtall arter.

De to grunnleggende kravene som må være oppfylt for aktuelle lav- og mosearter er: kontinuerlig tilgang på substrat og et stabilt mikroklima. Viktige substrat er eldre lauvtrær med middels rik bark (rogn, selje, osp, gråor), eldre grantrær (fortrinnsvis store, men gamle understandere kan også være viktig) og store stokker i forskjellig nedbrytningsstadier. Et stabilt mikroklima innebærer jevnt høg fuktighet, foruten et minimum av lys og temperatur. Sikker tilgang på slike substrat i framtida forutsetter at en legger begrensninger på hogst i lokaliteter med boreal regnskog.

Det ble påvist negative effekter av gruppehogster og småflatehogster, men gjennom nøye planlegging og kvalitetssikring (inkludert biologiske undersøkelser) bør slike hogstformer kunne gjennomføres i enkelte tilfeller. Uansett bør en unngå hogst nede i selve ravinene i boreal regnskog av Namdal-typen. Dette forutsetter at de forstlige tiltakene ikke desimerer populasjonene så sterkt at lokal utdøying gjennom tilfeldigheter blir stor. Det bør være et mål at en bevarer populasjoner som er store nok til at nyetablering er sannsynlig. Dette setter også krav til en jevn tilgang på aktuelle stokker som kan være verter for mosene (og andre artsgrupper). Klimaet i boreale regnskoger generelt er så kjølig og fuktig at artenes lyskrav og krav til en relativt høg og stabil luftfuktighet tilfredsstilles også i løpet av gjennomsnittlige sommerdager. Eksempler på mulige hogstutforminger er vist hos Andersen et al. (2000), men se for eksempel Dale & Aamodt (1994a, b), Winsents (1994), Johnsrud (1997) og Dale & Nitteberg (2000) for driftstekniske vurdering og Andreassen (2000) for produksjonsmessige vurderinger.

Ved små gruppehogster er det stor sjans for at deler av forekomstene av trua, sårbare og sjeldne arter blir ødelagt ved mekaniske skader på død ved eller fordi veden dekkes med strøfall. Sjansen for at mekaniske skader ødelegger store deler av artsforekomster er spesielt tilstede når forekomstene i utgangspunktet er små. Tilsvarende argumentasjon gjelder også faktiske og potensielle

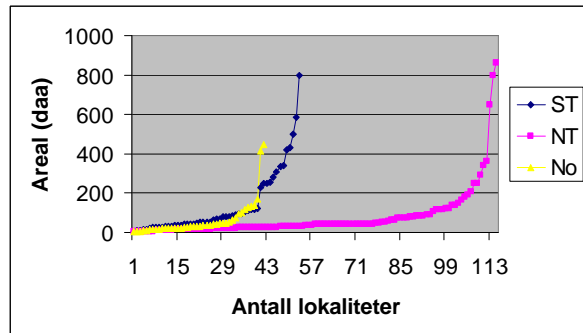


vertstrær for lavartene. Dette tilsier at en spesielt i områder hvor det er lite død ved forsøker å unngå at gruppene legges der hvor død ved finnes. I noen områder bør det være aktuelt å legge til rette for at mengden død ved øker på kort sikt.

Det bør hele tiden være populasjonenes størrelse i kombinasjon med de lokalklimatiske forholdene som må være avgjørende for hvor mange grupper som kan tas ut, hvor de kan tas ut og når. Dette krever en kartlegging av populasjonene i forkant av tiltakene (kvalitetssikring). Det er også viktig at en gjennomfører evaluering av eventuelle hogster i boreal regnskog jevnlig etter at tiltakene er gjennomført. Slike evalueringer forutsetter biologisk kompetanse og bør gjennomføres på et utvalg lokaliteter før hogst og med jevne mellomrom etterpå.

Arealet for eksisterende bestand med forekomster av boreal regnskog er rimelig godt kjent (f.eks. Holien & Prestø 1995a, Gaarder et al. 1997, DN 1998a, b). At velutvikla boreale regnskoger nesten utelukkende forekommer på rike boniteter er kjent. Mange (alle?) kjente lokaliteter for trua, sårbare og sjeldne lav og moser i boreal regnskog har vært påvirket av hogst, men også av beite og annen utmarksbruk. Vern av lokaliteter for boreal regnskog er ikke nødvendigvis det eneste alternativ for bevaring av de hensynskrevende artene. Mye tyder på at bruksmønsteret for skogen er avgjørende. Samtidig betyr dette også at en i dag ikke med sikkerhet kan si hvilke arter og mengdeforhold en ville hatt i en kystnær låglandsskog i Trøndelag uten menneskelige inngrep.

Mange lokaliteter har gått tapt gjennom hogst, oppdyrking for jordbruksformål og andre endringer i arealbruken (Tønsberg et al. 1996). De fleste registrerte lokaliteter av boreal regnskog har vært utsatt for flere hogstingrep siste hundre år (f.eks. Storaunet et al. 1998, 2000, Rolstad et al. 2001). Dette gjør at svært mange av lokalitetene i dag er små og forekommer spredt i landskapet. Mer enn 40 % av de kjente lokaliteter (Gaarder 1997, Gaarder et al. 1997) er mindre enn gjennomsnittsstørrelsen for registrerte nøkkelbiotoper (31,9 daa, Bøhn 1998: 51). Knappt 15 % av lokalitetene er over 200 daa, mens under 10 % er 100-200 daa og ca. 30 % er 30-100 daa (figur 45). Dersom de små lokalitetene skal forvaltes som nøkkelbiotoper, hører de mest naturlig inn i gruppen av eldre, fleraldra granskoger (Haugset et al. 1996, Gundersen & Rolstad 1998a). Gundersen & Rolstad (1998a)



**Figur 45.** Fylkesvis arealfordeling for kjente lokaliteter for boreal regnskog under 1 km<sup>2</sup>. I tillegg er det registrert 13 lokaliteter over 1 km<sup>2</sup> (5 i Sør-Trøndelag, 5 i Nord-Trøndelag og 3 i Nordland) (Gaarder 1997, Gaarder et al. 1997).

peker på behovet for å tilpasse skogskjøtselen til de lokale betingelsene. Viktige tilpasninger vil da blant annet være å øke antallet av og kvaliteten på fleraldret skog, økt andel død ved og økt andel lauvtrær.

Med de økologiske begrensende faktorer nevnt ovenfor, og de påviste resultater fra dette prosjektet betyr det at bruk av store flatehogster i boreal regnskog må unngås. Det er mindre verdifulle lokaliteter med en viss utstrekning (30-200 daa) som best egner seg for kombinert bruk og vern, men også her er det viktig å tenke helhetlig (Harrison & Fahrig 1995, Gustafson 1997, Hansson 1997, Perry 1998, McComb & Lindenmayer 1999, Mönkönen 1999). Enkelte lokaliteter er optimale for enkelte treboende lav, andre er viktige for moser på død ved, og noen er optimale for begge grupper. De samme lokalitetene er også viktige blant annet for hakkespetter (Thingstad 1996), og mye tyder på at de er viktige også for invertebrater (Tømmerås et al. 2000). Framtidig forvaltning av lokaliteter med boreal regnskog krever derfor en balansegang mellom tilrettelegging og optimalisering for enkelte arter, samtidig som en ivaretar generelle hensyn.

Det er da viktig å være klar over artenes andre økologiske forutsetninger i tillegg til riktig og jevn kombinasjonen av temperatur og fuktighet. For eksempel har vi sett at tilgangen på død ved i noen områder er såvidt ujevn og lav at dette kan være en kritisk faktor (kombinert med riktig temperatur/fuktighet). Tilsvarende kan andelen av trær som tilfredsstillende de økologiske kravene til lavartene være kritisk liten. Lungenever-samfunnet på gran stiller krav til høy pH i vertstreetrær bark, men også

dette må kombineres med andre økologiske faktorer. Spesielt for granfiltlav ser det ut til at antall trær innen en lokalitet som tilfredsstiller artens økologiske krav er så lavt at tilfeldigheter kan redusere lokale populasjoner relativt sterkt. I delområdet Foss, som har en av de største kjente forekomster av granfiltlav, lever denne på ca. 50 trær innen et område som har > 10 000 trær.

Elgen beiter særlig hardt på rogn som er svært viktig for sjeldne og trua lavararter i boreale regnskoger av Fosen-typen. En reduksjon av elgbestandene kan være et viktig tiltak for å opprettholde kontinuerlig tilgang på gamle lauvtrær.

Gjennom våre detaljerte studier i boreale regnskoger har vi avdekket ubeskrevne arter og arter nye for Norge. Ytterligere nye arter kan forventes, og dette tilsier at en bør være forsiktig med inngrep i kjente lokaliteter med boreal regnskog. Sumpskoger er "hotspots" for biodiversitet i boreale skoger (Hörnberg et al. 1998). Mange av lokalitetene med boreal regnskog er sumpskoger. Forvaltning av sumpskoger bør uansett ligge til grunn for aktiviteter som gjennomføres i boreal regnskog, spesielt av Namdal-typen. Herunder kommer spesielt standardene fra Levende skog (Bøhn 1998, Sannes 1999) som omtaler biologisk viktige områder, hogstformer, myr og sumpskog og gamle, grove trær og død ved, og resultatene fra "Miljøregistrering i skog" (Gjerde et al. 2000, Baumann et al. 2001), men se også Naturvårdsverket (1999). Fiskesjø et al. (2000) anbefaler ingen hogst eller forsiktig plukkhogst i sumpskoger med høge eller meget høge naturverdier (se også Gustafsson et al. 1995). Dersom hogst eller andre skogbruksaktiviteter skal kunne foregå i sumpskog må sumpskogens karakter opprettholdes. Dette innebærer kontinuitet i hydrologi, tresjikt og produksjon av død og levende ved (Fiskesjø et al. 2000). De spesielle hensyn til boreale regnskoger kommer som et tillegg til generell sumskogsforvaltning.

### **Framtidige forskningsbehov**

Fortsatt er kunnskapsnivået for lavt for hvilke variasjoner i økologiske faktorer artene krever eller tåler. Det samme gjelder kunnskapen om romlige skalaer for kontinuitet i substrat. Hvordan kontinuitetskravene henger sammen med spredningsevnen til trua og sårbare lav på trær og moser på død ved vet fortsatt lite om.

Felles for epifyttiske lav og moser på død ved er

ytterligere behov for økt kunnskap om:

- dynamikk i rom og tid i skogtypen og for arter som lever der
- omfanget og frekvensen for naturlig forstyrrelse for trær
- omfanget og frekvensen for dannelse av levende trær og død ved med spesifikke kvaliteter
- hvordan ovennevnte faktorer influerer på artenes populasjonsdynamikk
- hvilke prosesser og egenskaper i artenes populasjonsdynamikk som er kritiske for lokal og regional bevaring av artene og deres delpopulasjoner (metapopulasjoner?)
- hvordan dagens forvaltningspraksis influerer på artenes populasjonsdynamikk
- alternativ skogbehandling som kan kombinere bevaring av levedyktige populasjoner av artene med skogbruksnæring

For å sikre levedyktige populasjoner av hensynskrevende lav- og mosearter i boreal regnskog, må kunnskapen om økologien til enkeltarter, supplert med studier av generell bevaringsbiologi, reproduksjonsbiologi og populasjonsdynamikk bedres. Dessuten må en ta utfordringene som ligger i alternative driftsformer i slike områder (f.eks. Andreassen 2000).

Økt satsning på forskning og overvåking kan gi oss langtidsserier som kan vise i hvilken grad arter overlever hogster innen en lokalitet sammenliknet med innvandring fra andre lokaliteter (jf. spredningsøkologi).

Prosjektet har gjennomført studier av et mindre antall hogstformer og relativt få inngrep totalt. Det er naturlig nok behov for ytterligere kunnskap om trua og sårbare arter sin toleranse overfor forstlige aktiviteter i boreal regnskog og mer generelt for sumpskoger. Prosjektet bør følges opp med undersøkelser av andre hogstformer som bledningshogster med ulik uttaksstyrke og større gruppehogster. Tilsvarende bør en også satse på detaljerte studier av andre arter enn de som er behandlet her. En start på slike undersøkelser har funnet sted i området Grande (øst for den delen som er omtalt som referanseområde i denne rapporten) hvor forsøk med større gruppehogster og bledningshogster ble gjennomført i 1999 (NISK, HINT og Vitenskapsmuseet). Dessuten bør en opparbeide kunnskap om andre arter sin respons på ulike forstlige aktiviteter. Det er enkelt å plukke ut arter som kan vise om tiltak har gitt ønsket effekt, såkalte "kvitteringsarter" (Cederberg 2001). Flere

slike arter egner seg også bra som indikatorarter (Dettki et al. 1998, Jonsson & Jonsell 1999, Nitare 2000).

Artsmangfoldet som ble påvist i kronesjiktstudien i delområdet Foss ga oppsiktsvekkende resultat, selv om dette var en boreale regnskog med svært god utforming. Både ubeskrevne arter og nye arter for Norge ble funnet. Dette viser at det er behov for ytterligere grunnleggende undersøkelser av hvilke arter som finnes i boreal regnskog. Vi vil spesielt anbefale studier oppover i trekronene f.eks. med bruk av kran.

Kunnskap om de naturlige dynamiske faktorene i boreal regnskog og Midt-Norges skoger generelt, og betydningen og omfanget av skogbrann og stormfelling er dårlig. Økt kunnskap om skogshistorien til enkeltbestand er fortsatt nødvendig. Kunnskapen om granas etablering, den naturlige treslagssammensetningen og kulturpåvirkningen i enkeltbestand (Storaunet et al. 1998, 2000, Rolstad et al. 2001) må settes inn i et landskapsøkologisk perspektiv.

## 6.4 Konklusjon

Ved prosjektstart forelå det praktisk talt ikke data om hva slags inngrep trua og sårbare lav- og mosearter i boreal regnskog tåler. Våre undersøkelser har gitt ny kunnskap om en rekke trua og sårbare arter og for artsgruppene treboende lav og vedboende moser. Forstlig aktivitet kan i enkelte tilfeller kombineres med bevaring av biologisk mangfold i boreal regnskog. Hogstformene gruppehogst og småflatehogst kan under gitte omstendigheter brukes i mindre verdifulle lokaliteter med boreal regnskog, fortrinnsvis i lokaliteter av en viss størrelse. Det betyr at effekten av disse hogstformene under riktige omstendigheter ikke er større enn at bruk og vern lar seg kombinere. Store flatehogster kan ikke anbefales som hogstform i boreal regnskog. Det anbefales å satse på videre forskning for å finne ut om bledningshogst og større gruppehogster er hogstformer som kan kombinere bruk av skogen som tømmerressurs og vern av biologisk mangfold.

## 7 Litteratur

- Andersen, J.E., Holien, H., Kinderås, K., Laugen, K., Nordvik, T. & Storaunet, K.O. 2000. Kystregnskog i Midt-Norge – en veileder i bærekraftig forvaltning. – Skogeierforeninga Nord, Trondheim. 12 s.
- Andersson, L.I. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between a managed and a natural forest. – *Holarc. Ecol.* 14: 121-130.
- Andreassen, K. 1994. Development and yield in selection forest. – *Medd. fra Skogforsk* 47-5: 1-37.
- Andreassen, K. 2000. Skogbehandling i boreal regnskog. – NISK Oppdragsrapport 9/00: 1-25.
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity by developing natural disturbance regimes in European boreal forest. – *J. Veg. Sci.* 9: 593-602.
- Anon. 1999. Sluttrapport for prosjekt biologisk mangfold i skog i Midt-Norge. Prosjektrapport fra Koordineringsgruppen. – Steinkjer Trykkeri, Steinkjer. 36 s.
- Aune, B. 1993. Air temperature normals, normal period 1961-90. – Det norske meteorologiske institutt Report 02/93 Klima: 1-63.
- Aune, E.I. 1982. Structure and dynamics of the forests at the western distribution limit of spruce (*Picea abies*) in Central Norway. – s. 383-399 i Dierschke, H. (red.) Struktur und Dynamik von Wäldern (Rinteln 13.-16.4. 1981). [Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde] J. Kramer, Vaduz.
- Aune, E.I. 1998. Karplanter og vegetasjonstypar i Gartlandsdalen. – *Aktuelt fra skogforskningen* 3/98: 17-20.
- Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. – Van Gorcum, Assen. 628 s.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H.H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Bakgrunn og prinsipper. – Skogforsk og Landbruksdepartementet. 32 s.
- Berge, T. 1998. Vertikal fordeling av lavbiomasse i kronesjiktet i en grandominert boreal regnskog i Midt-Norge. – Cand. scient.-oppg. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning. 62 s.
- Bergeron, Y., Engelmark, O., Harvey, B., Morin, H. & Lue, S. 1998. Key issues in disturbance

- dynamics in boreal forests: Introduction. – *J. Veg. Sci.* 9: 464-468.
- Birkeland, T. 1958. Geological and petrological investigations in Northern Trøndelag, Western Norway. – *Norsk geol. Tidsskr.* 38: 327-420.
- Bleken, E., Mysterud, I. & Mysterud, I. (red.) 1997. Skogbrann og miljøforvaltning: en utredning om skogbrann som økologisk faktor. – Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern og Biologisk institutt, Univ. Oslo. 266 s.
- Blindheim, T. & Røsok, Ø. 1998. Nøkkelbiotopregistreringer i forsøksfelt på Oppkuven, Geitaknottane, Gartlandsdalen, Sollia, Havsåsen og Gudbrandseterfjell. – Siste Sjanse Rapp. 1998-1: 1-22.
- Bojer Godal, J. 1997. Tre til båtar i Trøndelag. – s. 32-38 i Anon. Skogen og trebruken i Sør-Trøndelag – et historisk dokument. Kontaktutvalget for skogbruket i Sør-Trøndelag.
- Bruteig, I. & Wang, R. 1994. Miljøovervaking Tjeldbergodden. Epifyttvegetasjonen. Resultat frå referansekartlegging 1994. – *Allforsk Rapp.* 4: 1-33.
- Bøhn, N. (red.) 1998. Foreløpige standardutredninger fra Levende Skog. – *Levende Skog Rapp.* 8a-d: 1-527.
- Cederberg, B. 2001. Skogbrukets effekter på rødlistede arter. – *ArtDatabanken Rapportar* 4: 1-52.
- Dale, Ø. & Nitteberg, M. 2000. Skogsdrift med snøscooter: trekkrefter for ulike snøscootertyper, utstyrsstudier, praktiske metodeforsøk : en delrapport fra prosjektet: Skogbehandling og driftssystemer tilpasset boreal regnskog og verneskog. – *Rapport fra skogforskningen 1/00:* 1-22.
- Dale, Ø. & Aamodt, H.E. 1994a. Gruppe- og gjennomhogst i bratt terreng - et pilotforsøk med kabelkran som fallbane. – *Aktuelt fra Skogforsk* 13-94: 1-7.
- Dale, Ø. & Aamodt, H.E. 1994b. Tiltak for å hindre terrengskader, barlegging av kjøreveier. – *Rapp. fra Skogforsk* 16/94: 1-10.
- Dettki, H., Edman, M., Esseen, P.-A., Hedenås, H., Jonsson, B.G., Kruys, N., Moen, J. & Renhorn, K.-E. 1998. Screening for species potentially sensitive to habitat fragmentation. – *Ecography* 21: 649-652.
- DN, Direktoratet for naturforvaltning 1998a. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. Fase II. – *DN-rapport* 1998-3: 1-212.
- DN, Direktoratet for naturforvaltning 1998b. Boreal regnskog i Midt-Norge. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 8 s.
- DN, Direktoratet for naturforvaltning 1998c. Plan for overvåking av biologisk mangfold. – *DN-rapport* 1998-1: 1-170.
- Ekman, S. 1997. The genus *Cliostomum* revisited. – *Acta Univ. Ups. Symb. Bot. Ups.* 32-1: 17-28.
- Esseen, P.-A. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. – *Biol. Conserv.* 68: 19-28.
- Fiskesjö, A.-L. et al. 2000. Den spennande sumpskogen – om Sveriges sumpskogar och dess själ. – Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Fjær, S. 1997. Sagbruksdrift, trelasthandel og treprodukter – før 1914. – s. 39-47 i Anon. Skogen og trebruken i Sør-Trøndelag – et historisk dokument. Kontaktutvalget for skogbruket i Sør-Trøndelag.
- Framstad, E., Bendiksen, E., Flatberg, K.I., Frisvoll, A.A., Holien, H., Høiland, K., Prestø, T. & Svalastog, D. 1995. Planter i boreal skog - effekter av lokale økologiske faktorer, skogsdrift og omgivelser på artsmangfoldet. – *Aktuelt fra Skogforsk* 16-95: 1-32.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – *NINA Temahefte* 12: 1-279.
- Frisvoll, A.A. & Prestø, T. 1996. Spruce forest bryophytes in Central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. – *Ecography* 19: 3-18.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. – *NINA Temahefte* 4: 1-104.
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 1995. Forvaltningsstrategier for kystgranskog i Midt-Norge. Prosjektbeskrivelse. – *Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Trondheim.* 7 s. + vedlegg.
- Førland, E.J. 1993. Precipitation normals, normal period 1961-1990. – *Det norske meteorologiske institutt Report* 39/93 Klima: 1-63.
- Gauslaa, Y. 1985. The ecology of *Lobaria pulmonariae* and *Parmelion caperatae* in *Quercus* dominated forests in south-west Norway. – *Lichenologist* 17: 117-140.
- Gauslaa, Y. & Holien, H. 1998. Acidity of boreal *Picea abies*-canopy lichens and their substratum, modified by local soils and airborne acidic depositions. – *Flora* 193: 249-257.
- Gauslaa, Y. & Solhaug, K.A. 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. – *Funct. Ecol.* 10: 344-354.
- Gauslaa, Y. & Solhaug, K.A. 2000. High-light-intensity damage to the foliose lichen *Lobaria*

- pulmonaria* within a natural forest: the applicability of chlorophyll fluorescence methods. – *Lichenologist* 32: 271-289.
- Gaarder, G. 1997. Inventering av barskog i Midt-Norge i 1996. – Miljøfaglig Utredn. Rapp. 1997-4: 1-101.
- Gaarder, G., Holien, H., Håpnes, A. & Tønsberg, T. 1997. Boreal regnskog i Midt-Norge. Registreringer. – DN-rapport 1997-2: 1-328.
- Gjerde, I. & Baumann, C. (red.) 1999. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. 2. prosjektmøte. Oslo 11. mai 1999. Presentasjon av et utvalg av studier i prosjektet. – *Aktuelt fra skogforskningen* 6/99: 1-27.
- Gjerde, I., Rolstad, J., Storaunet, K.O., Sætersdal, M. & Baumann, C. 2000. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. – NISK, Ås. 8 s.
- Goward, T. & Arsenault, A. 2000. Cyanolichen distribution in young unmanaged forests: A dripzone effect? – *Bryologist* 103: 28-37.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998a. Nøkkelbiotoper i skog. En vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak for bevaring av biologisk mangfold i skog. – NISK Oppdragsrapport 5/98: 1-61.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998b. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. – NISK Oppdragsrapport 6/98: 1-74 + vedlegg.
- Gustafson, E.J. 1997. Clustering timber harvests and the effect of dynamic forest management policy on forest fragmentation. – *Ecosystems* 1: 484-492.
- Gustafsson, J. 1997. Kanteffekter på vedlevande levermossor i små boreala skogsområden. – Examensarbete, Biologisk Grundutbildning, Umeå Universitet. 19 s.
- Gustafsson, T., Persson, H. & Samuelsson, H. 1995. Sumpskog – ekologi och skötsel. – Skogstyrelsens förlag, Jönköping. 54 s.
- Hafsten, U. 1991. Granskogens historie i Norge under opprulling. – *Blyttia* 49: 171-181.
- Hafsten, U. 1992. The immigration and spread of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Norway. – *Norsk geogr. Tidsskr.* 46: 121-158.
- Hansson, L. (red.) 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. – *Ecol. Bull.* 46: 1-203.
- Harrison, S. & Fahrig, L. 1995. Landscape pattern and population conservation. – s. 293-308 i Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (red.) *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London.
- Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M.H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. – Siste Sjanse, Oslo. 32 s.
- Hjulstad, O. (red.) 1989. Skogrike Namdal. – Hjem trykkeri, Namsos. 473 s.
- Holien, H. 1997. The lichen flora on *Picea abies* in a suboceanic spruce forest area in Central Norway with emphasis on the relationship to site and stand parameters. – *Nord. J. Bot.* 17: 55-76.
- Holien, H. 2000. *Byssoloma marginatum* new to Norway and the status of the species in Scandinavia. – *Graphis Scripta* 11: 61-63.
- Holien, H. 2001. Additions to the Norwegian flora of lichens and lichenicolous fungi II – with some further distributional notes on Norwegian Caliciales. – *Graphis Scripta* 12: 51-58.
- Holien, H. & Prestø, T. 1995a. Kartlegging av nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav og moser i kystgranskog langs Arnevik-vassdraget, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. – Univ. Trondheim Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1995-2: 1-32.
- Holien, H. & Prestø, T. 1995b. Inventering av lav- og mosefloraen ved Henfallet, Tydal kommune, Sør-Trøndelag. – Univ. Trondheim Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1995 7: 1-26.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 1994. The 10th meeting of the Nordic Lichen Society in Nord-Trøndelag, Norway, 1993. – *Graphis Scripta* 6: 67-75.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 1996. Boreal regnskog i Norge - habitatet for trøndelagselementets lavararter. – *Blyttia* 54: 155-175.
- Holien, H., Gaarder, G. & Håpnes, A. 1995. *Erioderma pedicellatum* still present, but highly endangered in Europe. – *Graphis Scripta* 7: 79-84.
- Hörnberg, G., Zackrisson, O., Segerström, U., Swensson, B.W., Ohlsson, M. & Bradshaw, R.H.W. 1998. Boreal swamp forests. – *Bio Science* 48: 795-802.
- Johnsrud, T.-E. 1997. Terrengekader ved skogsdrift. En veileder i miljøvennlig driftsteknikk. – Skogbrukets kursinstitutt, Biri. 24 s.
- Jonsson, B.G. 1991. Treefall disturbance – a factor structuring vegetation in boreal spruce forests. – s. 89-98 i Krahulec, F., Agnew, A.D.Q., Agnew, S. & Willems, J.H. (red.) *Spatial processes in plant communities*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Jonsson, B.G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. – *J. Veg. Sci.* 11: 51-56.
- Jonsson, B.G. & Jonsell, M. 1999. Exploring po-

- tential biodiversity indicators in boreal forests. – *Biodiv. Conserv.* 8: 1417-1433.
- Jørgensen, E. 1934. Norges levermoser. – *Bergens Museums Skrifter* 16: 1-343.
- Jørgensen, P.M. 1978. The lichen family Pannariaceae in Europe. – *Opera Botanica* 45: 1-124.
- Jørgensen, P.M. 1994. Studies in the lichen family Pannariaceae VI: The taxonomy and phytogeography of *Pannaria* s.lat. – *J. Hattori Bot. Lab.* 76: 197-206.
- Kermit, T. & Gauslaa, Y. 2001. The vertical gradient of bark pH of twigs and macrolichens in a *Picea abies* canopy not affected by acid rain. – *Lichenologist* 33: 353-359.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. 2. utgave. – Universitetsforlaget. 368 s.
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B.G., Lämås, T. & Ståhl, G. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. – *Can. J. For. Res.* 29: 178-186.
- Kuusinen, M. 1996. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. – *Lichenologist* 28: 443-463.
- Laaka-Lindberg, S. 2000. Ecology of asexual reproduction in hepatics. – *Publications in Botany from the University of Helsinki* 29: 1-28.
- Lesica, P., McCune, B., Cooper, S.V. & Hong, W.S. 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. – *Can. J. Bot.* 69: 1745-1755.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utg. ved R. Elven. – Det Norske Samlaget. Oslo. 1014 s.
- MacAlister, S. 1997. Cryptogam communities on fallen logs in the Duke forest, North Carolina. – *J. Veg. Sci.* 8: 115-124.
- McComb, W. & Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. – s. 335-372 i Hunter, M.L. (red.) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- McCune, B. 1993. Gradients in epiphyte biomass in 3 *Pseudotsuga-Tsuga* forests of different ages in Western Oregon and Washington. – *Bryologist* 96: 405-411.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Muhle, H. & LeBlanc, F. 1975. Bryophyte and lichen succession on decaying logs. I. Analysis along an evaporational gradient in Eastern Canada. – *J. Hattori Bot. Lab.* 39: 1-33.
- Mönkönen, M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. – *Biodiversity and Conservation* 8: 85-99.
- Mørkved, B. 1989. Namdalsskogens 10.000-årige historie. – s. 13-25 i Hjulstad, O. (red.) *Skogrike Namdal*, I. Hojem trykkeri, Namsos.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Skogslandskapet. – Naturvårdsverket Rapport 4917: 1-80.
- Nitare, J. 2000. Signalarter - indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. – Skogstyrelsen, Jönköping. 384 s.
- Norges geotekniske institutt 1961. Orienterende undersøkelser av skredfaren i Namdalen. – NGI Rapport O.910.
- Nyssonen, A. 1955. Hakkuumäärän arvioiminen kannoista. – *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 45: 1-68.
- Næset, E. 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. – *Can. J. For. Res.* 29: 372-381.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. – *Biol. Cons.* 81: 221-231.
- Perry, D.A. 1998. The scientific basis of forestry. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 435-466.
- Prestø, T. 1994. Bryophytes on decaying wood in the Urvatnet area, central Norway, with reviews of population, landscape and conservation biology. – *Cand. scient.-oppg. Univ. Trondheim*. 129 s.
- Prestø, T. 1996a. Monitoring of bryophytes in boreal rain forests - effects of forestry. – *NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser.* 1996-4: 36-47.
- Prestø, T. 1996b. Lav og moser i boreal regnskog. – *Aktuelt fra Skogforsk* 3-96: 14-19.
- Prestø, T. 1997. Moser på død ved i Hirkjølenområdet. – s. 23-30 i Solbraa, K. (red.) *Hirkjølen – dyr og planter*. Skogbrukets kursinstitutt, Biri.
- Prestø, T. & Holien, H. 1996. Lav og moser i kystgranskog - populasjonsbiologi, overvåking og effekter av skoglige aktiviteter. Årsrapport for prosjektet "Forvaltningsstrategier for kystgranskog". – *NTNU Vitensk.mus. Bot. Notat* 1996 2: 1-72.
- Printzen, C. 1995. Die Flechtengattung *Biatora* in Europa. – *Bibliotheca Lichenologica* 60: 1-275.
- Printzen, C. & Tønsberg, T. 1999. The lichen

- genus *Biatora* in Northwestern North America. – *Bryologist* 102: 692-713.
- Qinghong, L. & Hytteborn, H. 1991. Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. – *J. Veg. Sci.* 2: 391-402.
- Quine, C., Coutts, M., Gardiner, B. & Pyatt, G. 1995. Forests and wind: Management to minimise damage. – *Forestry Commission Bull.* 114: 1-24.
- Rekstad, J. 1923. Bestemmelse av den marine grense i Trøndelagen. – *Norges geol. Unders. Årbok* 1922: 68-73.
- Renhorn, K.-E. & Esseén, P.-A. 1995. Biomass growth in five alectoroid lichen epiphytes. – *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 70: 133-140.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet, K.O. & Rolstad, E. 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forest: historic logging and present forest structure. – *Ecol. Appl.* 11: 421-436.
- Rydgren, K., Økland, T., Økland, R.H. & Storaunet, K.O. 1999. Hogstpåvirkning på biologisk mangfold og undervegetasjonens sammensetning i granskog. – *NIJOS-rapport* 2/99: 1-35.
- Sannes, B. (red.) 1999. Standarder for et bærekraftig norsk skogbruk. – *Landbruksforlaget, Oslo.* 87 s.
- Santesson, R. 1993. The lichens and lichenicolous fungi of Sweden and Norway. – *SBT-förlaget, Lund.* 240 s.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge 1:1 mill. – *Norges geologiske undersøkelse, Nasjonalatlas for Norge, kartblad* 2.2.1. Statens kartverk.
- Sillett, S.C. 1995. Branch epiphyte assemblages in the forest interior and on the clear-cut edge of a 700-year-old Douglas-Fir canopy in Western Oregon. – *Bryologist* 98: 301-312.
- Skorstad, E.A. 1999. Kartlegging av vegetasjonen i et område med boreal regnskog i Åfjord kommune. – *Kandidatoppgave, Høgskolen i Nord-Trøndelag, avdeling for naturbruk, miljø- og ressursfag.*
- Solbraa, K. 1996. Veien til et bærekraftig skogbruk. – *Universitetsforlaget, Oslo.* 192 s.
- Storaunet, K.O. 1999. Skogshistorie-indikatorer i MiS-prosjektet. – *Aktuelt fra skogforskningen* 6/99: 21-23.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Rolstad, E. 1998. Nyere skogshistorie og forekomst av utvalgte lav-arter i kystgranskog i Namdalen. – *Rapp. Skogforsk. Suppl.* 4: 1-102.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J. & Groven, R. 2000. Reconstructing 100-150 years of logging history in coastal spruce forest (*Picea abies*) with special conservation values in central Norway. – *Scand. J. For. Res.* 15: 591-604.
- Storrank, B., Fries, C., Hedegart, R., Bye, H.G., Lindén, G., Koistinen, A. & Väre, P. 1998. Skogsbruk och biologisk mangfold i Mittnorden – ett gränsregionalt ansvar. – *Mittnordenskommittén, Härnösand.* 166 s.
- Söderström, L. 1988. Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. – *Nord. J. Bot.* 8: 89-97.
- Söderström, L., Weibull, H. & Damsholt, K. 2000. A new species of *Lophozia* (subgenus *Protolophozia*) from Sweden and Norway. – *Lindbergia* 25: 3-7.
- Thingstad, P.G. 1996. Ornitologiske befaringer innen noen nordtrønderske kystbarskogslokalteter våren/sommeren 1995. – *NTNU Vitensk. mus. Zool. Notat* 1996-2: 1-22.
- Tømmerås, B.Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. 2000. Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog. – *NINA Fagrapport* 40: 1-89.
- Tønsberg, T. 1992. The sorediate and isidiate, corticolous, crustose lichens in Norway. – *Sommerfeltia* 14: 1-331.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1996. Threatened macrolichens of Norway - 1995. – *Sommerfeltia* 23: 1-258.
- Ugseth, R. & Antonsen, B. 1999. Kartlegging av vegetasjon i ei ravine med boreal regnskog i Overhalla kommune i Nord-Trøndelag. – *Kandidatoppgave, Høgskolen i Nord-Trøndelag, avdeling for naturbruk, miljø- og ressursfag.*
- Winsents, A. 1994. Drift med kabelkran på bæresvak mark. – *Aktuelt fra Skogforsk* 3-94: 1-18.
- Wolff, F.C. 1979. Beskrivelse til de berggrunnsgeologiske kart Trondheim og Østersund 1 : 250.000. – *NGU Skrifter* 31: 1-76 + vedlegg.
- Øyen, B.-H. 1998. Skogbrann i Norge de siste 200 år. – *NISK Oppdragsrapport* 8/98: 1-30.
- Aanderaa, R., Rolstad, J. & Søgne, S. 1996. Biologisk mangfold i skog: kunnskaper for bærekraftig forvaltning. – *Landbruksforlaget, Oslo.* 112 s.

**Tabell 1.** Oversikt over prosjektets delområder. Områdene Fjøsdaalen, Kringlathølen og Skjerva samsvarer med områdene I, A og E hos Holien & Prestø (1995a). Se også Andreassen (2000) for data fra Foss/Grande og Storaunet et al. (1998) for andre lokaliteter.

	Areal daa, ca.	Stående vol m <sup>3</sup> /daa	Ant. trær/ daa	Bonitet H40
Arnevik-vassdraget, Åfjord				
Kringlathølen	335	ca. 22		G14 (G11)
Fjøsdaalen	45	19,0		G14 (G11)
Skjerva	50	ca. 20		G14 (G11)
Namdalen				
Foss/Grande	205			
– ravine		35,0	62	G14
– moen		26,0	61	G14 (G11)
Flenga	250	ca. 25	65	G14 (G17)
Gartlandsdalen	860			
– flate C		ca. 26	46	G14
– flate F		ca. 28	43	G14 (G17)
Dølaelva	85	19,1	54	G14
naturreservat				

**Tabell 2.** Skoglige data for hogstuttakene i Fjøsdaalen og Foss. Se også Andreassen (2000).

	Fjøsdaalen		Foss	
	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 1	Gruppe 2
Hogd areal (ha)	0,0170	0,0218	0,0177	0,0207
Totalt volum (m <sup>3</sup> )	4	7	8	6
Volum (m <sup>3</sup> /ha)	240	310	450	270
Total grunnflate (m <sup>2</sup> )	0,4	0,8	0,8	0,6
Grunnflate (m <sup>2</sup> /ha)	24	36	44	28
Total treantall (n)	10	12	16	14
Treantall (n/ha)	600	500	1320	710
Middelhogde (m)	21	21	21	21
Middeldiameter (cm)	23	30	21	22
Middel trevolum (dm <sup>3</sup> )	400	620	340	380

**Tabell 3.** Skoglige data for Fjøsdaalen, Åfjord og Foss, Overhalla før hogst. Se også Andreassen (2000).

	Fjøsdaalen	Foss
Delområdenes areal (ha)	4,5	6
Oppklavet areal (ha)	0,3407	0,2094
Volum (m <sup>3</sup> /ha)	190	355
Grunnflatesum (m <sup>2</sup> /ha)	21	35
Treantall (per ha)	680	1265
Middelhogde (m)	19,0	20,5
Middeldiameter (cm)	19,5	19,0
Bonitet (H40)	14	13
Brysthøgdealder (år)	116	107
Høgste brysthøgdealder (år)	238	148
Lauvvolum (%)	13	0

**Tabell 4.** Aldersbestemmelse av borprøver fra gran i forsøksområdene. Borprøvene er tatt så langt ned på stammen som mulig. Borprøvene kommer fra subjektivt valgte trær, og inkluderer trær som ble antatt å være gamle. For hvert område er angitt antall prøver, gjennomsnittlig, største og minste alder for prøvetrær.

Delområde	Ant. prøver	Gj.sn. år	Minst år	Størst år
Namdalen				
Foss - midtre del	10	130,0	107	153
Flenga - søndre del	10	119,8	82	171
Gartlandsdalen - flate C	10	165,5	125	212
Gartlandsdalen - flate F	10	146,4	114	180
Alle Namdal-områder	40	140,4	82	212
Åfjord				
Fjøsdaalen	10	189,8	115	257
Skjerva	16	154,0	76	266
Kringlathølen	10	109,5	68	164
Alle Åfjord-områder	36	151,6	68	266
Alle områder	76	145,7	68	266

**Tabell 5.** Alder og størrelse for trærne som ble tatt ut ved gruppehogstene i Fjøsdaalen og Foss. Alder er målt ved stubbeavskjær. Diameter ved stubbeavskjær (dsa) er omregnet til diameter ved brysthøgde (dbh, 1,3 m over bakken) etter Nyssönen (1955): dbh = 0,75 dsa - 0,5.

Fjøsdaalen		Alder	Dsa	Dbh	
gruppe 1 n = 10	gj.sn.	109	35	26	
	stdav.	44,0	14,0	10,5	
	største	207	66	49	
	minste	47	15	11	
gruppe 2 n = 12	gj.sn.	132	42	31	
	stdav.	36,6	11,6	8,7	
	største	193	61	46	
	minste	98	31	23	
Foss		alder	dsa	dbh	
	gruppe 1 n = 16	gj.sn.	149	33	25
		stdav.	13,3	8,9	6,7
		største	180	59	44
minste		128	19	14	
gruppe 2 n = 14	gj.sn.	103	31	22	
	stdav.	19,2	10,9	8,2	
	største	146	47	35	
	minste	75	13	9	



**Tabell 6.** Oversikt over gjennomsnittlig dekning (% trær i parentes) for cyanolaver på rogn i de tre delområdene i Åfjord - Fjøsdaalen (Fj), Kringlathølen (Kr) og Skjerva (Sk). \* angir at arten er registrert med redusert vitalitet. Se vedlegg 3 for norske lavnavn.

	Fj 95 (N = 22)	Fj 97 (N = 21)	Kr 97 (N = 20)	Sk 97 (N = 6)
<i>Collema fasciculare</i>	0	0	0,04 (15)	0
<i>Degelia plumbea</i>	2,1 (45)	1,7 (48)	0,7 (50)	0
<i>Degelia plumbea</i> *	0	0,5 (10)	0,3 (10)	0
<i>Fuscopannaria ignobilis</i>	0,1 (5)	0,1 (10)	0,3 (15)	0,6 (33)
<i>Lobaria amplissima</i>	0	0	0,2 (40)	0
<i>Lobaria pulmonaria</i>	2,2 (45)	0,4 (38)	5,2 (80)	0,4 (50)
<i>Lobaria pulmonaria</i> *	0,5 (18)	1,0 (38)	2,7 (70)	0
<i>Lobaria scrobiculata</i>	0,6 (32)	0,3 (33)	0,2 (55)	1,2 (67)
<i>Lobaria scrobiculata</i> *	0,02 (5)	0,2 (33)	0,3 (15)	0,4 (50)
<i>Nephroma bellum</i>	0,8 (9)	0,5 (24)	0,2 (25)	0,8 (50)
<i>Nephroma bellum</i> *	0,1 (5)	0,2 (5)	0,1 (5)	0,2 (17)
<i>Nephroma laevigatum</i>	3,4 (50)	3,3 (62)	1,5 (85)	0,4 (50)
<i>Nephroma laevigatum</i> *	0,4 (18)	1,2 (38)	0,7 (45)	0,2 (17)
<i>Nephroma parile</i>	0,6 (23)	0,6 (33)	1,0 (50)	0,6 (50)
<i>Nephroma parile</i> *	0	0,1 (5)	0,1 (10)	0,3 (17)
<i>Nephroma resupinatum</i>	0	0,02 (5)	0,2 (15)	0
<i>Pannaria conoplea</i>	0	0	0,2 (40)	0,002 (17)
<i>Pannaria pezizoides</i>	0,5 (23)	0,2 (24)	0,2 (15)	1,3 (67)
<i>Pannaria rubiginosa</i>	0,2 (14)	0,2 (57)	0,6 (80)	0,003 (33)
<i>Pannaria rubiginosa</i> *	0,05 (5)	0	0,2 (25)	0
<i>Parmeliella triptophylla</i>	4,1 (45)	4,1 (62)	4,4 (90)	2,2 (67)
<i>Peltigeria collina</i>	0	0	1,3 (50)	0,8 (70)
<i>Peltigeria collina</i> *	0	0	0,1 (10)	0
<i>Pseudocyphellaria crocata</i>	1,0 (27)	0,4 (24)	0,1 (55)	0,2 (33)
<i>Pseudocyphellaria crocata</i> *	0,03 (5)	0	0,2 (25)	0,2 (17)
<i>Sticta fuliginosa</i>	0,0005 (5)	0	1,0 (20)	0

**Tabell 7.** Gjennomsnittlig dekning for cyanolavene DLPP (*Degelia*, *Lobaria*, *Pseudocyphellaria* og *Pannaria* unntatt *P. pezizoides*) på rogn i Fjøsdaalen for 1995, 1997 og 1998. Trær fra urørt bestand er uthevet. Resten av trærne står i hogstkant (dvs. nærmere enn 20 m fra kanten). Trestørrelse er angitt som omkrets i brysthøyde (obh).

Trenr	1995	1997	1998	Obh
1	13,1	13,3	19,9	55
2	0	0	0	42
3	0	0,01	0,3	39
4	5,0	4,7	3,0	41
5	9,0	6,0	6,3	40
6	1,4	2,0	5,6	35
7	0	0	0	40
8	0,35	0,01	0	48
9	0	0	0	50
<b>10</b>	<b>5,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>56</b>
<b>11</b>	<b>37,7</b>	-	-	<b>27</b>
<b>12</b>	<b>5,4</b>	<b>8,4</b>	<b>5,0</b>	<b>39</b>
<b>13</b>	<b>20,7</b>	<b>23,3</b>	<b>22,6</b>	<b>34</b>
<b>14</b>	<b>0,7</b>	<b>0,4</b>	<b>0,7</b>	<b>56</b>
<b>15</b>	<b>1,4</b>	<b>0,7</b>	<b>1,4</b>	<b>32</b>
<b>16</b>	<b>20,7</b>	<b>16,4</b>	<b>16,3</b>	<b>37</b>
17	0	0,01	0,03	28
18	0	0	0	39
19	1,7	0	0	47
20	7,1	4,4	1,7	35
21	5,7	3,0	9,0	32
22	8,7	6,7	5,4	45
<b>23</b>	<b>3,4</b>	<b>2,4</b>	<b>3,4</b>	<b>37</b>
<b>24</b>	-	<b>5,0</b>	<b>8,0</b>	<b>35</b>

**Tabell 8.** Årsaker til tap av thalli av granfyllav ved Gartlandselva og Foss.

	Gartl. N = 30	Foss N = 28	Total N = 58
Greinbrekk	15	2	17
Barkerosjon	4	6	10
Konkurranse	1	2	3
Ikke klarlagt årsak	10	18	28

**Tabell 9.** Assosierte busk- og bladlav på greiner med granfyllav i Foss og Gartland. Frekvens gitt som prosent greiner hver art ble registrert på.

Art	Foss N = 35	Gartl N = 22
Lav		
<i>Alectoria sarmentosa</i>	83	91
<i>Bryoria americana</i>	9	14
<i>Bryoria capillaris</i>	74	23
<i>Bryoria glabra</i>	0	14
<i>Bryoria implexa</i>	86	77
<i>Bryoria</i> sp.	3	14
<i>Cavernularia hultenii</i>	100	100
<i>Cetraria chlorophylla</i>	94	95
<i>Cladonia coniocraea</i>	6	5
<i>Fuscopannaria ahlneri</i>	100	100
<i>Hypogymnia physodes</i>	100	100
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	60	73
<i>Hypogymnia vittata</i>	100	50
<i>Lichinodium ahlneri</i>	34	23
<i>Lobaria pulmonaria</i>	31	77
<i>Lobaria scrobiculata</i>	89	95
<i>Nephroma bellum</i>	31	86
<i>Nephroma laevigatum</i>	0	9
<i>Nephroma parile</i>	66	86
<i>Parmelia saxatilis</i>	91	50
<i>Parmelia sulcata</i>	77	91
<i>Parmeliella parvula</i>	100	95
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	9	14
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	3	5
<i>Peltigera collina</i>	0	5
<i>Platismatia glauca</i>	100	100
<i>Platismatia norvegica</i>	94	95
<i>Pseudocyphellaria crocata</i>	49	50
<i>Ramalina thrausta</i>	83	82
<i>Sphaerophorus globosus</i>	31	23
<i>Usnea filipendula</i>	97	100
<i>Vulpicida pinastri</i>	11	0
Moser		
<i>Lophozia ciliata</i>	11	0
<i>Dicranum scoparium</i>	14	9
<i>Hypnum cupressiforme</i>	14	0
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	29	32
<i>Ulota</i> sp.	31	27

**Tabell 10.** Oversikt over størrelse og alder på vertstrær for granfiltlav for Foss, Gartland og Flenga. Størrelse gitt som omkrets i brysthøyde (obh). Alder er beregnet fra boreprøver i brysthøyde og må betraktes som minimumsverdier som ikke er korrigert.

	Obh	Alder
Fo 01	22	116
Fo 02	64	70
Fo 03	59	136
Fo 04	70	138
Fo 05	110	122
Fo 06	8	-
Fo 07	23	76
Fo 08	16	98
Fo 09	24	148
Fo 10	31	100
Fo 11	65	113
Fo 12	82	70
Fo 13	68	92
Fo 14	118	122
Fo 15	26	88
Fo 16	36	69
Fo 17	57	66
Fo 18	36	63
Fo 19	26	103
Fo 20	34	125
Fo 21	60	142
Fo 22	132	75
Fo 23	22	82
Fo 24	79	76
Fo 25	80	165
Fo 26	23	88
Fo 27	49	85
Fo 28	39	73
Fo 29	52	105
Fo 30	75	88
Fo 31	26	77
Fo 32	41	90
Fo 33	56	94
Fo 34	93	92
Fo 35	11	-
Gj.snitt Foss		98
Ga 01	53	95
Ga 02	50	95
Ga 03	103	172
Ga 04	75	74
Ga 05	112	162
Ga 06	32	127
Ga 07	52	72
Ga 08	144	150
Ga 09	85	82
Ga 10	64	140
Ga 11	51	119
Ga 12	58	100
Ga 13	84	95
Ga 14	48	71
Ga 15	57	97
Ga 16	60	82
Ga 17	89	147
Ga 18	52	132
Ga 19	14	-

Ga 20	45	58
Ga 21	42	131
Ga 22	31	120
Gj.snitt Gartland		110

Fl 01	60	77
Fl 02	44	112
Fl 03	69	112
Gj.snitt Flenga		100

**Tabell 11.** Fordeling på størrelsesklasser for populasjonen av skrubbenever (*Lobaria serobiculata*) fra kronesjiktstudien ved Foss. Antall thalli og biomasseindeks er angitt for hver av de to gruppehogstene. Biomasseindeks er angitt som antall thalli x størrelsesklasse.

Størrelse	Gr. I	Biom.	Gr. II	Biom.
1	52	52	8	8
2	31	62	7	14
3	24	72	10	30
4	17	68	5	20
5	14	70	4	20
6	8	48	3	18
7	2	14	2	14
8	3	24	4	32
9	2	18	3	27
10	1	10	1	10
11	2	22	2	22
12	2	24	2	24
13	0	0	1	13
14	0	0	1	14
15	0	0	1	15
16	1	16	2	32

**Tabell 12.** Trealder beregnet fra stubbeavskjær for de to gruppehogstene i Foss-ravina. Analysetrærne til kronesjiktstudien er i kursiv. Diameter ved stubbeavskjær (dsa) er oppgitt. Nummereringen avviker fra vedlegg 1.

Gruppe	Alder	Dsa	Gruppe	Alder	Dsa
1	år	cm	2	år	cm
<i>1</i>	<i>143</i>	31	<i>1</i>	<i>146</i>	30
<i>2</i>	<i>147</i>	31	<i>2</i>	<i>84</i>	33
<i>3</i>	<i>151</i>	42	<i>3</i>	<i>104</i>	37
<i>4</i>	<i>147</i>	25	<i>4</i>	<i>96</i>	30
<i>5</i>	<i>158</i>	19	<i>5</i>	<i>99</i>	12
<i>6</i>	<i>180</i>	37	<i>6</i>	<i>97</i>	18
<i>7</i>	<i>128</i>	22	<i>7</i>	<i>88</i>	27
<i>8</i>	<i>159</i>	31	<i>8</i>	<i>94</i>	23
<i>9</i>	<i>143</i>	25	<i>9</i>	<i>75</i>	12
<i>10</i>	<i>142</i>	48	<i>10</i>	<i>99</i>	36
<i>11</i>	<i>165</i>	25	<i>11</i>	<i>122</i>	30
<i>12</i>	<i>146</i>	35	<i>12</i>	<i>89</i>	17
<i>13</i>	<i>152</i>	16	<i>13</i>	<i>127</i>	27
<i>14</i>	<i>129</i>	29	<i>14</i>	<i>118</i>	24
<i>15</i>	<i>139</i>	31			

Gjennomsnitt gruppe 1: 149 år  
Gjennomsnitt gruppe 2: 103 år

**Tabell 13.** Oversikt over økologiske parametre for liggende, død ved i delområdene langs Arnevikvassdraget. For hver av parametrene nedbrytningsgrad (Nbrgr), diameter ved basis, diameter ved topp, lengde, stokkareal og stokkvolum er oppgitt gjennomsnittlig verdi (gj.sn.), standardavvik (std.av.), største og minste registrerte verdi (max. og min.). Tallene inkluderer vindfelte stokker perioden 1995-98.

	Nbrgr 1 til 6	Diam. basis (cm)	Diam. topp (cm)	Lengde cm	Stokkareal m <sup>2</sup>	Stokkvolum m <sup>3</sup>
Fjøsdaalen (n = 45)						
gj.sn.	3,6	21	12	768	2,8	0,20
std.av.	1,23	6,1	4,0	453,7	2,02	0,18
max.	5	33	25	1800	7,2	0,68
min.	1	12	10	200	0,5	0,02
Kringlathølen (n = 55)						
gj.sn.	3,2	22	13	711	2,7	0,22
std.av.	1,08	7,9	5,9	396,0	2,15	0,27
max.	5	50	40	1900	10,7	1,34
min.	1	13	10	300	0,7	0,03
Skjerva (n = 35)						
gj.sn.	2,9	23	12	1080	4,4	0,37
std.av.	1,09	8,6	2,7	667,1	3,89	0,45
max.	5	45	20	2500	14,4	1,69
min.	1	13	10	300	0,8	0,04

**Tabell 14.** Oversikt over økologiske parametre for liggende, død ved i delområdene i Namdalen. For hver av parametrene nedbrytningsgrad (Nbrgr), diameter ved basis, diameter ved topp, lengde, stokkareal og stokkvolum er oppgitt gjennomsnittlig verdi (gj.sn.), standardavvik (std.av.), største og minste registrerte verdi (max. og min.). Tallene inkluderer vindfelte stokker perioden 1995-98.

	Nbrgr 1 til 6	Diam. basis (cm)	Diam. topp (cm)	Lengde cm	Stokkareal m <sup>2</sup>	Stokkvolum m <sup>3</sup>
Foss (n = 104)						
gj.sn.	2,4	22	10	1008	4,0	0,32
std.av.	1,18	8,6	1,9	673,4	3,73	0,42
max.	5	52	24	3100	20,1	2,70
min.	1	12	10	250	0,6	0,02
Grande (n = 83)						
gj.sn.	2,5	18	10	798	2,6	0,17
std.av.	0,92	5,2	1,4	519,3	2,36	0,21
max.	4	35	18	2700	12,7	1,18
min.	1	12	10	200	0,5	0,02
Gartlandsdalen flate C (n = 51)						
gj.sn.	3,0	29	11	1454	6,9	0,66
std.av.	1,31	10,2	2,3	804,9	4,91	0,61
max.	5	54	21	3100	20,8	2,89
min.	1	12	10	250	0,6	0,02
Gartlandsdalen flate F (n = 150)						
gj.sn.	2,3	23	11	1064	4,0	0,30
std.av.	1,23	5,9	2,8	493,7	2,58	0,26
max.	5	41	30	2400	12,8	1,38
min.	1	12	10	250	0,6	0,02
Flenga (n = 229)						
gj.sn.	2,3	21	10	1021	3,6	0,25
std.av.	1,11	5,8	1,8	511,1	2,64	0,29
max.	5	55	28	3200	21,8	3,08
min.	1	12	10	300	0,7	0,03
Dølaelva (n = 72)						
gj.sn.	2,7	21	11	978	3,7	0,29
std.av.	1,19	7,7	2,5	634,4	3,33	0,35
max.	5	43	25	2600	14,4	1,62
min.	1	11	10	200	0,4	0,02

**Tabell 15.** Tilvekst av stokker i de ulike delområdene i perioden 1996-98. I tabellen er tatt med de stokker som ikke var tilstede ved første gangs registrering. I Kringlathølen og Skjerva ble registreringer kun utført i 1997-98. I Grande og Flenga ble registreringer utført i 1996-98. Den totale mengden av død ved i 1998 er også oppgitt (Sum m<sup>3</sup>).

Delområde	År			Sum	Sum m <sup>3</sup>
	1996	1997	1998		
Åfjord					
Fjøsdaalen	0	3	0	3	9,1
Kringlathølen	-	-	1	1	12,0
Skjerva	-	-	0	0	13,0
Namdalen					
Foss	11	5	1	17	33,7
Grande	-	0	13	13	14,0
Gartlandsdalen flate C	4	2	0	6	33,6
Gartlandsdalen flate F	15	9	1	25	45,0
Flenga	-	5	7	12	56,7
Sum	30	24	23	77	238,0

**Tabell 16.** Sammenhengen mellom ulike stokkvariabler vist med Pearson korrelasjonskoeffisient. Koeffisienter som er signifikant med  $p < 0,01$  er vist med uthevet skrift. Nedbrytningsgrad (Nbrgr 1-5) er regnet som numerisk variabel på lik linje med diameter ved basis, diameter ved topp, lengde stokkareal og stokkvolum. Utvalget er stokker fra alle delområder (n = 824).

	1	2	3	4	5
1 Nedbrytningsgrad	1				
2 Diam. basis	<b>0,10</b>	1			
3 Diam. topp	<b>0,39</b>	<b>0,31</b>	1		
4 Lengde	<b>-0,13</b>	<b>0,86</b>	<b>-0,16</b>	1	
5 Stokkareal	-0,03	<b>0,48</b>	-0,02	<b>0,55</b>	1
6 Stokkvolum	-0,01	<b>0,85</b>	0,06	<b>0,83</b>	<b>0,34</b>

**Tabell 17.** Samlet fordeling av registrerte stokker i Åfjord og Namdalen på nedbrytningsgrad (Nbrgr) og diameter ved basis (cm).

Diam. basis (cm)	Nbrgr						Sum
	10,0-14,9	15,0-19,9	20,0-24,9	25,0-29,9	30,0-34,9	35,0-55,0	
1	34	48	55	22	20	11	190
2	38	73	67	30	16	20	244
3	37	61	61	11	9	6	185
4	13	35	52	22	18	13	153
5	1	2	24	15	5	5	52
Sum	123	219	259	100	68	55	824

**Tabell 18.** Fordeling av registrerte stokker i Åfjord på nedbrytningsgrad (Nbrgr) og diameter ved basis (cm).

Diam. basis (cm)		10,0	15,0	20,0	25,0	30,0	35,0	Sum
		-14,9	-19,9	-24,9	-29,9	-34,9	-55,0	
Fjøsdaalen								
Nbrgr								
1	2	-	-	-	-	-	-	2
2	2	1	2	2	-	-	-	7
3	3	2	4	2	1	-	-	12
4	3	4	1	1	-	-	-	9
5	1	-	6	4	4	-	-	15
Sum	11	7	13	9	5	-	-	45
Kringlathølen								
Nbrgr								
1	-	1	-	-	-	1	-	2
2	2	3	4	4	-	-	-	13
3	1	10	8	-	-	-	-	19
4	-	3	7	1	1	1	1	13
5	-	-	3	2	-	3	-	8
Sum	3	17	22	7	1	5	-	55
Skjerva								
Nbrgr								
1	-	-	1	-	-	-	-	1
2	3	4	3	3	-	4	-	17
3	-	5	1	-	-	-	-	6
4	-	1	3	2	1	1	1	8
5	-	1	1	1	-	-	-	3
Sum	3	11	9	6	1	5	-	35

**Tabell 19.** Fordeling av registrerte stokker i Namdalen på nedbrytningsgrad (Nbrgr) og diameter ved basis (cm).

Diam. basis							
	10,0- 14,9	15,0- 19,9	20,0- 24,9	25,0- 29,9	30,0- 34,9	35,0- 55,0	Sum
Foss							
Nbrgr							
1	7	7	6	1	6	2	29
2	7	9	8	2	4	3	33
3	8	4	5	-	4	-	21
4	3	2	5	2	1	3	16
5	-	-	3	1	-	1	5
Sum	25	22	27	6	15	9	104
Grande							
Nbrgr							
1	5	6	-	1	-	-	12
2	9	10	7	2	1	1	30
3	13	9	5	2	-	-	29
4	1	1	8	1	1	-	12
5	-	-	-	-	-	-	0
Sum	28	26	20	6	2	1	83

Gartlandsdalen flate C

Nbrgr							
1	2	-	1	1	2	3	9
2	-	2	1	-	2	6	11
3	2	2	1	-	-	2	7
4	2	1	1	5	5	5	19
5	-	-	2	2	-	1	5
Sum	6	5	6	8	9	17	51

Gartlandsdalen flate F

Nbrgr							
1	2	13	25	5	7	3	55
2	1	8	11	5	6	2	33

3	-	7	14	4	1	2	28
4	1	10	9	5	5	-	30
5	-	-	1	2	1	-	4
Sum	4	38	60	21	20	7	150

Flenga

Nbrgr							
1	13	17	18	13	2	2	65
2	10	32	26	11	3	4	86
3	5	15	17	3	2	-	42
4	1	8	14	4	-	-	27
5	-	1	7	1	-	-	9
Sum	29	73	82	32	7	6	229

Dølaelva

Nbrgr							
1	3	4	4	1	3	-	15
2	4	4	5	1	-	-	14
3	5	7	6	-	1	2	21
4	2	5	4	1	4	3	19
5	-	-	1	2	-	-	3
Sum	14	20	20	5	8	5	72

**Tabell 20.** Gjennomsnittlig diameter ved basis for stokker med ulik dødsårsak. Data er fra delområdene i Namdalen. Også standardavvik og største verdi er oppgitt.

	Diam. basis (cm)	
	gj.sn. ± stdav	størst
Hogd (n = 53)	22,8 ± 7,41	42
Rotvelt (n = 234)	24,8 ± 7,66	54
Stammebrekk ved basis (n = 208)	20,6 ± 6,11	55
Stammebrekk > 1,3 m (n = 122)	17,3 ± 5,07	36
Alle stokker (n = 617)	21,7 ± 7,24	55

**Tabell 21.** Sammenhengen mellom ulike arter i 1997 vist med Pearson korrelasjonskoeffisienter. Koeffisienter med p-verdi < 0,01 er vist med uthevet skrift. Kursiverte koeffisienter er signifikante med p-verdi < 0,05. Noen koeffisienter kan ikke regnes ut fordi minst en av variablene er konstant. Utvalgstørrelsen varierer mellom artene.

	ANAS HEL	LOPH CIL	ANAS MIC	CALY SUE	CEPH CAT	LOPH ASC	LOPH LRA	NOWE CUR
<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	1							
<i>Lophozia ciliata</i>	0,31	1						
<i>Anastrophyllum michauxii</i>	0,21	-0,03	1					
<i>Calypogeia suecica</i>	0,35	-	-	1				
<i>Cephalozia catenulata</i>	0,50	-	0,32	-0,50	1			
<i>Lophozia ascendens</i>	0,22	0,28	-	0,54	-	1		
<i>Lophozia longiflora</i>	<b>0,60</b>	-	-	0,49	-	0,39	1	
<i>Nowellia curvifolia</i>	<b>0,55</b>	0,62	0,22	-	-	-	-0,50	1
Antall arter	<b>0,29</b>	0,09	0,19	<b>0,50</b>	-0,11	0,21	<b>0,28</b>	0,16

**Tabell 22.** Antall ruter (10 x 10 cm) for pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råtedraugmose (*A. michauxii*), råteflak (*Calypogeia suecica*), stubbeglefsmose (*Cephalozia catenulata*), råteflik (*Lophozia ascendens*), *L. ciliata*, fauskflik (*L. longiflora*) og larvemose (*Nowellia curvifolia*). Antall småruter (2 x 2 cm) er vist i parentes.

Delområde		ANAS HEL	ANAS MIC	CALY SUE	CEPH CAT	LOPH ASC	LOPH CIL	LOPH LRA	NOWE CUR
Fjøsdaalen	1995	13 (83)	16 (144)	5 (26)	5 (39)	-	7 (68)	-	21 (203)
	1996	12 (93)	17 (149)	8 (36)	6 (43)	-	7 (64)	-	20 (238)
	1997	11 (78)	16 (105)	4 (16)	6 (32)	-	8 (61)	-	20 (242)
	1998	12 (75)	14 (105)	5 (24)	6 (26)	-	7 (60)	-	24 (271)
Kringlathølen	1997	8 (63)	20 (250)	3 (7)	1 (1)	-	17 (241)	-	15 (190)
	1998	8 (46)	20 (241)	3 (8)	1 (1)	-	16 (226)	-	15 (180)
Skjerva	1997	1 (4)	6 (49)	-	-	-	15 (126)	1 (3)	1 (4)
	1998	2 (7)	6 (59)	-	-	-	20 (132)	1 (6)	1 (5)
Foss	1995	10 (129)	-	1 (3)	-	7 (61)	31 (279)	11 (123)	-
	1996	10 (113)	-	1 (5)	-	8 (63)	32 (262)	13 (129)	-
	1997	6 (55)	-	1 (2)	-	4 (31)	20 (167)	13 (116)	-
	1998	6 (46)	-	1 (1)	-	4 (33)	24 (176)	11 (82)	-
Gartlandsdalen flate C	1995	4 (36)	-	1 (2)	-	2 (11)	16 (183)	7 (59)	-
	1996	4 (32)	-	1 (4)	-	2 (9)	10 (93)	6 (46)	-
	1997	3 (15)	-	2 (5)	-	0	9 (42)	6 (33)	-
	1998	3 (14)	-	1 (5)	-	0	18 (54)	6 (32)	-
Gartlandsdalen flate F	1995	23 (239)	-	-	-	5 (24)	6 (62)	16 (166)	-
	1996	11 (68)	-	-	-	3 (10)	6 (33)	9 (68)	-
	1997	9 (46)	-	-	-	3 (8)	6 (25)	7 (61)	-
	1998	10 (59)	-	-	-	4 (22)	9 (22)	8 (51)	-

**Tabell 23.** Antall stokker med råtedraugmose (*Anastrophyllum michauxii*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stakk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsdaalen	ant.	16	16	16	15
	dekn.	2,3	2,2	2,1	2,0
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	13	13
	dekn.			2,2	2,2
Skjerva	ant.	i.d.	i.d.	8	6
	dekn.			1,5	1,8
Sum	ant.	16	16	37	34
	dekn.	2,3	2,2	2,0	2,0

**Tabell 24.** Antall stokker med råteflak (*Calypogeia suecica*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsдалen	ant.	3	3	5	6
	dekn.	2,0	2,0	1,0	1,2
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	3	3
	dekn.			1,0	1,0
Sum	ant.	3	3	8	9
	dekn.	2,0	2,0	1,0	1,1
Namdalen					
Foss	ant.	4	5	5	3
	dekn.	2,0	1,8	1,4	1,7
Grande	ant.	i.d.	2	2	2
	dekn.		1,0	1,5	1,5
Gartlandsdalen flate C	ant.	4	3	3	3
	dekn.	1,8	1,7	1,3	1,3
Gartlandsdalen flate F	ant.	3	2	1	1
	dekn.	2,0	2,0	1,0	1,0
Flenga	ant.	i.d.	4	3	3
	dekn.		1,8	1,3	1,3
Sum	ant.	11	16	14	12
	dekn.	1,9	1,7	1,4	1,4
Sum alle delom- råder	ant.	14	19	22	21
	dekn.	1,9	1,7	1,2	1,3

**Tabell 25.** Antall stokker med stubbeglefsesose (*Cephalozia catenulata*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsдалen	ant.	6	6	6	6
	dekn.	2,5	2,5	1,8	1,7
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	1	1
	dekn.			2,0	2,0
Sum	ant.	6	6	7	7
	dekn.	2,5	2,5	1,9	1,7

**Tabell 26.** Antall stokker med råteflik (*Lophozia ascendens*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområder		1995	1996	1997	1998
Namdalen					
Foss	ant.	13	11	8	8
	dekn.	2,5	2,5	1,8	1,6
Grande	ant.	i.d.	4	3	3
	dekn.		1,5	1,3	1,3
Gartlandsdalen flate C	ant.	1	0	0	0
	dekn.	2,0	-	-	-
Gartlandsdalen flate F	ant.	5	4	3	3
	dekn.	2,8	1,8	1,3	1,0
Flenga	ant.	i.d.	26	18	17
	dekn.		1,6	1,6	1,2
Dølaelva	ant.	i.d.	10	i.d.	i.d.
	dekn.		1,5		
Sum	ant.	19	55	32	31
	dekn.	2,6	1,7	1,6	1,3

**Tabell 27.** Antall stokker med *Lophozia ciliata* i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsдалen	ant.	10	11	12	12
	dekn.	2,3	1,8	1,7	1,8
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	12	11
	dekn.			1,9	2,5
Skjerva	ant.	i.d.	i.d.	6	7
	dekn.			1,7	2,0
Sum	ant.	10	11	30	30
	dekn.	2,3	1,8	1,8	2,1
Namdalen					
Foss	ant.	40	37	39	38
	dekn.	2,6	2,2	1,8	1,7
Grande	ant.	i.d.	20	22	22
	dekn.		1,8	1,8	1,9
Gartlandsdalen flate C	ant.	9	11	10	10
	dekn.	2,7	2,1	2,1	1,8
Gartlandsdalen flate F	ant.	32	31	23	23
	dekn.	2,7	2,0	1,7	1,6
Flenga	ant.	i.d.	75	73	73
	dekn.		2,0	2,1	2,2
Dølaelva	ant.	i.d.	20	i.d.	i.d.
	dekn.		1,9		
Sum	ant.	81	194	167	166
	dekn.	2,6	2,0	1,9	1,9
Sum alle delområder	ant.	91	205	197	196
	dekn.	2,6	2,0	1,9	1,9



**Tabell 28.** Antall stokker med fauskflik (*Lophozia longiflora*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsдалen	ant.	1	2	2	2
	dekn.	2,0	1,5	2,0	2,0
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	3	3
	dekn.			1,3	1,7
Skjerva	ant.	i.d.	i.d.	2	2
	dekn.			1,0	1,0
Sum	ant.	1	2	7	7
	dekn.	2,0	1,5	1,4	1,6
Namdalen					
Foss	ant.	15	15	15	15
	dekn.	2,8	2,9	2,1	1,9
Grande	ant.	i.d.	5	4	4
	dekn.		1,4	1,5	1,5
Gartlandsdalen flate C	ant.	9	10	8	8
	dekn.	2,7	2,1	1,9	1,8
Gartlandsdalen flate F	ant.	23	19	13	13
	dekn.	2,7	1,9	1,5	1,3
Flenga	ant.	i.d.	33	30	28
	dekn.		1,5	1,6	1,7
Dølaelva	ant.	i.d.	9	i.d.	i.d.
	dekn.		1,2		
Sum	ant.	47	91	70	68
	dekn.	2,7	1,9	1,7	1,7
Sum alle delområder	ant.	48	93	77	75
	dekn.	2,7	1,9	1,7	1,7

**Tabell 29.** Antall stokker med larvemose (*Nowellia curvifolia*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsдалen	ant.	12	11	11	11
	dekn.	2,8	2,9	2,3	2,5
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	13	13
	dekn.			2,0	2,4
Skjerva	ant.	i.d.	i.d.	3	3
	dekn.			1,3	1,7
Sum	ant.	12	11	27	27
	dekn.	2,8	2,9	2,0	2,3

**Tabell 30.** Antall stokker med pusledraugmose (*Anastrophillum hellerianum*) i hvert delområde i perioden 1995-98. I tillegg er gjennomsnittlig dekning på hver stokk angitt. Årstall der data mangler er angitt med i.d. (ikke data).

Delområde		1995	1996	1997	1998
Arnevik-vassdraget					
Fjøsдалen	ant.	9	11	8	8
	dekn.	2,1	1,7	1,5	1,9
Kringlathølen	ant.	i.d.	i.d.	6	6
	dekn.			2,2	2,3
Skjerva	ant.	i.d.	i.d.	3	3
	dekn.			1,3	1,3
Sum	ant.	9	11	17	17
	dekn.	2,1	1,7	1,7	1,9
Namdalen					
Foss	ant.	20	18	17	16
	dekn.	2,9	2,7	2,4	2,3
Grande	ant.	i.d.	6	6	6
	dekn.		2,2	2,2	2,2
Gartlandsdalen flate C	ant.	3	5	5	6
	dekn.	2,7	2,0	1,2	1,3
Gartlandsdalen flate F	ant.	25	18	15	14
	dekn.	2,5	2,1	1,5	1,6
Flenga	ant.	i.d.	22	21	22
	dekn.		1,8	1,8	1,9
Dølaelva	ant.	i.d.	14	i.d.	i.d.
	dekn.		1,7		
Sum	ant.	48	83	64	64
	dekn.	2,7	2,1	1,9	1,9
Sum alle delområder	ant.	57	94	81	81
	dekn.	2,6	2,1	1,8	1,9

**Vedlegg 1.** Detaljerte data for gruppehogstene ved Foss. Skissert 5.10.98. Gruppe 1 nederst i ravina (mot Grandemoen) er 177 m<sup>2</sup> og gruppe 2 (øverst i ravina) er 207 m<sup>2</sup>. Gr.nr. = gruppenummer, Gr.trenr. = gruppetrenummer, Avst. = avstand til "sentrum" av gruppa, Retn. = retning til "sentrum, osa. = omkrets ved stubbeavskjær, dsa. = diameter ved stubbeavskjær, dbh. = diameter ved brysthøgte (1,3 m over bakken). Nyssönen (1955): dbh = 0,75 dsa - 0,5.

Nr.	Gr.nr.	Gr.trenr.	Avst.	Retn.	Osa.	Dsa.	Dbh.
1	1	1	0	-	118	38	28
2	1	2	4	20	104	33	24
3	1	3	4,7	40	75	24	17
4	1	4	4,4	70	96	31	22
5	1	5	4,1	200	118	38	28
6	1	6	6,5	230	108	34	25
7	1	7	4,8	280	94	30	22
8	1	8	4,3	290	100	32	23
9	1	9	2,8	310	129	41	30
10	1	10	7,4	350	185	59	44
11	1	11	4,3	370	106	34	25
12	1	12	6,8	370	98	31	23
13	1	13	10,6	360	72	23	17
14	1	14	10	375	98	31	23
15	1	15	9,3	380	115	37	27
16	1	16	6,5	390	61	19	14
17	2	1	0	-	63	20	15
18	2	2	5	350	111	35	26
19	2	3	2,5	365	87	28	20
20	2	4	1,3	30	135	43	32
21	2	5	7	128	87	28	20
22	2	6	7,4	130	97	31	23
23	2	7	8,4	130	65	21	15
24	2	8	9,8	165	135	43	32
25	2	9	10	168	100	32	23
26	2	10	7,6	180	149	47	35
27	2	11	4,5	170	42	13	10
28	2	12	5,3	215	106	34	25
29	2	13	5,2	235	126	40	30
30	2	14	3,4	330	40	13	9

**Vedlegg 2.** Data for gruppehogstene i Fjøsdaalen. Skissert 5.10.98. Gruppe 1 (nederst i ravina) er 170 m<sup>2</sup> og gruppe 2 (øverst i ravina) er ca. 218 m<sup>2</sup>. Gr.nr. = gruppenummer, Gr.trenr. = gruppetrenummer, Avst. = avstand til "sentrum" av gruppa, Retn. = retning til "sentrum, osa. = omkrets ved stubbeavskjær, dsa. = diameter ved stubbeavskjær, dbh. = diameter ved brysthøgde (1,3 m over bakken). Nyssönen (1955): dbh = 0,75 dsa - 0,5.

Nr.	Gr.nr.	Gr.trenr.	Avst.	Retn.	Osa.	Dsa.	Dbh.	Alder
1	1	1	0	-	144	46	34	193
2	1	2	1,2	170	78	25	18	235
3	1	3	3,8	120	105	33	25	161
4	1	4	3,7	140	61	19	14	112
5	1	5	3,4	320	118	38	28	155
6	1	6	4,2	370	60	19	14	122
7	1	7	6,2	45	134	43	31	172
8	1	8	7,3	60	47	15	11	166
9	1	9	7,6	70	116	37	27	224
10	1	10	5,9	80	111	35	26	175
11	2	1	0	-	132	42	31	84
12	2	2	3,2	380	102	32	24	81
13	2	3	5,5	10	87	28	20	80
14	2	4	7,9	50	207	66	49	166
15	2	5	2,4	130	66	21	15	79
16	2	6	6,7	100	180	57	42	152
17	2	7	8,9	120	193	61	46	159
18	2	8	6,9	200	148	47	35	109
19	2	9	4,6	210	140	45	33	79
20	2	10	4,3	230	101	32	24	93
21	2	11	5,2	270	109	35	26	79
22	2	12	3,6	300	98	31	23	78

**Vedlegg 3.** Registrerte lav og lavparasitter i delområdene i Åfjord og Namdalen (Åf = Åfjord, Fo = Foss, Ga = Gartland, Fl = Flenga). Lignum er lite omdannede organiske rester.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Åf	Fo	Ga	Fl	Substrat
<b>BUSK- OG BLADLAV</b>						
<i>Alectoria sarmentosa</i>	Gubbeskjegg	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Bryoria americana</i>	Trådskjegg	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Bryoria capillaris</i>	Bleikskjegg	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Bryoria fuscescens</i>	Mørkskjegg	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Bryoria glabra</i>	Glattskjegg		x	x		<i>Picea</i>
<i>Bryoria implexa</i>	Vrangskjegg	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Bryoria nadvornikiana</i>	Sprikeskjegg	x				<i>Picea</i>
<i>Cavernularia hultenii</i>	Groplav	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Cetraria chlorophylla</i>	Vanlig kruslav	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Cladina mitis</i>	Fjellreinlav	x			x	Bakken
<i>Cladina rangiferina</i>	Grå reinlav	x		x	x	Bakken
<i>Cladina stellaris</i>	Kvitkrull	x				Bakken
<i>Cladina stygia</i>	Svartfotreinlav	x				Bakken
<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav	x				Ved
<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav	x	x	x	x	Ved
<i>Cladonia cervicornis</i>	Etasjebeger	x				Berg
<i>Cladonia chlorophaea</i>	Pulverbrunbeger	x	x	x	x	<i>Picea</i> , ved
<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl	x	x	x	x	<i>Picea</i> , ved
<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger	x	x	x	x	Ved
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav	x		x		Bakken
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav	x		x		Bakken, stein
<i>Cladonia metacorallifera</i>	Skjellrødbeger	x				Stein
<i>Cladonia norvegica</i>	Bleiksyl			x		Ved
<i>Cladonia ochrochlora</i>	Stubbestav			x	x	Ved
<i>Cladonia polydactyla</i>	Kystrødbeger	x	x			Ved
<i>Cladonia squamosa</i>	Fnaslav	x				Ved
<i>Cladonia uncialis</i>	Piggjav	x				Bakken
<i>Collema fasciculare</i>	Puteglye	x				<i>Sorbus</i>
<i>Collema nigrescens</i>	Brun blæreglye	x				<i>Sorbus</i>
<i>Degelia plumbea</i>	Vanlig blåfiltlav	x				<i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Fuscopannaria ahlneri</i>	Granfiltlav		x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Fuscopannaria ignobilis</i>	Skorpefiltlav	x				<i>Populus</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Erioderma pedicellatum</i>	Trønderlav			x	x	<i>Picea</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	x	x	x	x	<i>Betula</i> , <i>Picea</i>
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Hypogymnia vittata</i>	Randkvistlav		x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Imshaugia aleurites</i>	Furustokklav	x				<i>Pinus</i>
<i>Leptogium saturninum</i>	Filthinnelav	x				<i>Populus</i>
<i>Lobaria amplissima</i>	Sølvnever	x				<i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Lobaria hallii</i>	Fossenever			x		<i>Alnus</i>
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Lungenever	x	x	x	x	<i>Alnus</i> , <i>Picea</i> , <i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Lobaria scrobiculata</i>	Skrubbenever	x	x	x	x	<i>Alnus</i> , <i>Picea</i> , <i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Melanelia exasperata</i>	Vortelav	x				<i>Populus</i> , <i>Salix</i>
<i>Melanelia exasperatula</i>	Klubbebrunlav	x	x			<i>Picea</i>
<i>Melanelia fuliginosa</i>	Stiftbrunlav	x		x	x	<i>Alnus</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge	x		x		Bakken, berg
<i>Nephroma bellum</i>	Glattvrenge	x	x	x	x	<i>Alnus</i> , <i>Picea</i> , <i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Nephroma laevigatum</i>	Kystvrenge	x		x	x	<i>Picea</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Nephroma parile</i>	Grynvrenge	x	x	x	x	<i>Picea</i> , <i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Nephroma resupinatum</i>	Lodnevrenge	x		x		<i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>
<i>Normandina pulchella</i>	Muslingjav	x				<i>Sorbus</i>
<i>Pannaria conoplea</i>	Grynfiltlav	x				<i>Sorbus</i>
<i>Pannaria pezizoides</i>	Skålfiltlav	x		x	x	<i>Alnus</i> , <i>Salix</i> , <i>Sorbus</i>

<i>Pannaria rubiginosa</i>	Kystfiltlav	x					<i>Populus, Sorbus</i>
<i>Parmelia omphalodes</i>	Brun fargelav	x					Berg
<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav	x	x	x	x		<i>Alnus, Sorbus, Picea</i> , berg
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	x	x	x	x		<i>Betula, Picea, Sorbus</i>
<i>Parmeliella parvula</i>	Dvergfiltlav	x	x	x	x		<i>Picea, Salix</i>
<i>Parmeliella triptophylla</i>	Stiftfiltlav	x	x	x			<i>Salix, Sorbus</i>
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	x	x	x	x		<i>Betula, Picea</i>
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	x	x				<i>Betula, Picea</i>
<i>Peltigera aphthosa</i>	Grønnever	x		x			Bakken
<i>Peltigera britannica</i>	Kystgrønnever	x					Berg
<i>Peltigera collina</i>	Kystårenever	x		x	x		<i>Picea, Salix, Sorbus</i>
<i>Peltigera hymenina</i>	Papirnever	x					Berg
<i>Peltigera leucophlebia</i>	Åregrønnever				x		Berg
<i>Peltigera malacea</i>	Mattnever				x		Berg
<i>Peltigera membranacea</i>	Hinnenever	x	x	x	x		Bakken
<i>Peltigera neopolydactyla</i>	Brei fingernever	x	x	x	x		Bakken
<i>Peltigera praetextata</i>	Skjellnever	x					<i>Salix</i> , berg
<i>Physcia aipolia</i>	Vanlig rosettlav	x					<i>Populus</i>
<i>Platismatia glauca</i>	Papirlav	x	x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Platismatia norvegica</i>	Skrukkelav	x	x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Elghornslav	x	x				<i>Picea, Pinus</i>
<i>Pseudocyphellaria crocata</i>	Gullprikklav	x	x	x	x		<i>Alnus, Picea, Salix, Sorbus</i>
<i>Ramalina farinacea</i>	Barkragg	x	x	x	x		<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Ramalina pollinaria</i>	Pulverragg	x					Berg
<i>Ramalina thrausta</i>	Trådragg	x	x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Sphaerophorus globosus</i>	Brun korallav	x	x	x	x		Berg, <i>Picea</i>
<i>Stereocaulon dactylophyllum</i>	Fingersaltlav	x					Berg
<i>Stereocaulon vesuvianum</i>	Skjoldsaltlav	x					Berg
<i>Sticta fuliginosa</i>	Rundporelav	x					<i>Picea, Salix, Sorbus</i>
<i>Usnea chaetophora</i>	Flokestry	x	x				<i>Picea</i>
<i>Usnea filipendula</i>	Hengestry	x	x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Usnea glabrescens</i>	Hårstry	x	x				<i>Picea, Sorbus</i>
<i>Usnea lapponica</i>	Pulverstry			x	x		<i>Picea</i>
<i>Usnea subfloridana</i>	Piggstry	x	x				<i>Picea, Sorbus</i>
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	x	x	x	x		<i>Betula, Picea</i>

#### KNAPPENÅLSLAV

<i>Calicium viride</i>	Grønn sotnål	x	x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Chaenotheca brachypoda</i>	Dverggullnål				x	x	Ved
<i>Chaenotheca brunneola</i>	Fausknål	x					Ved
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Gulgrynnål	x	x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	Gullnål	x	x	x	x		Lignum
<i>Chaenotheca gracillima</i>	Langnål				x	x	Ved
<i>Chaenotheca trichialis</i>	Skjellnål	x					<i>Picea</i>
<i>Chaenothecopsis pusiola</i>		x					<i>Picea</i>
<i>Chaenothecopsis vainioana</i>				x			<i>Picea</i>
<i>Phaeocalicium populneum</i>		x					<i>Populus</i>
<i>Sclerophora amabilis</i>	Praktdoggnål				x		Ved
<i>Sclerophora coniophaea</i>	Rustdoggnål				x	x	<i>Picea</i>
<i>Sclerophora peronella</i>	Kystdoggnål			x	x		Ved
<i>Stenocybe flexuosa</i>				x			<i>Picea</i>
<i>Stenocybe pullatula</i>		x					<i>Alnus</i>

#### SKORPELAV

<i>Arthonia leucopellaea</i>	Kattefotlav	x					<i>Picea</i>
<i>Arthonia muscigena</i>					x		<i>Picea</i>
<i>Arthonia radiata</i>		x			x		<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Arthonia vinosa</i>	Vinflekklav	x			x	x	<i>Picea</i>
<i>Arthopyrenia</i> sp.		x					<i>Sorbus</i>

<i>Arthothelium norvegicum</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Bacidia absistens</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Bacidia beckhausii</i>		x	x	x	x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Bacidia caesiovirens</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Bacidia circumspecta</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Bactrospora corticola</i>	Smuldrelav	x		x		<i>Picea</i>
<i>Baeomyces rufus</i>		x		x		Jord
<i>Biatora efflorescens</i>		x	x	x	x	<i>Salix, Sorbus</i>
<i>Biatora hypophaea</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Biatora rufidula</i>			x	x		<i>Picea</i>
<i>Biatora toensbergii</i>		x	x	x	x	<i>Sorbus, Vaccinium</i>
<i>Biatora vernalis</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Buellia disciformis</i>		x		x	x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Buellia griseovirens</i>		x		x	x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Byssoloma marginatum</i>			x	x		<i>Picea</i>
<i>Caloplaca cerina</i>		x				<i>Populus</i>
<i>Caloplaca ferruginea</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Caloplaca flavorubescens</i>		x				<i>Populus</i>
<i>Catinarina atropurpurea</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Catinarina neuschildii</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Cliostomum griffithii</i>		x	x			<i>Picea, Sorbus</i>
<i>Cliostomum leprosum</i>		x				<i>Picea</i>
<i>Cliostomum pallens</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Dimerella pineti</i>			x	x	x	Lignum
<i>Fellhanera subtilis</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Fuscidea arboricola</i>		x	x			<i>Betula, Picea</i>
<i>Fuscidea praeruptorum</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Fuscidea pusilla</i>		x	x	x	x	<i>Betula, Picea</i>
<i>Gyalecta friesii</i>	Eremittlav	x	x	x	x	Lignum
<i>Gyalideopsis piceicola</i>		x	x	x		<i>Picea</i>
<i>Haematomma ochroleucum</i>		x				Berg
<i>Hypocenyce friesii</i>		x				Ved
<i>Hypocenyce leucococca</i>		x	x	x	x	<i>Alnus, Picea</i>
<i>Hypocenyce scalaris</i>		x				Ved
<i>Icmadophila ericetorum</i>	Torvmosedreper	x	x	x		Lignum, ved
<i>Japewia subaurifera</i>		x	x	x	x	<i>Alnus, Picea</i>
<i>Japewia tornoensis</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Lauderlindsaya acroglypta</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Lecanactis abietina</i>	Gammelgranlav	x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Lecanora argentata</i>		x			x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Lecanora cateilea</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Lecanora chlarotera</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Lecanora circumborealis</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Lecanora expallens</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Lecanora farinaria</i>		x	x	x	x	<i>Alnus, Picea, Sorbus</i>
<i>Lecanora intumescens</i>		x			x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Lecanora septentrionalis</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Lecanora symmicta</i>			x	x	x	<i>Alnus, Salix, Sorbus</i>
<i>Lecidea betulicola</i>			x	x		<i>Picea</i>
<i>Lecidea leprarioides</i>		x				<i>Picea</i>
<i>Lecidea margaritella</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Lecidea praetermissa</i>			x			<i>Alnus</i>
<i>Lecidea pullata</i>			x	x	x	<i>Alnus, Picea</i>
<i>Lecidea roseotincta</i>		x			x	<i>Alnus</i>
<i>Lecidea sphaerella</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Lecidella elaeochroma</i>		x		x		<i>Alnus</i>
<i>Lepraria elobata</i>					x	<i>Picea</i>
<i>Lepraria incana</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Lepraria jackii</i>			x			<i>Picea</i>

<i>Lepraria umbricola</i>		x				Lignum
<i>Lichinodium ahlneri</i>		x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Lopadium disciforme</i>		x	x	x	x	<i>Alnus, Juniperus, Picea</i>
<i>Loxospora elatina</i>		x	x	x	x	<i>Juniperus, Picea</i>
<i>Megalaria grossa</i>		x				<i>Populus</i>
<i>Megalaria pulverea</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Micarea cinerea</i>		x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Micarea denigrata</i>			x			Ved
<i>Micarea globulosella</i>					x	<i>Picea</i>
<i>Micarea misella</i>		x				Ved
<i>Micarea myriocarpa</i>		x				Lignum
<i>Micarea peliocarpa</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Micarea prasina</i>		x	x	x	x	<i>Picea, ved</i>
<i>Mycoblastus affinis</i>		x	x	x	x	<i>Betula, Picea</i>
<i>Mycoblastus caesius</i>		x				<i>Betula, Sorbus</i>
<i>Mycoblastus fucatus</i>				x	x	<i>Picea</i>
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Blodlav	x	x	x	x	<i>Betula, Picea</i>
<i>Ochrolechia androgyna</i> agg.	Grynkorkje	x	x	x	x	<i>Betula, Picea, Sorbus</i>
<i>Ochrolechia frigida</i>	Fjellkorkje			x		<i>Picea</i>
<i>Ochrolechia gowardii</i>				x		<i>Picea</i>
<i>Ochrolechia cf. juvenalis</i>		x	x	x	x	<i>Picea</i>
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		x	x	x	x	<i>Picea, Pinus</i>
<i>Ochrolechia szatalaensis</i>		x		x	x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Omphalina alpina</i>		x				Berg
<i>Opegrapha gyrocarpa</i>		x				Berg
<i>Opegrapha multipuncta</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Pertusaria amara</i>	Bitterlav	x	x	x	x	<i>Picea, Sorbus</i>
<i>Pertusaria borealis</i>		x	x	x	x	<i>Alnus, Picea, Sorbus</i>
<i>Pertusaria carneopallida</i>		x		x	x	<i>Alnus</i>
<i>Pertusaria coccodes</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Pertusaria coronata</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Pertusaria leioplaca</i>		x		x	x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Pertusaria ophthalmiza</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Phlyctis argena</i>		x			x	<i>Alnus, Sorbus</i>
<i>Placynthiella icmalea</i>		x				Lignum
<i>Porpidia</i> sp.		x				Stein
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>			x			<i>Picea</i>
<i>Rinodina cinereovirens</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Rinodina degeliana</i>		x	x			<i>Alnus, Picea</i>
<i>Rinodina disjuncta</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Rinodina efflorescens</i>		x				<i>Sorbus</i>
<i>Rinodina septentrionalis</i>		x	x			<i>Picea</i>
<i>Ropalospora viridis</i>		x				<i>Betula, Sorbus</i>
<i>Schaereria corticola</i>					x	<i>Alnus</i>
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>		x	x			<i>Picea, Populus</i>
<i>Scoliciosporum</i> sp.				x		<i>Picea</i>
<i>Szczawinskia</i> sp.			x	x		<i>Picea</i>
<i>Thelocarpon epibolum</i>		x				Lignum
<i>Trapelia corticola</i>		x			x	Lignum
<i>Trapelia cf. involuta</i>					x	Lignum
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>		x			x	Ved
<i>Trapeliopsis granulosa</i>		x			x	Lignum
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>		x				Lignum
LAVPARASITTER OG ANDRE						
MIKROSOPPER						
<i>Abrothallus parmeliarum</i>			x			<i>Platismatia glauca</i>
<i>Abrothallus welwitschii</i>			x	x	x	<i>Nephroma parile</i>

<i>Arthonia japewiae</i>		x		<i>Japewia subaurifera</i>
<i>Arthonia</i> sp.		x		<i>Mycoblastus</i>
<i>Biatoropsis usnearum</i>	x	x		<i>Usnea</i>
<i>Chalara lobariae</i>		x		<i>Lobaria pulmonaria</i>
<i>Chionosphaera</i> sp.		x	x	<i>Lopadium</i>
<i>Corticifraga nephromae</i>			x	<i>Nephroma bellum</i>
<i>Cystobasidium hypogymniicola</i>		x		<i>Hypogymnia physodes</i>
<i>Dactylospora microspora</i>	x			<i>Megalaria pulverea</i>
<i>Dactylospora</i> sp. 1	x	x	x	<i>Mycoblastus</i>
<i>Dactylospora</i> sp. 2		x	x	<i>Micarea</i> etc.
<i>Dactylospora</i> sp. 3		x		Ved
<i>Lachnellula</i> sp.		x		<i>Picea</i>
<i>Nesolechia oxyspora</i>		x		<i>Parmelia sulcata</i>
<i>Opegrapha anomea</i>		x		<i>Pertusaria amara</i>
<i>Opegrapha</i> sp.		x		<i>Mycoblastus</i>
<i>Paranectria affinis</i>		x		<i>Parmeliella parvula</i>
<i>Phacopsis huuskonenii</i>		x		<i>Bryoria</i>
<i>Plectocarpon lichenum</i>	x			<i>Lobaria pulmonaria</i>
<i>Plectocarpon scrobiculatae</i>		x	x	<i>Lobaria scrobiculata</i>
<i>Polydesmia</i> sp.		x		<i>Lobaria pulmonaria</i>
<i>Sarea difformis</i>		x		<i>Picea</i>
<i>Scutula lobariicola</i>		x		<i>Lobaria scrobiculata</i>
<i>Skyttea</i> cf. <i>buelliae</i>		x		<i>Ochrolechia</i>
<i>Tremella coppinsii</i>		x		<i>Platismatia glauca</i>
<i>Tremella</i> sp.		x		<i>Hypogymnia tubulosa</i>
<i>Triblidiopsis pinastri</i>		x		<i>Picea</i>
<i>Tryblidaria</i> sp.		x		<i>Ochrolechia</i>
ubestemt med lirelliforme apothecier		x		<i>Pertusaria</i>



**Vedlegg 4.** Oversikt over lav og mosearter registrert gjennom linjetaksering på rogn i Åfjord i de tre delområdene Fjøsdaalen, Kringlathølen og Skjerava. Frekvens som prosent av analyserte trær samt gjennomsnittlig dekning for hver art er angitt (\* angir at arten har redusert vitalitet, for bark angir det skade ved elgbeite).

	Fjøsda 95 % trær N = 22	Fjøsda 95 % dekn N = 22	Fjøsda 97 % trær N = 21	Fjøsda 97 % dekn N = 21	Skjer 97 % trær N = 6	Skjer 97 % dekn N = 6	Kring 97 % trær N = 20	Kring 97 % dekn N = 20
Bark		16,05		20,14		14,33		10,45
Bark*		13,45		14,89		21,17		18,08
<b>LAV</b>								
<i>Alectoria sarmentosa</i>	5	0,0005	14	0,001	0	0	0	0
<i>Arthonia radiata</i>	5	0,03	10	0,02	17	0,06	0	0
<i>Arthothelium norvegicum</i>	27	0,42	67	0,44	33	0,83	25	0,17
<i>Bacidia absistens</i>	14	0,15	57	0,39	33	0,12	45	0,19
<i>Bacidia beckhausii</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Bacidia caesiiovirens</i>	77	2,41	90	2,64	83	1,61	85	3,08
<i>Bacidia circumspecta</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,05
<i>Biatora cf. albohyalina</i>	0	0	0	0	17	0,17	0	0
<i>Biatora efflorescens</i>	59	0,72	67	0,48	50	1,06	55	0,7
<i>Biatora toensbergii</i>	50	0,36	71	0,5	17	0,06	25	0,2
<i>Bryoria americana</i>	0	0	5	0,03	0	0	0	0
<i>Bryoria capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,02
<i>Buellia disciformis</i>	5	0,02	10	0,03	17	0,17	5	0,02
<i>Buellia griseovirens</i>	18	0,11	29	0,18	50	0,5	30	0,05
<i>Caloplaca ferruginea</i>	5	0,08	5	0,0005	0	0	5	0,0005
<i>Catinaria neuschildii</i>	0	0	0	0	17	0,17	0	0
<i>Cavernularia hulthenii</i>	5	0,02	10	0,02	17	0,06	10	0,001
<i>Cladonia chlorophaea</i>	0	0	0	0	17	0,06	0	0
<i>Cladonia coniocraea</i>	5	0,05	5	0,02	0	0	0	0
<i>Cladonia fimbriata</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Cladonia spp.</i>	9	0,05	19	0,05	50	0,12	60	0,5
<i>Cliostomum griffithii</i>	0	0	5	0,02	33	0,17	0	0
<i>Cliostomum pallens</i>	5	0,0005	0	0	0	0	0	0
<i>Collema fasciculare</i>	0	0	0	0	0	0	15	0,04
<i>Degelia plumbea</i>	45	2,08	48	1,7	0	0	50	0,66
<i>Degelia plumbea*</i>	0	0	10	0,48	0	0	10	0,25
<i>Dimerella pineti</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,03
<i>Fuscidea arboricola</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Fuscidea pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	10	0,035
<i>Hypogymnia physodes</i>	5	0,0005	19	0,002	0	0	15	0,05
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Lauderlindsaya acroglypta</i>	0	0	5	0,02	0	0	0	0
<i>Lecanora cf. argentata</i>	36	0,75	52	0,83	67	0,95	55	0,47
<i>Lecanora expallens</i>	0	0	5	0,02	0	0	5	0,0005
<i>Lecanora farinaria</i>	5	0,03	5	0,02	17	0,06	30	0,09
<i>Lecanora intumescens</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,03
<i>Lecanora spp.*</i>	0	0	5	0,05	0	0	0	0
<i>Lecidella elaeochroma</i>	32	0,21	38	0,21	67	0,45	40	0,45
<i>Lepraria spp.</i>	59	1,73	76	1,08	83	3,07	100	2,34
<i>Lobaria amplissima</i>	0	0	0	0	0	0	40	0,19
<i>Lobaria pulmonaria</i>	45	2,16	38	0,38	50	0,39	80	5,22
<i>Lobaria pulmonaria*</i>	18	0,5	38	0,97	0	0	70	2,65
<i>Lobaria scrobiculata</i>	32	0,57	33	0,34	67	1,18	55	0,16
<i>Lobaria scrobiculata*</i>	5	0,02	33	0,22	50	0,39	15	0,27
<i>Lopadium disciforme</i>	41	0,23	67	0,29	50	0,73	50	0,5
<i>Loxospora elatina</i>	18	0,29	14	0,13	0	0	25	0,12
<i>Megalalaria pulverea</i>	95	5,01	100	5,34	100	4,49	90	1,78

<i>Melanelia fuliginosa</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Micarea cinerea</i>	9	0,03	5	0,0005	33	0,06	15	0,12
<i>Micarea peliocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,03
<i>Micarea prasina</i>	23	0,26	52	0,41	67	0,17	60	0,37
<i>Mycoblastus affinis</i>	5	0,09	19	0,22	50	0,39	15	0,05
<i>Mycoblastus caesius</i>	0	0	5	0,0005	17	0,83	20	0,08
<i>Mycoblastus fucatus</i>	5	0,03	5	0,02	17	0,11	0	0
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	9	0,12	10	0,001	17	0,23	15	0,03
<i>Nephroma bellum</i>	9	0,77	24	0,49	50	0,84	25	0,22
<i>Nephroma bellum*</i>	5	0,06	5	0,16	17	0,17	5	0,07
<i>Nephroma parile</i>	23	0,6	33	0,62	50	0,62	50	1,02
<i>Nephroma parile*</i>	0	0	5	0,05	17	0,28	10	0,14
<i>Nephroma laevigatum</i>	50	3,36	62	3,3	50	0,4	85	1,52
<i>Nephroma laevigatum*</i>	18	0,39	38	1,22	17	0,17	45	0,75
<i>Nephroma resupinatum</i>	0	0	5	0,02	0	0	15	0,15
<i>Nephroma sp.</i>	5	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Nephroma sp.*</i>	5	0,05	0	0	17	0,11	0	0
<i>Normandina pulchella</i>	0	0	0	0	0	0	65	1,94
<i>Ochrolechia androgyna</i>	55	1,04	76	1,46	83	2,22	75	2,57
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	0	0	5	0,05	17	0,06	0	0
<i>Ochrolechia cf. pallescens</i>	0	0	10	0,03	33	0,5	0	0
<i>Ochrolechia szatalaensis</i>	64	1,73	71	1,35	83	1,13	75	2,3
<i>Pannaria conoplea</i>	0	0	0	0	17	0,002	40	0,19
<i>Pannaria ignobilis</i>	5	0,06	10	0,06	33	0,61	15	0,28
<i>Pannaria pezizoides</i>	23	0,45	24	0,21	67	1,28	15	0,18
<i>Pannaria rubiginosa</i>	14	0,24	57	0,24	33	0,003	80	0,61
<i>Pannaria rubiginosa*</i>	5	0,05	0	0	0	0	25	0,23
<i>Pannaria sp.</i>	0	0	5	0,0005	0	0	0	0
<i>Parmelia saxatilis</i>	55	1	76	1,5	33	0,06	80	1,22
<i>Parmelia saxatilis*</i>	9	0,29	24	0,41	0	0	15	0,1
<i>Parmelia sulcata</i>	23	0,16	14	0,05	33	0,06	5	0,29
<i>Parmelia sulcata*</i>	9	0,12	10	0,11	0	0	0	0
<i>Parmeliella triptophylla</i>	45	4,12	62	4,13	67	2,17	90	4,37
<i>Peltigera collina</i>	0	0	0	0	50	1,28	70	0,76
<i>Peltigera collina*</i>	0	0	0	0	0	0	10	0,12
<i>Peltigera membranacea</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Peltigera neopolydactyla</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Pertusaria amara coll.</i>	64	3,22	95	3,48	100	5,17	100	5,82
<i>Pertusaria amara coll. *</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,03
<i>Pertusaria coronata</i>	0	0	0	0	17	0,17	5	0,0005
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,13
<i>Pertusaria leioplaca</i>	23	0,33	33	0,05	17	0,17	15	0,1
<i>Pertusaria ophthalmiza</i>	32	0,5	14	0,3	0	0	35	0,4
<i>Phlyctis argena</i>	77	3,36	95	4,73	100	3,28	95	4,54
<i>Platismatia glauca</i>	18	0,26	43	0,13	0	0	30	0,34
<i>Platismatia norvegica</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Pseudocyphellaria crocata</i>	27	0,97	24	0,4	33	0,17	55	0,11
<i>Pseudocyphellaria crocata*</i>	5	0,03	0	0	17	0,22	25	0,24
<i>Ramalina farinacea</i>	14	0,03	29	0,02	0	0	25	0,003
<i>Rinodina disjuncta</i>	5	0,03	0	0	17	0,28	0	0
<i>Rinodina efflorescens</i>	5	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Rinodina sp.</i>	0	0	0	0	17	0,06	0	0
<i>Ropalospora viridis</i>	23	0,14	38	0,14	33	0,23	40	0,14
<i>Sphaerophorus globosus</i>	0	0	10	0,001	0	0	10	0,001
<i>Sticta fuliginosa</i>	5	0,0005	0	0	0	0	20	0,95
<i>Usnea filipendula</i>	5	0,02	5	0,0005	0	0	0	0
<i>Usnea spp.</i>	0	0	14	0,02	17	0,002	15	0,05
ubestemt skorpelav	77	4,65	81	2,31	100	3,11	90	2,77
ubestemt sorediøs skorpelav	0	0	0	0	0	0	5	0,02

## MOSER

<i>Amblystegium cf. serpens</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,17
<i>Barbilophozia attenuata</i>	14	0,29	14	0,03	0	0	0	0
<i>Barbilophozia cf. barbata</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,02
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	5	0,02	5	0,05	0	0	0	0
<i>Brachythecium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	9	0,15	10	0,13	0	0	5	0,03
<i>Chiloscyphus profundus</i>	0	0	5	0,02	0	0	5	0,02
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	5	0,15	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranum fuscescens</i>	5	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranum majus</i>	5	0,03	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranum scoparium</i>	50	0,34	43	0,23	33	0,28	55	0,16
<i>Frullania dilatata</i>	95	15,3	100	13,4	100	13,39	100	10,8
<i>Frullania dilatata*</i>	5	0,05	38	0,63	33	0,62	55	1,52
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	27	0,65	0	0	0	0	0	0
<i>Hylocomium splendens</i>	32	1,6	19	0,9	33	0,73	35	1,42
<i>Hylocomium splendens*</i>	5	0,15	5	0,05	0	0	0	0
<i>Hypnum cupressiforme coll.</i>	73	4,59	71	3,05	83	3,88	85	4,6
<i>Hypnum cupressiforme coll.*</i>	0	0	19	0,54	0	0	15	0,14
<i>Isothecium myosuroides</i>	5	0,58	5	0,49	0	0	10	0,49
<i>Lophozia longidens</i>	5	0,21	14	0,06	0	0	0	0
<i>Lophozia obtusa</i>	9	0,12	5	0,0005	17	0,06	15	0,05
<i>Lophozia silvicola</i>	0	0	5	0,02	0	0	5	0,03
<i>Lophozia ventricosa</i>	5	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Mnium hornum</i>	14	0,32	14	0,2	0	0	5	0,0005
<i>Mylia taylorii</i>	5	0,03	0	0	0	0	0	0
<i>Plagiochila asplenoides</i>	5	0,03	0	0	0	0	0	0
<i>Plagiochila asplenoides*</i>	0	0	5	0,03	0	0	0	0
<i>Plagiochila porelloides</i>	0	0	5	0,1	0	0	0	0
<i>Plagiothecium undulatum</i>	9	0,05	10	0,06	0	0	5	0,02
<i>Plagiothecium undulatum *</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,07
<i>Pleurozium schreberi</i>	23	0,24	5	0,0005	67	0,78	65	1
<i>Pleurozium schreberi *</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,02
<i>Pterigynandrum filiforme</i>	5	0,14	10	0,3	0	0	40	1,07
<i>Pterigynandrum filiforme*</i>	0	0	5	0,03	0	0	5	0,05
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	0	0	33	0,14	17	0,11	20	0,12
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	0	0	5	0,02	0	0	5	0,07
<i>Radula complanata</i>	55	1,45	81	2,13	83	1,11	100	2,66
<i>Radula complanata*</i>	0	0	5	0,1	0	0	15	0,15
<i>Rhizomnium punctatum</i>	5	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	82	3,26	76	2,56	83	4,61	75	3,02
<i>Rhytidiadelphus loreus*</i>	9	0,29	19	0,43	0	0	0	0
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,0005
<i>Ulota crispa coll.</i>	82	1,36	86	1,39	100	2,56	75	0,46
<i>Ulota crispa coll.*</i>	0	0	14	0,05	0	0	0	0
død mose	0	0	14	0,35	33	0,28	0	0
ikke-likenisert ascomycet	0	0	10	0,03	0	0	0	0
rosa barksopp	9	1,53	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylospora sp.</i>	0	0	0	0	0	0	5	0,03
Total dekning		109		107,1		107,23		112,5

**Vedlegg 5.** Frekvens gitt som prosent av antall greiner en art ble registrert på for de ulike artene i krone-sjiktstudien i delområdet Foss, Overhalla. Fordeling på de tre ulike nivåene (3, 7 og 12 m) samt de to gruppehogstene er angitt.

	Ant.greiner N = 36	Greiner 3 N = 12	Greiner 7 N = 12	Greiner 12 N = 12	Gruppe 1 N = 18	Gruppe 2 N = 18
LAV						
<i>Alectoria sarmentosa</i>	72	75	83	58	94	50
<i>Biatora efflorescens</i>	89	100	92	75	89	89
<i>Biatora rufidula</i>	94	83	100	100	94	94
<i>Biatora toensbergii</i>	6	17	0	0	0	11
<i>Bryoria americana</i>	14	8	25	8	22	6
<i>Bryoria capillaris</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Bryoria fuscescens</i>	6	8	0	8	0	11
<i>Bryoria cf. glabra</i>	3	0	0	8	0	6
<i>Bryoria implexa</i>	86	83	92	83	89	83
<i>Buellia griseovirens</i>	11	0	17	17	6	17
<i>Byssoloma marginatum</i>	22	42	17	8	22	22
<i>Catinaria atropurpurea</i>	19	17	33	8	22	17
<i>Cavernularia hulthenii</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Cetraria chlorophylla</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Cladonia sp.</i>	3	8	0	0	0	6
<i>Cliostomum griffithii</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Fellhanera subtilis</i>	6	0	0	17	11	0
<i>Fuscidea arboricola</i>	6	0	8	8	6	6
<i>Fuscidea praeruptorum</i>	33	25	33	42	28	39
<i>Fuscidea pusilla</i>	97	92	100	100	100	94
<i>Fuscopannaria ahlneri</i>	6	17	0	0	11	0
<i>Gyalideopsis piceicola</i>	56	42	50	75	56	56
<i>Hypocenomyce leucococca</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Hypogymnia physodes</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	72	42	83	92	72	72
<i>Hypogymnia vittata</i>	53	67	58	33	67	39
<i>Japewia subaurifera</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Japewia tornuensis</i>	31	25	42	25	28	33
<i>Lecanora expallens</i>	6	0	0	17	6	6
<i>Lecanora farinaria</i>	58	50	50	75	50	67
<i>Lecanora symmicta</i>	6	0	0	17	0	11
<i>Lecidea betulicola</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Lecidea pullata</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Lepraria spp. *</i>	64	83	67	42	61	67
<i>Lichinodium ahlneri</i>	81	75	100	67	83	78
<i>Lobaria pulmonaria</i>	8	25	0	0	11	6
<i>Lobaria scrobiculata</i>	50	50	75	25	56	44
<i>Lopadium disciforme</i>	97	100	100	92	100	94
<i>Loxospora elatina</i>	72	92	75	50	89	56
<i>Melanelia exasperatula</i>	25	0	25	50	33	17
<i>Micarea cinerea</i>	81	92	92	58	78	83
<i>Micarea denigrata</i>	39	17	42	58	39	39
<i>Micarea prasina</i>	97	100	100	92	94	100
<i>Micarea sp.</i>	3	8	0	0	6	0
<i>Mycoblastus affinis</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Mycoblastus fucatus</i>	17	25	8	17	17	17
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	56	92	58	17	61	50
<i>Nephroma parile</i>	8	17	0	8	6	11
<i>Ochrolechia androgyna</i>	97	100	100	92	100	94
<i>Ochrolechia frigida</i>	3	8	0	0	0	6
<i>Ochrolechia gowardii</i>	33	33	25	42	39	28

<i>Ochrolechia juvenalis</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	72	75	67	75	78	67
<i>Parmelia saxatilis</i>	72	100	67	50	67	78
<i>Parmelia sulcata</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Parmeliella parvula</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	8	8	8	8	11	6
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Pertusaria amara</i>	36	67	42	0	56	17
<i>Pertusaria borealis</i>	81	92	83	67	61	100
<i>Platismatia glauca</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Platismatia norvegica</i>	81	100	67	75	89	72
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	17	0	25	25	22	11
<i>Pseudocyphellaria crocata</i>	11	33	0	0	11	11
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	25	25	25	25	28	22
<i>Ramalina thrausta</i>	28	58	17	8	22	33
<i>Rinodina degeliana</i>	25	33	42	0	33	17
<i>Rinodina septentrionalis</i>	50	8	58	83	56	44
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>	3	0	0	8	0	6
<i>Scoliciosporum</i> sp.	39	8	42	67	56	22
<i>Szczawinskia</i> sp.	39	58	50	8	50	28
<i>Usnea chaetophora</i>	14	8	17	17	22	6
<i>Usnea filipendula</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Usnea glabrescens</i>	14	8	8	25	6	22
<i>Usnea lapponica</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Usnea subfloridana</i>	14	17	17	8	6	22
<i>Vulpicida pinastri</i>	3	0	0	8	6	0
ukjent cyanolav	33	33	33	33	33	33
MOSER						
<i>Dicranum montanum</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Dicranum scoparium</i>	14	25	0	17	17	11
<i>Lophozia ciliata</i>	25	50	25	0	33	17
<i>Pleurozium schreberi</i>	6	0	17	0	6	6
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	19	33	17	8	11	28
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	3	0	8	0	0	6
<i>Ulota</i> sp.	64	50	75	67	72	56

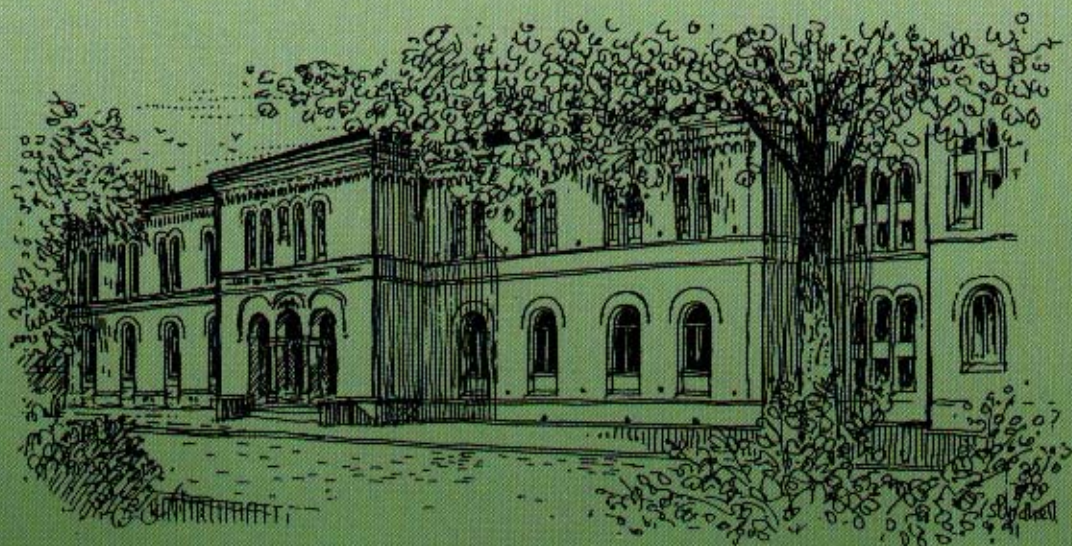
**Vedlegg 6.** Moser, lav og sopp registrert i fastmerka ruter på død ved i delområdene Fjøsdaalen (Fjøs.), Kringlathølen (Kri.), Skjerva (Skj.), Foss, Gartlandsdalen flate C (Gart C) og flate F (Gart F) i perioden 1995-98. Forekomsten i hvert delområde er vist med et kryss (x). Eventuell forekomst av skadde individ er markert med asterisk (\*). For moseartene er også angitt forekomst av grokorn (g), sporekapsler (k), periant (p).

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Delområder Åfjord			Delområder Namdal			Ant. delområder
		Fjøs.	Kri.	Skj.	Foss	Gart C	Gart F	
<b>Hepaticae</b>	<b>levermoser</b>							
<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	pusledraugmose	x*, g, k, p	x, g	x, g	x, g, k, p	x, g, k, p	x*, g, p	6
<i>Anastrophyllum michauxii</i>	råtedraugmose	x, g, k, p	x*, g, k, p	x*, g, k, p				3
<i>Aneura pinguis</i>	fettmose				x			1
<i>Barbilophozia attenuata</i>	piskskjeggmose	x		x, g				2
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	gåsefotskjeggmose		x*			x	x*	3
<i>Bazzania trilobata</i>	storstylte	x						1
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	piggtrådmose	x	x, p	x	x, p	x	x	6
<i>Calypogeia integristipula</i>	skogflak	x, g	x, g					2
<i>Calypogeia muelleriana</i>	sumpflak	x	x			x		3
<i>Calypogeia</i> sp.	juvenil flakmose						x	1
<i>Calypogeia suecica</i>	råteflak	x*, g	x		x	x, g		4
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	broddglefsemose	x*, p			x	x, p	x	4
<i>Cephalozia catenulata</i>	stubbglefsemose	x, p	x					2
<i>Cephalozia leucantha</i>	blyggglefsemose	x					x	2
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	myrglefsemose	x	x	x	x	x, g, p	x	6
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	totannblonde	x				x		2
<i>Chiloscyphus profundus</i>	stubbleblonde	x	x	x	x	x, g	x	6
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	bergfoldmose	x						1
Hepaticae sp.	juvenil levermose	x						1
<i>Lepidozia reptans</i>	skogkrekmose	x	x	x	x	x		5
<i>Lophozia ascendens</i>	råteflik				x, g, p	x, g	x*, g	3
<i>Lophozia ciliata</i>	-	x*, g, p, k	x*, p	x*, p	x*, g, k, p	x, g, k, p	x*, g	6
<i>Lophozia longidens</i>	hornflik	x, g			x, g	x, g, k, p	x, g	4
<i>Lophozia longiflora</i>	fauskflik			x, k, p	x*, p	x, g, p	x*, g, p	4
<i>Lophozia obtusa</i>	buttflik				x	x		2
<i>Lophozia silvicola</i>	skogflik	x, g	x, g	x, g	x, g, k, p	x, g, k, p	x*, g	6
<i>Mylia taylorii</i>	raudmuslingmose	x, k, p	x	x	x			4
<i>Nowellia curvifolia</i>	larvemose	x*	x	x*				3
<i>Plagiochila asplenioides</i>	prakthinnemose	x			x	x		3
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	barkfrynse	x*, p	x*, p	x, p	x*, p	x, p	x*, p	6
<i>Riccardia latifrons</i>	sveltsaftmose	x	x					2

<i>Scapania</i> sp.	juvenil tvebladmose	x							1
<i>Scapania umbrosa</i>	sagtvebladmose	x, g, p	x, g, k, p	x, g	x	x, g	x*, g, p		6
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	storphoggtann					x			1
<b>Bryopsida</b>	<b>tannmoser</b>								
<i>Brachythecium starkei</i>	strølundmose	x			x	x	x, k		4
Bryopsida sp.	juvenil tannmose	x							1
<i>Calliergon cordifolium</i>	pjustkjønnmose				x				1
<i>Calliergonella cuspidata</i>	sumpbroddmose				x				1
<i>Campylium stellatum</i>	myrstjernemose				x				1
<i>Dicranum fuscescens</i>	bergsigd						x		1
<i>Dicranum majus</i>	blanksigd	x			x	x	x, k		4
<i>Dicranum scoparium</i>	ribbesigd	x*, k	x, k	x	x, k	x, k	x*		6
<i>Dicranum</i> sp(p).	juvenil sigdmose	x		x					2
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	skyggehusmose	x, k			x, k	x	x		4
<i>Hylocomium splendens</i>	etasjemose	x	x	x	x	x	x*		6
<i>Hypnum cupressiforme</i>	matteflette		x, k						1
<i>Mnium hornum</i>	kystornemose	x		x					2
<i>Plagiomnium undulatum</i>	krusfagermose						x		1
<i>Plagiothecium laetum</i>	glansjammemose	x, k	x		x, k	x, k	x, k		5
<i>Plagiothecium undulatum</i>	kystjammemose	x, k	x	x	x		x		5
<i>Pleurozium schreberi</i>	furumose	x	x	x	x	x	x*		6
<i>Polytrichastrum formosum</i>	kystbinnemose					x, k			1
<i>Polytrichum commune</i>	storbjørnemose						x		1
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	fjørmose	x	x	x	x*, k	x*, k	x*, k		6
<i>Rhizomnium magnifolium</i>	storrundmose	x			x	x	x		4
<i>Rhizomnium punctatum</i>	bekkerundmose				x				1
<i>Rhizomnium</i> sp.	juvenil rundmose				x				1
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	kystkransmose	x*	x, k	x	x, k	x	x		6
<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	fjøkransmose	x			x	x	x		4
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	storkransmose					x	x		2
<i>Sanionia uncinata</i>	klobleikmose	x	x, k		x, k	x, k	x, k		5
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	grantorvmose	x			x	x			3
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	lyngtorvmose	x							1
<i>Sphagnum squarrosum</i>	spriketorvmose	x				x			2
<i>Tetraphis pellucida</i>	firtannmose	x, g	x, g, k			x, g	x, g		4

<b>Lichenes</b>	<b>lav</b>							
<i>Alectoria sarmentosa</i>	gubbeskjegg		x					1
<i>Arthonia leucopellaea</i>	-		x*					1
<i>Cavernularia hultenii</i>	groplav		x					1
<i>Cetraria chlorophylla</i>	kruslav		x					1
<i>Cladonia</i> spp.	begerlav-arter	x	x	x	x	x	x	6
<i>Hypogymnia physodes</i>	vanlig kvistlav	x	x*	x	x*	x	x*	6
Lichenes spp.	skorpelav-arter	x*	x*	x*	x*	x*	x*	6
<i>Parmelia saxatilis</i>	grå fargelav	x*	x*	x	x			4
<i>Parmelia sulcata</i>	bristlav	x						1
<i>Peltigera</i> spp.	årenever-arter		x		x	x		3
<i>Platismatia glauca</i>	vanlig papirlav	x*	x*	x*	x*	x*	x*	6
<i>Platismatia norvegica</i>	skrukkelav		x*	x				2
<i>Sphaerophorus globosus</i>	brun korallav		x	x	x	x	x	5
<i>Usnea</i> sp(p).	strylav-arter		x*		x		x	3
<b>Fungi</b>	<b>sopp</b>							
<i>Bisporella citrina</i>	gult dvergbege			x				1
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>	vedmusling				x			1
Polyporales sp.	poresopp-art				x			1
<i>Trichaptum abietinum</i>	fiolkjuka					x*		1
<b>Grønnalge-arter</b>			x					1





ISBN 82-7126-622-5  
ISSN 0802-2992