044 FAGRAPPORT

Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei

- effekter av skjøtelsesformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland

Per Arild Aarrestad
Vigdis Vandvik

NATURENS TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet
Fagrapport 107

NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport
NIKU Fagrapport
Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.
Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding
NIKU Oppdragsmelding
Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.
Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA-NIKU Project-Report
Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problem eller tema, etc.
Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter
Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.
Opplag: Varierer

Fakta-ark
Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).
Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei – effekter av skjøtselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. – NINA fagrapport 044: 1 - 60

Trondheim, Desember 2000

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-1174-2

Forvaltningsområde:
Naturovervåking - monitoring

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:
Ingrid Brandslet
Tegnekontoret, NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Digital kopi: Norservice

Opplag: 300

kopiert på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 16171

Ansvarlig signatur:
Bjørn Åge Tømmerås

Oppdragsgiver:
Direktoratet for naturforvaltning, DN

Referat

Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei – effekter av skjøtselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. – NINA fagrapport 044: 1 - 60

Et eksperimentelt prosjekt for å rehabilitere gammel, degenerert lynghei ved hjelp av tradisjonelle skjøtselsmetoder som brann og sauebeite er utført på Lurekalven i Lindås kommune i Hordaland. Prosjektet omfatter bl.a. studier av effekter av brann og beite på vegetasjonsstruktur, artsmangfold, artssammensetning og jordsmonn over en femårsperiode fra 1993 til 1997. Permanent oppmerkede analyseruter (1x1m) ble lagt ut i to adskilte områder med tilnærmet lik vegetasjon og analysert i 1993 før skjøtselstiltak. Begge områdene ble brent i 1994 og beite ble satt på i det ene området. Rutene ble så analysert for endringer i vegetasjon og jordsmonn hvert år fram til 1997. Ubrente kontrollruter ble lagt ut i 1995 i både beita og ubeita områder. Dataene er analysert med tanke på å beskrive vegetasjonsendringer over tid, og klarlegge årsaksforhold til eventuelle endringer, bl.a. ved bruk av indirekte og direkte gradientanalyser.

Den opprinnelige vegetasjonen bestod av tørr, røsslyngdominert hei uten påvirkning av brann og beite de siste 25 år, og gradienten i artssammensetningen før brann og påsetting av sauebeite skyldtes hovedsakelig variasjon i topografi, eksposisjon og jordsmonn.

Allerede tre måneder etter brann var gjenveksten godt i gang, hovedsakelig med de samme artene som før brann. Gammel lyng ble erstattet med et betraktelig lavere og friskere lyngsjikt, som etterhvert økte i dekning. Dekning av urter og bregner forble uendret etter brann, mens dekning av graminider økte betraktelig. Mosedekket ble til dels sterkt redusert ved brann, men regenererte raskt. Artsdiversiteten økte etter brann ved at få arter forsvant, mens flere nye arter etablerte seg. Vegetasjonen endret seg raskt i løpet av et par år fra et lyngdominert plantesamfunn til et mer engpreget samfunn dominert av graminider, med økt innslag av urter og moser som prefererer åpne habitater. Vegetasjonsutviklingen i de ubeita områdene går imidlertid over tid sakte tilbake mot tilstanden før brann. Brannintensiteten er den viktigste miljøfaktoren som påvirker vegetasjonsutviklingen etter brann. pH i øverste jordlag økte noe etter brann, men etter to år stabiliserer pH seg for deretter å avta mot utgangspunktet. Mengde ekstraherbart kalium avtok etter brann. Elles var endringer i jordsmonnsparametere svært små.

Sauebeite etter lyngbrann reduserer høyde og dekning på både lyngsjikt og feltsjikt. Artsmangfoldet av moser øker ved beite og det er en tendens til at variasjonen i artssammensetningen øker over tid. Artssammensetningen i pionerfasen etter brann påvirkes i mindre grad av beite, men etter fire vekstsesonger er beite den nest viktigste vegetasjonsforklarende miljøvariabelen etter brannintensitet. Sauetråkk eroderer jordsmonnet og medfører at mineraljord og humus blandes i det øverste jordlaget, noe som fører til en svak nedgang av glødetap og utbyttbare ioner, samt at pH fortsetter å øke i de øverste 5 cm av jordsmonnet. Avtakende humusinnhold kan også skyldes at mye av plantebiomassen tas ut ved beite og dermed reduseres strøtilgangen til bakken.

Hovedkonklusjonen er at lyngbrenning påvirker struktur, artsmangfold og artssammensetning mot en åpen og artsrik pionervegetasjon preget av mer gras og urter. Påsatt sauebeite etter brann forsterker til dels den samme effekten, samtidig som vegetasjonens fysiognomi og artssammensetning endres noe ved beite. Fire år etter brann er det fortsatt effektene av lyngbrenning som er mest iøynefallende, mens effektene av sauebeite vil trolig bli mer framtredene i påfølgende år. En kombinasjon av lyngbrenning og sauebeite anbefales derfor som skjøtselstiltak for å restaurere gjengrodde lyngheier med tanke på å gjenvinne dem som en dynamisk vegetasjonstype og for å bevare naturtypens biologiske mangfold. Beitepresset må imidlertid reguleres slik at jorderosjon unngås på sårbare, brente flater.

De beskrevne endringene i vegetasjon og jordsmonn representerer imidlertid kun pionerfasen i en gjengroing etter brann. For bedre å kunne vurdere brann og beite som et skjøtselsredskap i restaurering av tilgrodde lyngheier bør undersøkelsen derfor følges opp med videre studier av samspillet mellom vegetasjon, brann og beite. Et langsiktig studie på 10 til 20 år er trolig nødvendig for å kunne gi en fullverdig oversikt over de dynamiske endringene som skjer i skjøttede kystlyngheier.

I tillegg til effekter av ulike skjøtselsformer påvirkes kystlyngheiene også av luftforurensinger, særlig da av atmosfærisk nitrogenavsetning, noe som bl.a. medfører gjødslingseffekter på vegetasjon. Lurekalven ligger i et område der dagens bakgrunnsnivået for nitrogen ligger rett under tålegrensene for kystlynghei. Området vil således være velegnet som et studieområde for problemstillinger innen nitrogentålegrenser. Økt kunnskap om interaksjoner mellom brann, beite og nitrogenavsetning vil trolig kunne bidra til en bedre forvaltning av kystlyngheienes biologiske mangfold i Norge.

Emneord: Kystlynghei, brann, sauebeite, vegetasjonsdynamikk, reanalyser, jord, nitrogentålegrenser, DCA, CCA.

Per Arild Aarrestad; Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim.
Vigdis Vandvik; Botanisk institutt - Universitetet i Bergen, Allegt. 41, N-5007 Bergen.

e-post: per.a.aarrestad@ninatrd.ninaniku.no
vigdis.vandvik@bot.uib.no

Abstract

Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetation change in west-Norwegian coastal heathland – effects of the management methods fire and sheep grazing in rehabilitation of old heathland on Lurekalven in Hordaland. - NINA fagrapport 044: 1-60

The aim of the study was to assess the effectiveness of traditional management practices, fire and sheep grazing, to rehabilitate old, degenerated heathland vegetation on the island Lurekalven in Hordaland County, south-west Norway. The analysed areas had not been grazed or exposed to fire the last 25 years. We observed the effect of fire and sheep grazing on vegetation structure, plant species composition and richness, and soil chemistry between 1993 and 1997. Permanent plots (1x1 m) were layed out in 1993 in two neighbouring and visually identical areas in terms of the vegetation (one area subjected to grazing and one area not to grazing). The treatments, fire and fire plus grazing were applied in 1994. Control plots (no fire or grazing and no fire plus grazing) were layed out in 1995. Yearly analyses of species composition and sampling of soil from each plot were carried out from 1993.

The data has been analysed with indirect and direct gradient analyses techniques. Most variation in species composition in front of the experiments was due to topography, exposure and soil chemistry. Regeneration started immediately after fire with mainly the same species present as in front of fire. Old heather was replaced by a considerable lower and fresher heather layer, which subsequently increased in cover. Total cover of graminoids increased significantly. In contrast the cover of herbs and ferns remained unchanged. Initially, fire strongly reduced the bryophyte cover, but recovery was fast. Plant species richness was higher in burned plots than in the previous unburned plots as a result that few species disappeared and several new species were added. Plant species composition changed quickly during the first two years from a heather-dominated community into a meadow-type community with elements of herbs and mosses which occur in open habitats. However, there are signs that the vegetation in the un-grazed plots is developing towards a community similar to that of the pre-fire condition. Fire intensity had the most significant effect on vegetation composition and richness. Soil pH was higher immediately after fire, but after two years pH values stabilised and later declined to pre-fire values. The concentration of extractable K decreased after fire. Otherwise changes in soil chemistry due to fire were very small.

Sheep grazing in combination with fire reduced the height and the cover of both heather and herbaceous vegetation. The diversity of bryophytes increased and the general variation in species composition in the plant communities seemed to increase over time. Initially, species composition was only slightly affected by grazing, but after four years grazing in combination with fire explained most of the compositional changes. The soil surface showed signs of erosion due to sheep trampling with a mixture of the original mineral soil horizon and the humus layer. This mixture led to lower loss-on-ignition and exchangeable cation values and to higher pH in the upper soil. Lower loss-on-ignition values in the upper soil in the grazed areas may also be attributed to lower amounts of litter due to removal of plant biomass by grazing

The main conclusion of the study is that fire affects the vegetation structure, plant diversity and species composition of heathland towards a more open and species-rich plant community, with higher dominance of grasses and herbs. These effects were still conspicuous four years after burning. Grazing by sheep in to some degree strengthen the fire effect, although grazing alone caused some changes in the physiognomy and the composition of the vegetation. The effects of grazing will probably be more conspicuous in future. A combination of fire and sheep grazing is therefore recommended as a management practice to rehabilitate old, overgrown coastal heathlands. However, grazing pressure must be regulated to avoid soil erosion in newly burned areas.

The described changes in the vegetation and the soil are only representative of the pioneer phase after burning. To better evaluate fire and grazing as management practice to restore overgrown heathlands, the studies should continue further into the different cycling phases. A long-term monitoring system of 10 to 20 years is probably necessary to get an adequate overview of these changes.

In addition to be subject to different management practices, the coastal heathlands in south-west Norway are also affected by air pollution, especially atmospheric nitrogen depositions, which lead to enrichment effects on the vegetation. Lurekalven is situated in an area where the background nitrogen deposition is just below the critical loads of nitrogen for coastal heathland. The island will thus be suitable as a study area for approaches within critical loads of nitrogen. Increased knowledge about the interactions between fire, grazing and nitrogen deposition will probably contribute to better management of the biological diversity of coastal heathlands in Norway.

Key words: Coastal heathland, fire, sheep grazing, vegetation dynamics, re-analyses, soil, critical loads of nitrogen, DCA, CCA.

Per Arild Aarrestad; Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim.
Vigdis Vandvik; Botanical Institute - University of Bergen, Allegt. 41, N-5007 Bergen.

e-post: per.a.aarrestad@ninatrd.ninaniku.no
vigdis.vandvik@bot.uib.no

Forord

Kystlyngheiene på Lindås i Hordaland har i lengre tid stått sentralt i forskning og forvaltning av kulturlandskap ved Universitetet i Bergen og ved Hordaland fylkeskommune, noe som bl.a. har resultert i utbygging av et lyngheisenter som omfatter deler av øya Lygra og hele øya Lurekalven. Under denne prosessen ble det i 1993 satt i gang et forskningsprosjekt på Lurekalven for å studere prosessene i rehabilitering av gammel lynghei ved hjelp av lyngbrann og sauebeite. Prosjektet ble startet opp ved Botanisk institutt, Universitetet i Bergen (UiB) av professor Peter Emil Kaland og Per Arild Aarrestad, og videreført ved Norsk institutt for naturforskning (NINA). Foruten forfatterene av rapporten har også Sigrunn Dommarsnes, Vibeke Dahl og Kristine Ekelund utført vegetasjonsanalyser. Arne Frisvoll (NINA) og Bjørn Moe (UiB) har bidratt med mosebestemmelser. Overingeniør Bodil Willmann (NINA) har bidratt med databehandling og GIS bearbeiding. Figuren av lyngheisyklusen **(Figur 1)** er opprinnelig tegnet av Ed Hazebroek ("Institute for Forestry and Nature Research" IBN-DLO i Nederland) og modifisert av Beate Ingvartsen (UiB). Graciela Rusch (NINA) har bidratt med å forbedre teksten i "abstract". Prosjektet ble opprinnelig finansiert av Norges forskningsråd (Forskningsprogram om kulturlandskap) og Hordaland fylkeskommune. Sammenstilling av resultatene er bekostet av NINA og Direktoratet for Naturforvaltning (Naturens tålegrenseprogram), som også har betalt for jordsmonnsanalyser.

Det rettes en stor takk til grunneiere i området som har bidratt med hjelp under feltarbeidet og skjøttet lyngheiområdene i prosjektperioden, og til direktør Mons Kvamme ved Lyngheisenteret for et godt samarbeid. Peter Emil Kaland takkes for et verdifult engasjement i ledelsen av prosjektet.

Per Arild Aarrestad
Trondheim, oktober 2000

Innhold

Referat 3
Abstract 4
Forord 5
Innhold 5

1 Innledning 6
2 Undersøkelsesområdet 7
3 Materiale og metoder
3.1 Utlegging av forsøksfelter og analyser av vegetasjon 8
3.2 Skjøtselstiltak - brann og beite 8
3.3 Ubrente kontrollruter 9
3.4 Miljøparametere 9
3.5 Gjenanalyser 10
3.6 Jordsmonnsanalyser 10
3.7 Benyttede data og databearbeiding 11
3.8 Nomenklatur 11
4 Resultat
4.1 Strukturelle vegetasjonsendringer fra 1993 til 1997 11
4.1.1 Sjikthøyde 11
4.1.2 Sjiktdekning 13
4.2 Regenerering rett etter brann 15
4.3 Endringer i artsmangfold 15
4.4 Endringer i artssammensetning 22
4.4.1 Opprinnelig vegetasjon 22
4.4.2 Endringer fra 1993 til 1997 23
4.5 Relasjoner mellom vegetasjon og miljøvariabler 27
4.5.1 Vegetasjon og miljøforhold i 1993 28
4.5.2 Vegetasjon og miljøforhold i 1995 29
4.5.3 Vegetasjon og miljøforhold i 1997 29
4.6 Jordsmonnsendringer fra 1993 til 1997 34
4.6.1 Glødetap 34
4.6.2 pH 34
4.6.3 Total nitrogen 35
4.6.4 Ionebyttekapasitet og ekstraherbart kalium 35
5 Diskusjon
5.1 Opprinnelig vegetasjon 41
5.2 Effekter av brann på vegetasjon 41
5.3 Effekter av brann på jordsmonn 42
5.4 Effekter av sauebeite på vegetasjon 42
5.5 Relasjoner mellom sauebeite, jordsmonn og vegetasjon 43
5.6 Usikkerhet ved jordsmonnsdata og bruk av gjennomsnittsverdier 43
5.7 Brann og beite som skjøtselstiltak for bevaring av lyngheier 43
5.8 Effekter av nitrogennedfall på kystlynghei og mulighet for å teste nitrogentålegrenser 43
6 Konklusjoner 44
7 Litteratur 46
8 Vedlegg
Vedlegg 1: Artsnavn 49
Vedlegg 2. Foto 52
9 Naturens tålegrenser
Oversikt over tidligere utgitte rapporter 56

1 Innledning

Kystlyngheiene på Vestlandet er et resultat av generasjoners påvirkning på miljøet gjennom avskogning, brenning, vinterbeite og lyngslått (Gimingham 1972; Kaland 1979, 1986). Ved riktig bruk/skjøtsel vil røsslyngen og heienes plantesamfunn gjennomgå en syklisk utvikling fra pionerfase med frisk nyetablert lyng via byggefase til moden fase med tette, runde røsslyngmatter, og ved brann blir lyngheiene ført tilbake til pionerfasen. Hvis skjøtselen opphører går lyngheiene inn i en degenereringsfase med muligheter for invasjon av einer, bjørk og furu, og med tid utvikles gjerne furuskogsbestander (Skogen 1987; Kaland & Vandvik 1998). **Figur 1** er en forenklet utgave av en slik lyngheisyklus der brann i degenereringsfasen er benyttet som skjøtselsfaktor (tilsvarende lyngheisyklusen i analyseområdet ved start av prosjektet).

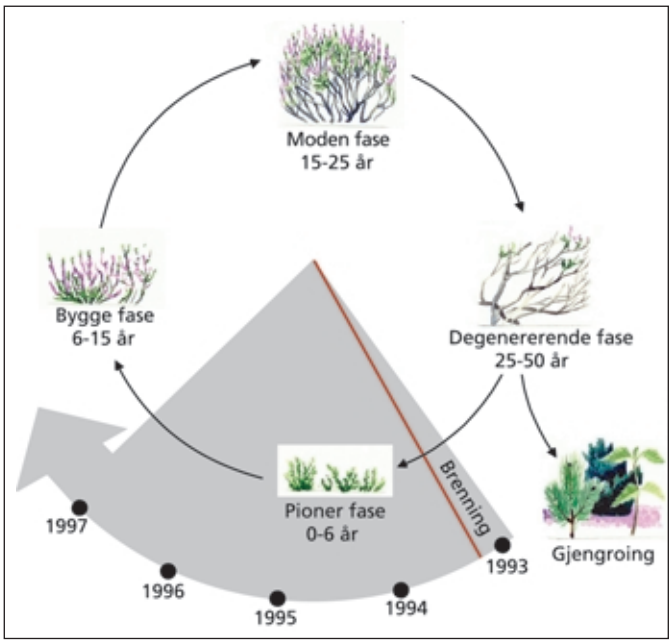
I de seneste tiår har den tradisjonelle skjøtselen av kystlyngheiene avtatt sterkt, og naturtypen har endret karakter ved naturlig gjengroing med busker og trær (Fremstad et al. 1991; Hjeltnes 1994a,b). Flere studier av lyngheier i nordvest Europa har gitt et detaljert bilde av sammenhenger mellom heivegetasjon, beitepåvirkning og forstyrrelser ved brann, oppsummert av Hobbs & Gimingham (1987). Lav næringsstatus, brann og beitepåvirkning er påvist som de viktigste faktorer som kontrollerer dynamikken i heisystemene. Produksjon og artssammensetning er særlig bestemt av alderen på røsslyngbestandene, der gamle degenererte bestander generelt har et lavt biologisk mangfold. Effektene av brann og beite er også avhengig av alder på lyngen og av intensiteten på skjøtselsformene. Moderat beitetrykk og brann ved visse mellomrom kan opprettholde produktivitetstilstanden med røsslyng som den dominerende arten. Et mer intensivt beite og hyppige branner kan imidlertid føre til økt innslag av graminider og tilbakegang av lyng. Kunnskap om tradisjonell skjøtsel er således nødvendig for å bevare kystlyngheiene og øke biodiversiteten i landskapet.

I Norge er det utført relativt få undersøkelser på effekter av brann i kystlyngheier (f.eks. Råen 1978 fra subalpin lyngmark; Sundve 1977; Skogen 1987 og 1989). Enda mindre er gjort for å se på effekter av beite, og samvirke av brann og beite i skjøtselssammenheng. I 1993 ble det imidlertid satt i gang et eksperimentelt prosjektet med rehabilitering (restaurering) av gammel, degenerert lynghei ved hjelp av brenning og sauebeite på Lurekalven i Lindås kommune i Hordaland (Aarrestad et al. 1995). Hensikten med prosjektet var å studere reetablering av kystlynghei i Norge, hevdet ved tradisjonelle metoder som brenning og sauebeite. Denne rapporten viser resultater av skjøtselsforsøket fra 1993 til 1997, der følgende problemstillinger forsøkes besvart:

- Hvordan regenererer gammel kystlynghei etter brann med tanke på vegetasjonsstruktur, artsdiversitet og artssammensetning?
- Hvilke effekter har helårsbeite av utegangersau på gjenvekst av gammel lynghei etter brann?
- Hvordan endrer jordsmonnet seg ved lyngbrenning og sauebeite?
- Hvilke økologiske faktorer har størst påvirkning på vegetasjonsendringen etter brann: brannintensitet, edafiske faktorer eller beite?

Undersøkelsen bygger på overvåking av vegetasjon og jord i permanente prøveflater i beita og ubeita områder både før og etter brann (tidlig pionerfase). **Figur 1** viser omtrentlig i hvilken lyngheifase forsøket er utført i og tidsrommet for overvåkingen. De innsamlede data vil bl.a. bli behandlet med multivariate numeriske analyser for å belyse endringer og finne årsaksforhold. Siden datameterialet er ganske omfattende både i mengde og i økologiske parametere, har vi i denne omgang ikke gått i dybden på de enkelte problemstillingene. Dette vil bli gjort ved publisering i internasjonale tidsskrifter under avgrensede temaer. I den sammenheng vil det også legges mer vekt på statistisk behandling av dataene og jordsmonnsendringer.

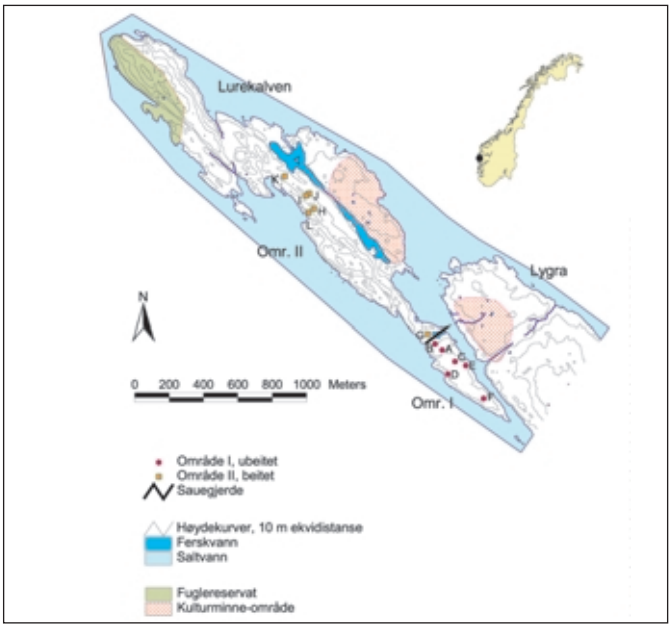
Rapporten gir også et bilde av vegetasjonsutformingen i skjøttede lyngheier ved dagens nitrogenavsetning fra luft, og disse bakgrunnsdataene kan benyttes videre til studier av kystlyngheienes nitrogentålegrenser. Det er derfor i diskusjonen tatt med en vurdering av områdets verdi i samband med nitrogentålegrenseproblemstillinger.



Figur 1.
Vegetasjonssyklus i lynghei som hovedsakelig holdes i hevd ved brann og suksesjon etter opphør av drift (forenklet etter Gimingham 1972, 1975 og Skogen 1987). Skravert sektor viser prosjektets omtrentlige tidsramme i forhold til ulike lyngheifaser. – *The vegetation cycle in a heathland mainly managed by fire and the successional pathway after termination of management (simplified after Gimingham 1972, 1975 and Skogen 1987). Shaded sector shows the approximate timescale of the project in relation to different growth-phases of heather.*

2 Undersøkelsesområdet

Undersøkelsen er lagt til øya Lurekalven i Lurefjorden, Lindås kommune i Hordaland (**figur 2**, UTM: 847 - 870, 356 - 377). Lurekalven har et areal på ca. 900 daa, og berggrunnen består av omdannede bergarter av prekambrisk alder, hovedsakelig mangeritt (Sigmond et al. 1984). Mangeritt er biotittholdig og forvitrer lett, særlig på nordøstsiden av øya hvor det også finnes flatere områder med mye løsmasser. Løsmassene her er delvis bearbeidet ved gårdsdrift i middelalderen. Lurekalven er delt i to av et dypt dalsøkk med to vann, Søndre og Nordre Kalvsvatn. Studieområdet ligger på sørsiden av øya i et kupert område med lange nordvestgående og steile skråninger, med ensartet bergrunn og et relativt skrint jordsmonn.

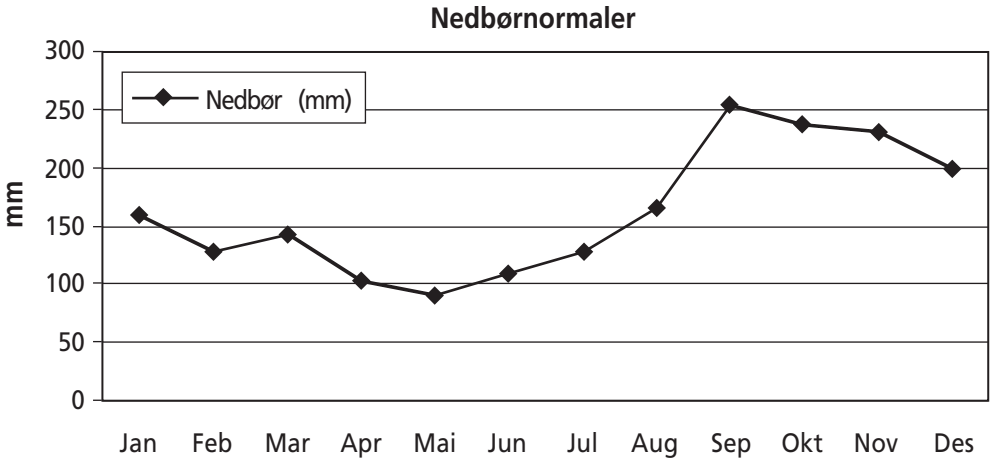


Figur 2.
Kart over Lurekalven og analysefelter. – *Map of Lurekalven and the sites investigated.*

Klimaet er oseanisk med høy nedbør, milde vintrer og relativt kjølige somrer. Årsnedbørnormalen for Holsnøy rett sør for Lurekalven er 1950 mm (Førland 1993), der månedene september til desember har høyest nedbørsmengder (**figur 3**). Temperaturnormalene for januar og juli på Hellisøy fyr, noe lenger vest, er henholdsvis 2,5 °C og 12,8 °C (Aune 1993), se **figur 4**, og årsnormalen er 7,3 °C.

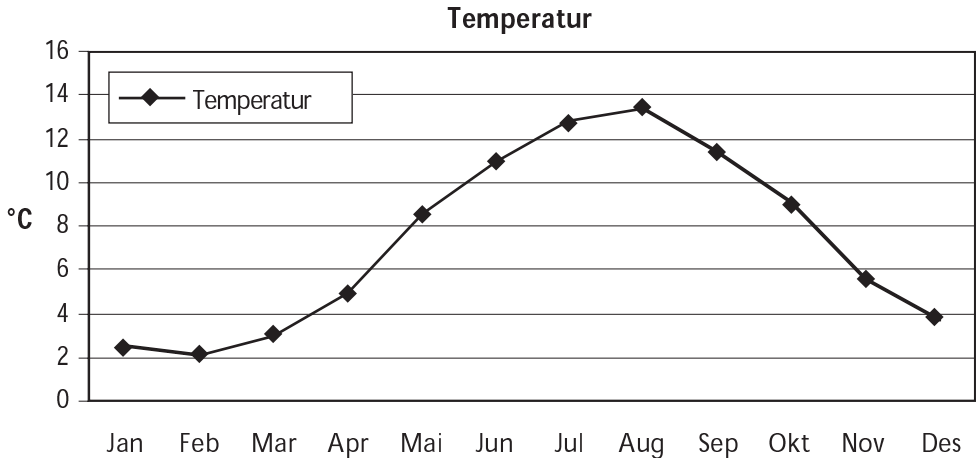
Området ligger i den boreo-nemoral sone i sterkt oseanisk seksjon (jfr. Moen 1998). Naturforholdene gir grunnlag for utvikling av kystlyngheier med en middels artsrikdom (Kvamme 1984; Øvstedal 1985; Fremstad et al. 1991). Tørre lyngheier med totaldominans av røsslyng (*Calluna vulgaris*), type H1a i Fremstad (1997), finnes først og fremst i sør- og vestvendte skråninger, på knauser og rygger og på flater med godt drenert forvitringsjord. I områder med sterkt beitepress finnes tørre gras- og urterike heier (H2a). Fuktige lyngheier (H3) finnes i flatt til skrånende terreng i ugunstige eksposisjoner på middels fuktig torvgrunn. I nordvendte, humide skråninger finnes åpne heier med et feltsjikt av lyngarter og bregner, såkalt røsslyng-bjønnkam hei (H4). På Lurekalven er det også registrert ulike typer furu- og bjørkeskog, termofile lauvskogskratt, myr-, vann og sumpvegetasjon, samt havstrandsvegetasjon. Mye av skogområdene er imidlertid hogd og ryddet i forbindelse med restaureringsarbeid i 1992 og 1993.

Deler av Lurekalven har i lang tid hatt aktiv lyngheidrift, med brenning av lyng og et variert sauebeite. Undersøkelsesområdet var imidlertid før prosjektstart svært lite påvirket av skjøtsel. Det var preget av gamle lyngheier i degenereringsfase med tilvekst av enkelttrær, særlig furu, og et meget svakt beitepress av sau.



Figur 3.
Nedbørdata for normalperiode 1961 – 1990 fra stasjon 5244 Holsnøy – Landsvik (27 m o.h.). – *Monthly precipitation normals (1961-1990) from weather station 5244 Holsnøy – Landsvik (27 m a.s.l.).*

Figur 4.
Temperaturdata for normalperiode 1961 – 1990 fra stasjon 5253 Hellisøy Fyr (20 m o.h.). – *Monthly temperature normals (1991-1990) from weather station 5253 Hellisøy Fyr (20 m a.s.l.).*



3 Materiale og metoder

3.1 Utlegging av forsøksfelter og analyser av vegetasjon

På sørsiden av Lurekalven ble det i 1993 valgt ut to områder på samme type berggrunn (mangeritt) og med noenlunde lik topografi og variasjon i vegetasjonstyper (område I og II i **figur 2** og **tabell 1**). Begge områdene var ubetydelig beitet og ubrent de siste 25 år. De inneholdt hovedsakelig gammel lynghei med flekker av engsamfunn og innslag av enkelte trær. Trær og busker ble ryddet fra områdene i 1992 og 1993. I hvert område ble det subjektivt lagt ut seks analysefelter à ca. 100 m^2 i relativt homogene, tørre til svakt fuktige lyngheier, dominert av røsslyng *(Calluna vulgaris).* Ingen av feltene er lagt i områder med hogd skog. Analysefeltene i hvert område skulle dekke den samme variasjon i topografi, jordsmonnsforhold og vegetasjon. Feltene A-F ligger i område I og feltene G-L i område II. Områder rett under hogde trær ble unngått, og feltene ble permanent oppmerket med trepinner i hvert hjørne.

I hvert felt ble det lagt ut fem 1x1 m store analyseruter, totalt 60 ruter etter tilfeldig uttrekning av koordinater (x og y) langs to av feltenes sider. Ruter som ble liggende nærmere hverandre enn 1 m eller havnet på bart fjell, ble forkastet og nye ruter ble trukket ut. Rutene ble merket permanent med aluminiumsrør i hvert hjørne med mulighet for fastmontering av en aluminiumsramme oppdelt i 16 småruter à 25 x 25 cm for analyse av artssammensetning og mengde av arter. Kompassretningen for den ene diagonalen i hver analyserute ble målt og ett av hjørnene merket med en trepinne, der smårutanalyse nr. 1 starter. Smårutene ble analysert og nummerert fra markørpinne mot høyre. Denne metoden betegnes som en "begrenset, tilfeldig ruteplassering", jfr. Økland (1990). I hver av de 16 smårutene ble det registrert forekomster av karplanter, moser og lav. Disse registreringene danner grunnlaget for utrekning av artenes smårutefrekvens som nyttes til kvantitativ mengdeangivelse for hver art i analyseruta. I tillegg ble det i hver analyserute angitt prosent dekning av hver art. Det foreligger således to datasett for mengdeangivelse av arter, ett basert på prosent dekning av arter og ett på forekomst av arter i småruter.

Vegetasjonsstrukturen i hver analyserute ble analysert ved prosent dekning av ulike sjiktdannende plantegrupper som lyngvekster, urter/bregner, graminider (gras og halvgras) og moser/lav (bunnsjikt), samt gjennomsnittlig høyde av lyngsjikt, urter-/bregnesjikt og graminidesjikt. I tillegg ble maksimum-, minimum- og gjennomsnittlig høyde av utvalgte arter målt. I analyser etter brenning og påsetting av beite (fra 1994) ble artenes fertilitet og tegn på bittskader registret. Resultatene fra disse arts-relaterte studiene er imidlertid ikke gjengitt i denne rapporten. For ekstra dokumentasjon av fysiognomi, vegetasjonstruktur og mengdeforhold mellom arter, ble alle fastrutene fotografert med objektiv på 28 mm brennvidde.

3.2 Skjøtselstiltak - brann og beite

Feltene ble brent i begynnelsen av mai 1994, og område I (feltene A-F) ble avgrenset med et gjerde. I område II (feltene G-L) ble det så satt ut villsau, som siden har gått ute og beitet hele året.

Alle feltene ble brent samme dag etter en kort periode med stabilt og tørt vær etter lengre tids regnvær. De sør- og sørvestvendte feltene med god innstråling hadde tørket mest opp og brant særdeles godt. All vegetasjon forsvant, og etter brannen bestod overflatene i rutene av bar, delvis forbrent jord dekket av et lag med aske. De nord- og nordøstvendte feltene hadde fuktigere vegetasjon og jordsmonn, og brannen var her mindre intens. Deler av bunnsjiktet forble intakt, og stedvis kunne det stå igjen gammel røsslyng. Brannintensiteten varierte også med lyngens alder. Gammel grovvokst lyng brant kraftigere enn ung lyng.

Antall sau har variert noe fra år til år etter tilvekst og uttak av sau, men i gjennomsnitt ble området i undersøkelsesperioden beitet av i underkant av 100 sau (Mons Kvamme pers. medd.). Beiteintensiteten økte noe mot slutten av analyseperioden, men har senere avtatt. I dag beites områdene på Lurekalven av ca. 80 voksne søyer (Hovstad et al. 2000). Beklageligvis har noen sau fra tid til annen rømt over i de ikke beitede feltene A-F. Dette gjaldt spesielt i 1996 og 1997. Analysefeltene disse årene må derfor anses som svakt beitepåvirkede.

3.3 Ubrente kontrollruter

I 1995 ble det utenfor hvert brente felt lagt ut to kontrollruter i ubrent vegetasjon med tilsvarende artssammensetning og struktur som i feltene før brann, i alt 24 kontrollruter.

Formålet med kontrollrutene var å registrere eventuelle arts- og miljøvariasjoner som ikke skyldtes brann eller beite, men naturlige årsvariasjoner. Årsaken til at de ikke ble lagt ut samtidig med forsøksrutene, var frykt for ukontrollert brann og tap av disse referanserutene. Dessverre ble de av kapasitetsproblemer heller ikke lagt ut i 1994. For tolkningen av resultatene er det uheldig at kontrollrutene ikke ble lagt ut samtidig med forsøksrutene. Informasjon om eventuell naturlig variasjon mellom sesongene i lyngheiene er gått tapt for de to første årene.

3.4 Miljøparametere

For å vurdere hvordan naturlige miljøforhold påvirker vegetasjonen, ble det fra hver fastrute innsamlet data om topografi, helning, eksposisjon og gjennomsnittlig jorddybde. Flere jordprøver fra det øverste 5 cm av jordsmonnet ble tatt utenfor hver fastrute og blandet til en representativ prøve til kjemisk analyse. I tillegg ble det tatt en jordprøve fra samme jordlag med en 100 cm^3 metallsylinder for analyse av vanninnhold og volumvekt av jord. Alle jordprøver ble samlet inn samme dag under samme værforhold, lagt på kjøl og senere frosset ned.

Etter brenning i 1994 (se nedenfor) ble brannintensiteten i hver fastrute anslått på en skala fra 1 til 5, med 1 som laveste brannintensitet. Vurderingen ble gjort etter hvor mye vegetasjon og jord som var brent i hver rute, og ut fra observasjoner gjort under selve brannen. For å gi et estimat av beitepåvirkning ble det fra 1994 for hver fastrute notert antall småruter med forekomst av saueekskrementer. Dette kan også ha innvirkning på de jordkjemiske parameterene, samtidig som det er et indirekte mål på beitepress. Totalt antall registrerte miljøparametere som er benyttet i denne rapporten, er vist i **tabell 2**.

Tabell 1.
Oversikt over områder, felter, analyseruter og skjøtselstiltak. –
List of areas, sites, number of sample plots and management.

Område	Felter	Antall ruter	1. gangs analyse	Brent år	Beite fra år
I	A-F, behandling	30	1993	1994	
	A-F, kontroll	12	1995		
II	G-L, behandling	30	1993	1994	1994
	G-L, kontroll	12	1995		1994

Tabell 2.
Oversikt over registrerte miljøvariabler med forkortelser benyttet i tabeller og ordinasjonsfigurer. – *Environmental variables with abbreviations used in tables and ordination figures.*

Miljøvariabler- *Environmental variables*	**Forkortelser – *Abbreviations***	**Enheter – *Units***
Glødetap – *Loss on ignition*	LOI	%
pH (vann) – *pH (water)*	pH	
Total nitrogen – *Total nitrogen*	N	%
Utbyttbart – *exchangeable*		
(NH_4NO_3 ekstraksjon – *extraction*)		
H, Ca, K, Mg, Na	H, Ca, K, Mg, Na	mmol/kg
Ionebyttekapasitet – *Ione exchange capacity*	CEC	mmol/kg
Basemetningsgrad – *Base saturation*	BS	%
Volumvekt – *Bulk density*	BD	mg /cm^3
Vannmetning – *Water saturation*	WatSat	%
Gj.snitt jorddybde – *Average soil depth*	SDepth	cm
Helning – *Slope*	Slope	°
Eksposisjon – *Aspect*:		
Nord, nordøst, øst, sydøst, sør, sørvest, vest, nordvest - *North, north-east, east, south-east, south, south-west, west, north-west*	North, NE, E, SE, S, SW, W, NW	+/-
Brannintensitet – *Fire intensity*	Fire	1–5
Beite – *Grazing/browsing*	Grazing	+/-
Ekskrementer – *Feces*	Feces	1-16 (frekvens i småruter)

3.5 Gjenanalyser

Alle 60 fastruter i feltene A-L ble rèanalysert ca. 3 måneder etter brenning i 1994 og deretter hvert år fram til og med 1997. Analysene ble utført i juli/august. Artssammensetning, artsmengde, vegetasjonsstruktur, fertilitet og jordparametere er registrert hvert år. Kontrollrutene ble analysert for tilsvarende parametere i 1995, 1996 og 1997. Jordprøver ble samlet inn ved hver vegetasjonsanalyse.

3.6 Jordsmonnsanalyser

Jordprøvene til kjemisk analyse ble etter lagring i 5 - 6 mnd. på frys, tint ved romtemperatur og tørket ved 28 °C i tørkeskap under luftsirkulasjon. De tørkede prøvene ble deretter siktet gjennom 2 mm jordsikter og prøvemateriale til Kjeldahl-nitrogen ble knust i morter. Jordprøvene ble så analysert av NISK-kjemiske laboratorier etter metoder beskrevet i Ogner et al. (1991). Her ble prøvene ekstrahert med 1M NH_4NO_3, titrert for utbyttbar aciditet og analysert på ICP («inductively coupled plasma emission spectroscopy») for utbyttbare ioner og ekstraherbare elementer (Al, B, Ba, Be, C, Ca, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, P, S, Sc, Sr, og Zn). Utbyttingskapasitet av kationer (CEC) ble regnet ut i henhold til CEC_{NH4NO3} = Utbyttbar aciditet + Na^+ + K^+ + Ca^+ + Mg^+ + Mn^+ (mmol/kg jord). Basemetning (BS) ble regnet ut i henhold til BS_{NH4NO3} = (Na^+ + K^+ + Mg^+ + Ca^+)/CEC_{NH4NO3} x 100%. I tillegg ble jordprøvene analysert for glødetap, pH i vannuttrekk og Kjeldahl total nitrogen.

Jordprøvene til analyse av vanninnhold og volumvekt ble veid i opptint tilstand, tørket ved 105 °C i ett døgn og veid på nytt. Vanninnholdet er regnet ut som prosentvis volum vann i forhold til volum jord, og volumvekten er vekten av tørr jord pr. volumenhet jord.

Ved en feil ble jordprøvene til kjemisk analyse fra 1994 tørket ved 100 °C. Resultatet av analysene fra disse prøvene kan derfor ikke umiddelbart sammenliknes med de fra de andre årene. En test for å se om ulik tørketemperatur endrer de kjemiske analyseresultatene for pH og utbyttbare kationer ble utført på innsamlet materiale fra 1995. Hver av 12 godt homogeniserte jordprøver ble delt i to. Ett prøvesett ble tørket ved 28 °C og ett ved 100 °C og deretter sendt til NISK kjemiske laboratorier for videre analyser. Analysene av utbyttbare ioner viste store variasjoner, mens pH målingene av jord tørket ved 100 °C viste generelt 0,8 pH enheter lavere verdier enn fra jord tørket ved 28 °C. pH verdiene fra 1994 er derfor gitt et tillegg på 0,8 pH enheter. Resultater fra uttbyttbare ioner er ikke benyttet.

3.7 Benyttede data og databearbeiding

I beskrivelsen av endringer i vegetasjonsstruktur (sjikthøyde og sjiktdekning), artsdiversitet og jordvariabler er det benyttet data fra alle analyseårene 1993 til 1997. For analyse av endringer i artssammensetning og relasjoner mellom vegetasjon og miljø, er det i denne rapporten kun benyttet data fra 1993, 1995 og 1997.

Vegetasjonsdataene og miljødataene ble analysert med multivariate, numeriske metoder ved hjelp av dataprogrammet CANOCO 4 (ter Braak 1988, 1990; ter Braak & Smilauer 1998). Indirekte og direkte ordinasjonsteknikker ble brukt for å belyse endringer i vegetasjon og miljøforhold, samt å finne relasjoner mellom vegetasjon og miljø. Begge artsmengdesettene, prosent dekning og smårutefrekvens, er benyttet.

"Detrended correspondence analysis" – DCA (Hill 1979; Hill & Gauch 1980) er benyttet for å vise endringer i artssammensetninger over tid. Vegetasjonsdataene fra 1993, 1995 og 1997 er benyttet samtidig i en og samme DCA analyse. Dersom det over tid har skjedd endringer i flere arters mengde, som respons på endringer i en eller flere økologiske faktorer, vil flere analyseruter i ordinasjonsdiagrammet flytte seg i samme retning, jfr. Økland & Eilertsen (1996). Direkte gradientanalyse i form av "canonical correspondence analysis" – CCA (ter Braak 1986, 1987) ble benyttet på datasettet fra 1993 og 1997 for å visualisere relasjoner mellom vegetasjon og miljøvariabler og endringer over tid. "Monte Carlo permutation" tester ble benyttet både i "constrained" og "partial constrained" ordinasjoner for å finne hvilke miljøfaktorer som betyr mest for vegetasjonsutviklingen, og om deres betydning for variasjonen i vegetasjonen er statistisk signifikant eller ikke. Her ble datasettene for 1993 - 1995 og 1997 benyttet. Alle miljøvariabler som er benyttet i CCA ordinasjonsplottene, er funnet statistisk signifikant relatert til artsvariasjonen. Likeledes er "forward selection" prosedyren i CANOCO benyttet for ikke å samtidig benytte variabler som forklarer mye av den samme artsvariasjonen. Standard opsjoner i CANOCO 4 er benyttet både for de indirekte og de direkte gradientanalysene, bortsett fra at sjeldne arter er gitt mindre vekt (CANOCO nedveiingsprosedyre).

Unimodale respons modeller (DCA og CCA) er benyttet siden variasjonen på første akse i en DCA er mer enn 2,0 SD for begge artsdatasettene, som anbefalt av ter Braak & Prentice (1988).

3.8 Nomenklatur

Nomenklaturen følger Lid & Lid (1994) for karplanter, Frisvoll et al. (1984) for moser og Krog et al. (1994) for lav. I ordinasjoner har artsnavnene blitt forkortet, se **vedlegg 1**.

4 Resultat

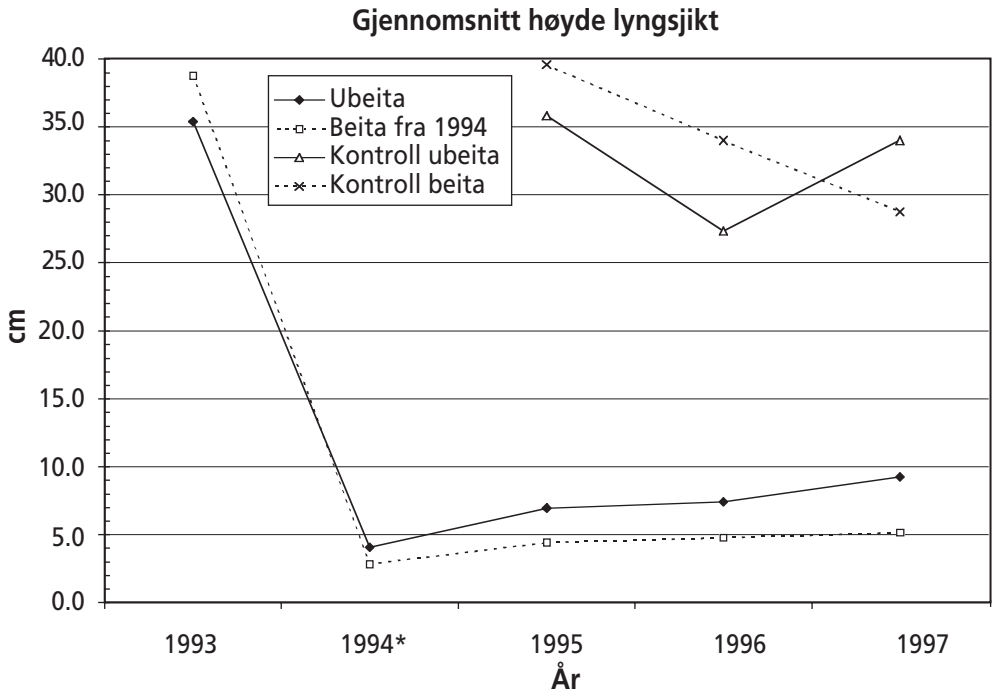
4.1 Strukturelle vegetasjonsendringer fra 1993 til 1997

4.1.1 Sjikthøyde

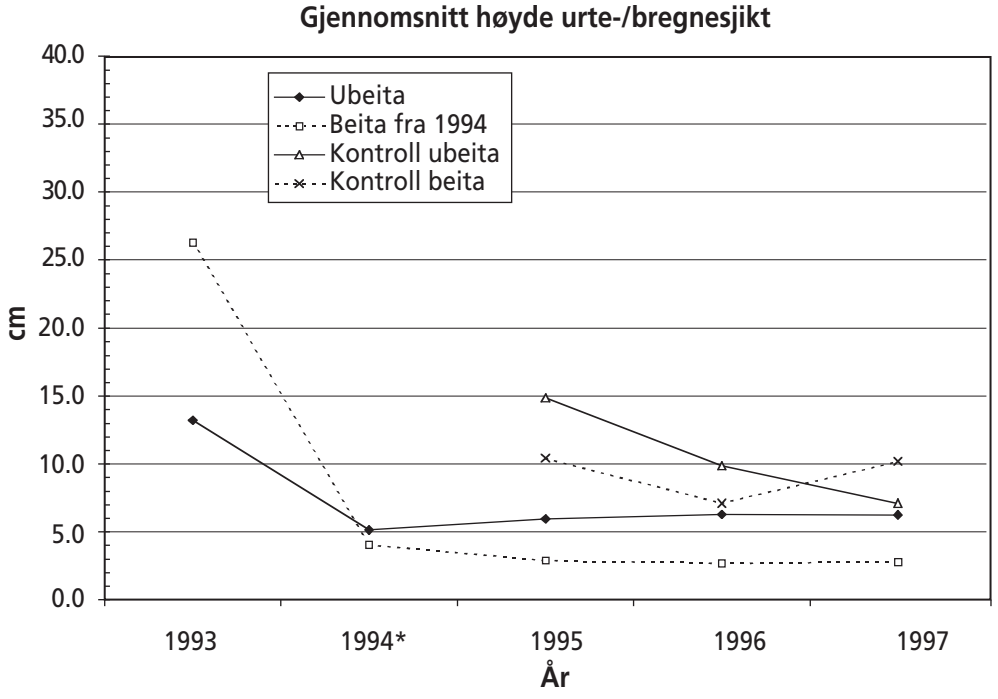
Lyngbrenningen førte generelt til en sterk reduksjon i høyde av lyngsjikt, urte-bregnesjikt og graminidesjikt i alle feltene (**figur 5-7**). Lyngsjiktet viser størst tilbakegang til om lag 5 cm høyde tre måneder etter brann (**figur 5**). Ved den påfølgende gjenvekst uten beite har sjikthøydene økt noe, men etter tre vekstsesonger har de fortsatt ikke nådd sin opprinnelige høyde. I de beita feltene har imidlertid sjikthøydene vært relativt konstant etter brann. Forskjellen i sjikthøyde mellom beita og ubeita områder de påfølgende år etter brann er størst i graminidesjiktet (**figur 7**), der beite holder graminidehøyden nede på under 5 cm, mens den gjennomsnittlige graminidehøyden i de ubeita områdene ligger mellom 10 og 15 cm. Det er også en nedgang i graminidehøyden i det ubeita feltet fra 1996 til 1997. Dette skyldes trolig at noen sau rømte over til det ubeita området og rutene ble således utsatt for et svakt beitepress (se under metoder og skjøtselstiltak).

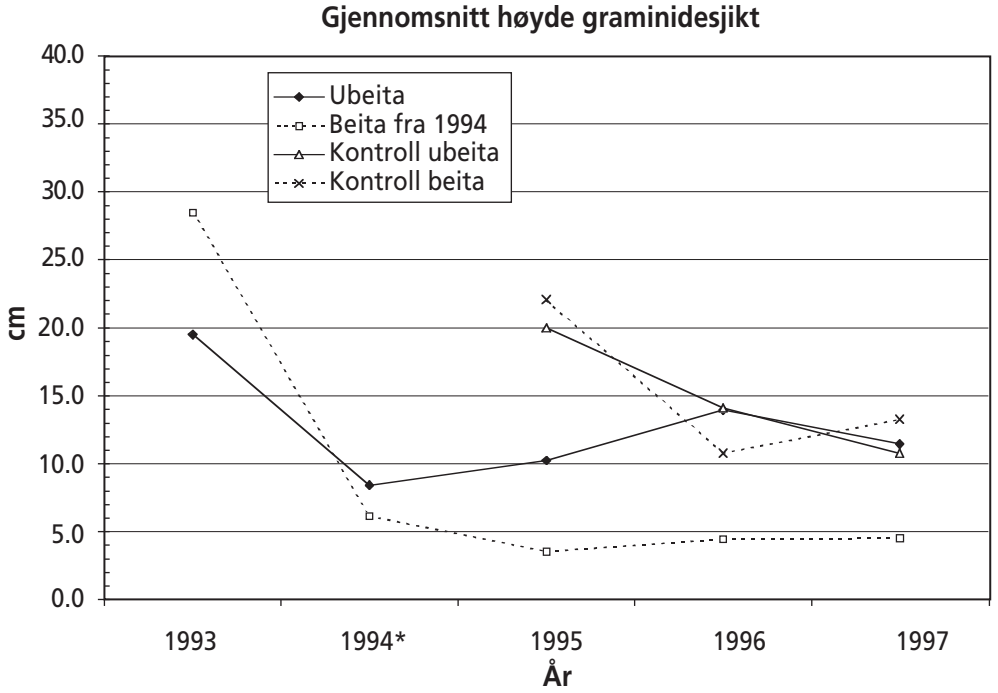
I de beita områdene avtar høyden av lyngsjiktet (**figur 5**) og graminidesjiktet (**figur 7**) i de ubrente kontrollrutene. Dette kan tyde på et moderat beitepress også i disse rutene. Imidlertid viser også høyden av graminidesjiktet og urte-/bregnesjiktet (**figur 6**) en nedgang i de ubeita kontrollrutene fra 1995 til 1997. Dette kan skyldes årsvariasjoner, men det kan også være et resultat av feilkilder under feltregistrering ved at ulike personer har deltatt fra år til år. Gjennomsnittsverdiene fra kontrollrutene bygger også på et relativt tynt grunnlagsmateriale, da målingene kun er et gjennomsnitt av 12 ruter i hvert av områdene.

Figur 5.
Gjennomsnitt høyde av lyngsjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Average height of heather layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*

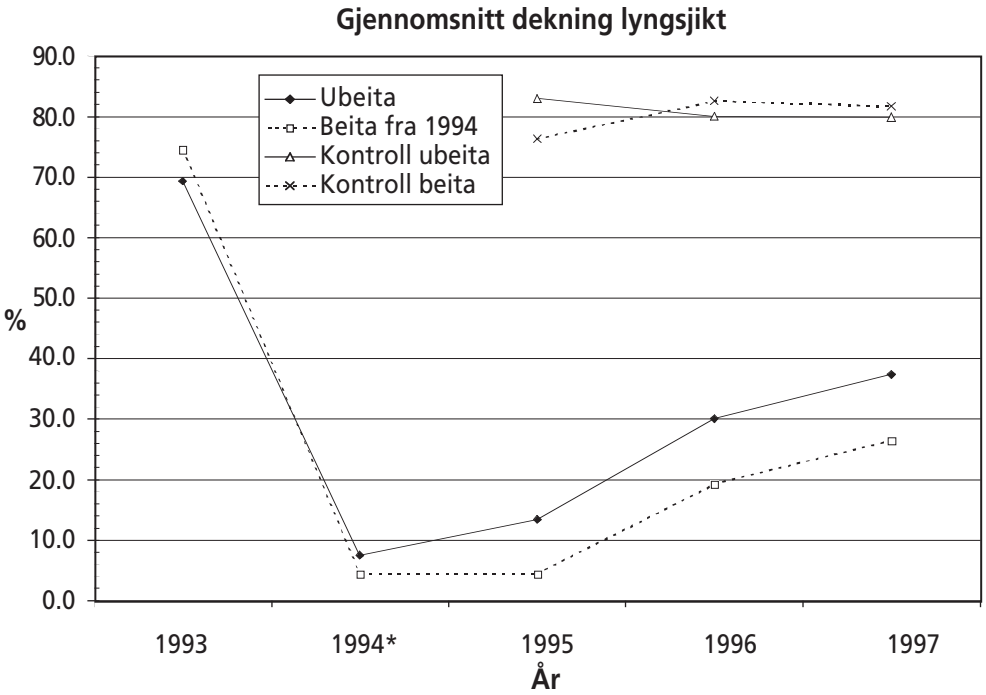


Figur 6.
Gjennomsnitt høyde av urte-/bregnesjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Average height of herb-/fern layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*





Figur 7.
Gjennomsnitt høyde av graminidesjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Average height of graminide layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*

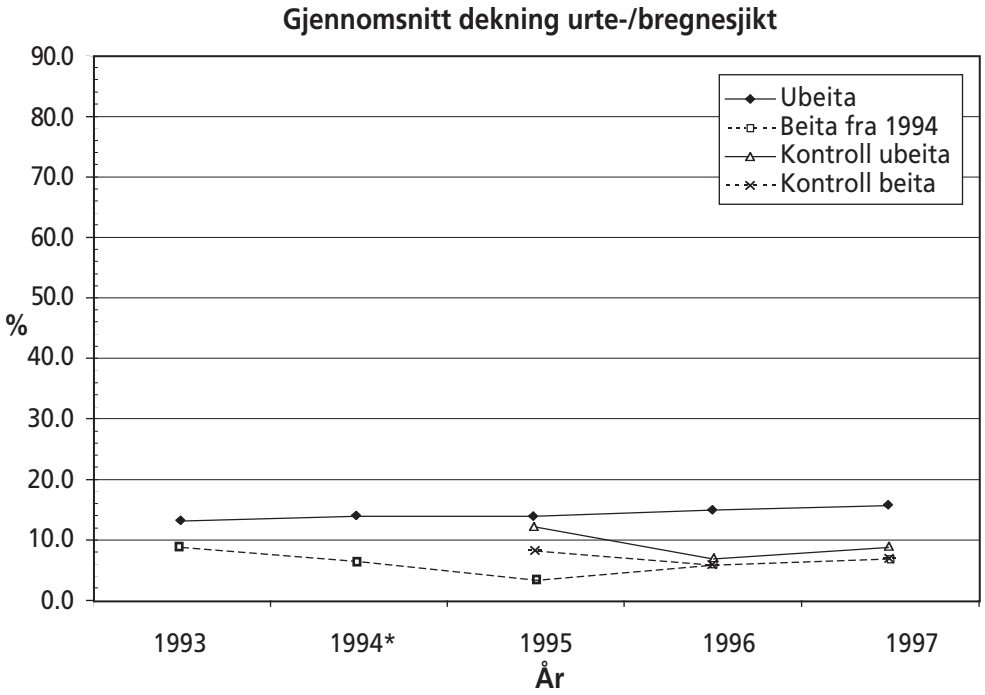


Figur 8.
Gjennomsnitt dekning av lyngsjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. - *Average cover of heather layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*

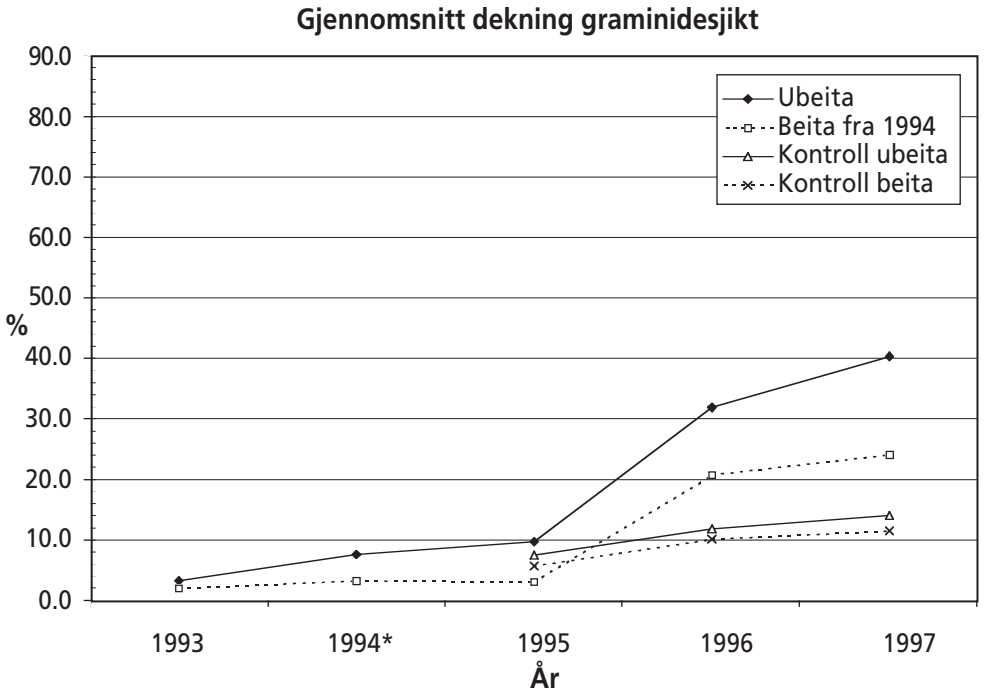
4.1.2 Sjiktdekning

Brannen i 1994 reduserte lyngsjiktets gjennomsnittlige dekning fra ca. 70% til i underkant av 10% tre måneder etter brann (**figur 8**). I de påfølgende tre vekstsesonger uten beite har så dekningen av lyngsjiktet økt jevnt til 38%, men det er fortsatt langt under nivået fra før brann. Økningen var mest markert i andre og tredje vekstsesong etter brann. I de beita feltene var gjenveksten av lyngsjiktet betraktelig lavere det første året etter brann, men fra 1995 til 1997 gikk revegeteringen raskere og den gjennomsnittlige dekningen økte til 27%. Dette er likevel ca. 10 % lavere enn i de ubeita feltene.

Figur 9.
Gjennomsnitt dekning av urte-/bregnesjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. - *Average cover of herb-/fern layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*



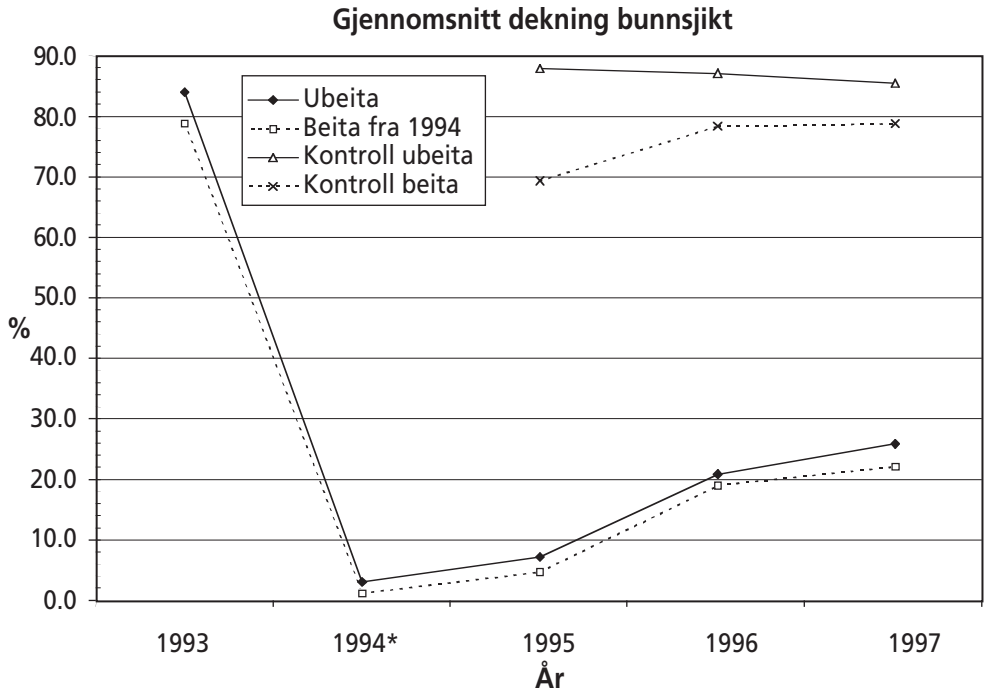
Figur 10.
Gjennomsnitt dekning av graminidesjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. - *Average cover of graminide layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*



Den gjennomsnittlige dekningen av urte- og bregnesjiktet har vært relativt konstant i alle analyseårene i både beita og ubeita felter (**figur 9**). Likevel viser de ubeita feltene en svak økning fra 12% dekning før brann til 17 % tre år etter brann, mens de beita feltene viser en nedgang fra 9 % før brann til 6 % tre år etter brann.

For begge typer behandlingsfelter har den gjennomsnittlige dekningen av graminidesjiktet økt etter brann, men økningen er betraktelig større i de ubeita feltene (**figur 10**). Her økte dekningen fra 3% før brann til hele 40% tre år etter brann, mens dekningen i de beita feltene økte fra 2% til 24%. Sjiktdekningen økte mest i andre vekstsesong, både i ubeita og i beita felter.

Lyngbrannen reduserte dekningen av bunnsjiktet (hovedsakelig moser) fra ca. 80% til 2-3% (**figur 11**). Mosene har imidlertid regenert bra og bunnsjiktet hadde i 1997 en gjennomsnittlig dekning på 27% i ubeita områder og 22 % i beita områder. Variasjonen i dekning innen rutene er imidlertid sterkt avhengig av brannintensiteten.



Figur 11.
Gjennomsnitt dekning av bunnsjikt i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. - *Average cover of cryptogame layer in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire.* Grazing from 1994.

Kontrollrutene viser relativt stabile dekningsverdier av alle sjikt, noe som tyder på stabile forhold i de veletablerte lyngheitypene. Sjiktene har omtrent samme dekning som i tiltaksfeltene før brann og beite ble påsatt. Dominerende sjikt er lyngsjikt og bunnsjikt, mens den gjennomsnittlige dekningen av urte-/bregnesjikt og graminidesjikt er betraktelig lavere.

4.2 Regenerering rett etter brann

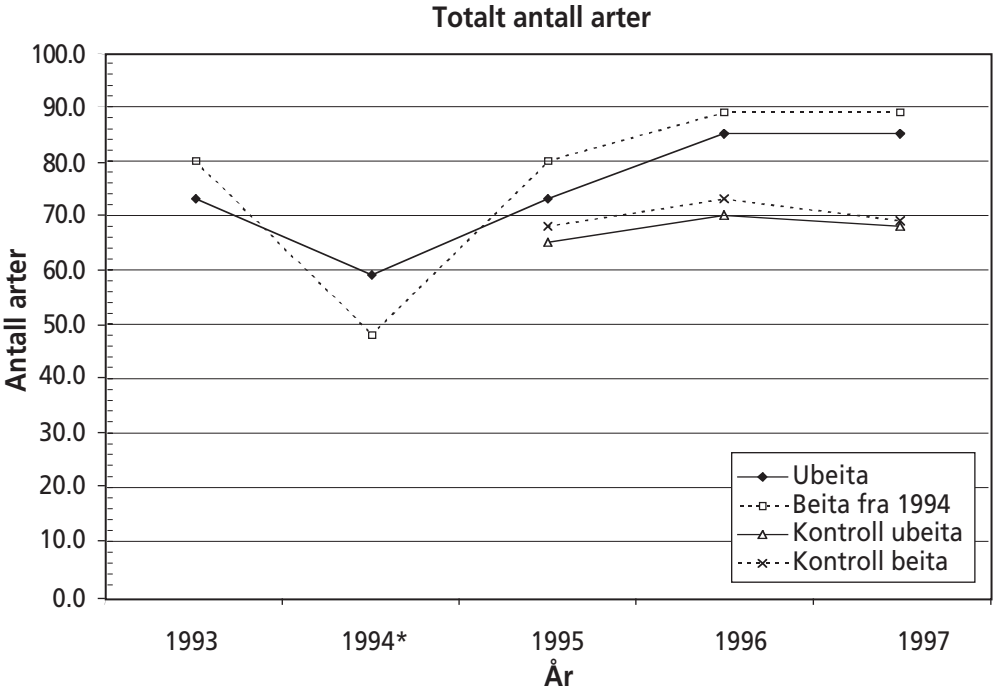
Etter brann regenererte lyngen hovedsakelig fra levende røtter, men noe av røsslyngen (*Calluna vulgaris*) kom også fra frøplanter. Alle lyngartene med unntak av mjølbær (*Arctostaphylos uva-ursi*) og krekling *(Empetrum nigrum)* regenererte bra allerede første året etter brann. Særlig ble det registrert mye tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), røsslyng (*Calluna vulgaris*) og klokkelyng (*Erica tetralix*) i første regenereringsfase. De vanligste urtene i dette stadiet var tepperot (*Potentilla erecta*), heiblåfjær (*Polygala serpyllifolia*) og tiriltunge (*Lotus corniculatus*). Bregnene fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) og bjønnkam (*Blechnum spicant*) regenererte også meget raskt, sammen med graminidene smyle (*Deschampsia flexuosa*), hundekvein (*Agrostis canina*) og bråtestarr (*Carex pilulifera*).

4.3 Endringer i artsmangfold

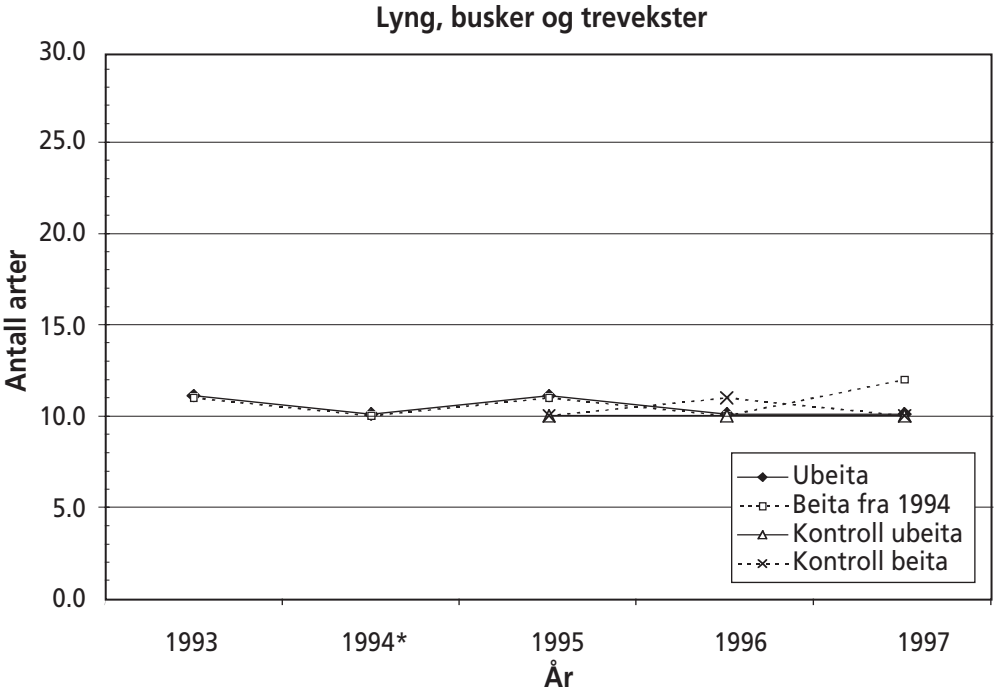
Det ble totalt registrert 73 arter i analyserutene fra feltene A-F før brann, fordelt på 11 lyng-, busk- og trevekster, 18 urter og karsporeplanter, 16 graminider, 23 bladmoser, 3 levermoser og 2 lav (**figur 12**). Allerede tre måneder etter brann ble det registrert 59 arter, og antall arter har senere økt til 85 i 1997.

Artsmangfoldet i felt G–L var i utgangspunktet noe høyere enn i feltene A–F. Totalt ble det her registrert 80 arter før brann fordelt på 11 lyng-, busk- og trevekster, 20 urter og karsporeplanter, 14 graminider, 25 bladmoser, 4 levermoser og 6 lavarter. Tre måneder etter brann ble det registrert 48 arter, derav 10 busker/lyngarter, 18 urter og karsporeplanter, 12 graminider og 8 bladmoser.

Antall lyng-, busk- og trevekster og graminider har vært relativt konstant i løpet av analyseperioden, både i ubeita og beita områder (**figur 13** og **15**). Antall urter og karsporeplanter har imidlertid økt etter brann (**figur 14**). De største endringene i artsmangfold har skjedd blant mosene. Lyngbrannen reduserte antall bladmoser betraktelig, særlig i felt G-L (**figur 16**), men i løpet av tre år har antall bladmoser økt til et nivå høyere enn før brann. Økningen har vært størst i de beita områdene. Levermosene ble omtrent totalt utryddet ved brann (**figur 17**), men har likevel økt i antall fram til 1997. Det er imidlertid her ingen særlig forskjell mellom antall arter i ubeita og beita områder. Brannen reduserte også antall lav (**figur 18**). I feltene G-L ble de totalt utryddet, og regenereringen i etterkant har vært særdeles svak.



Figur 12.
Totalt antall arter i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Total number of species in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*

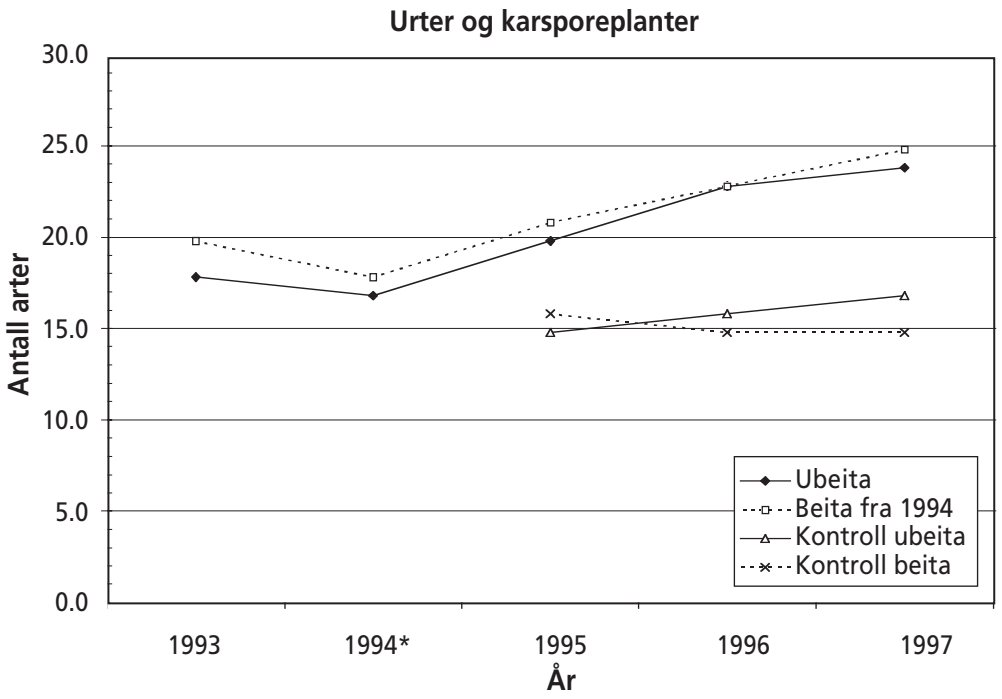


Figur 13.
Antall lyngarter, busker og trevekster i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Number of heather, shrubs and tree species in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*

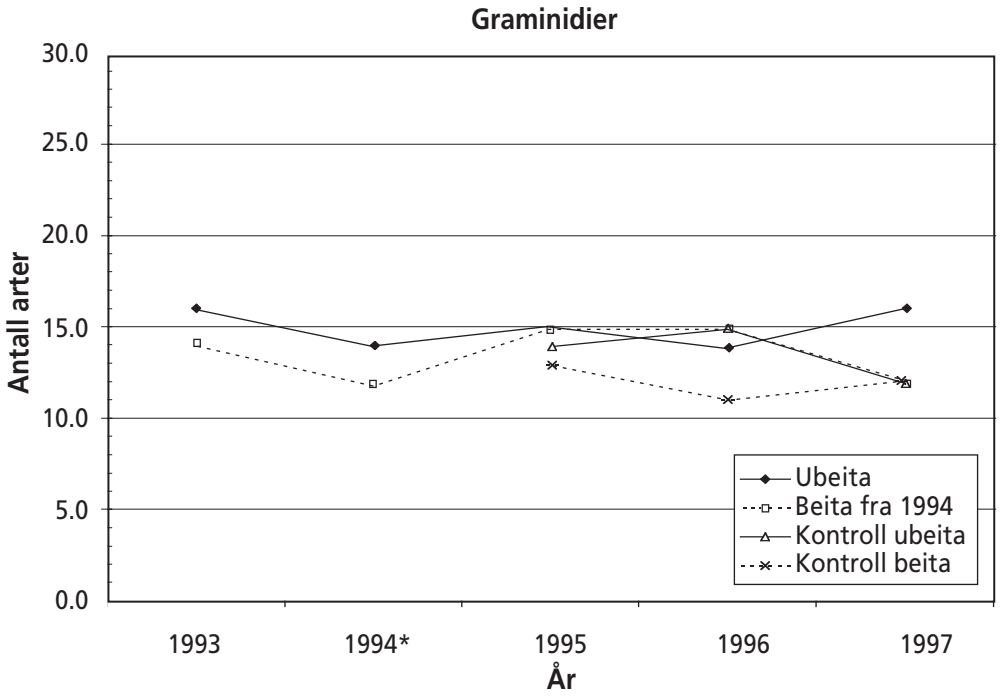
Antall arter i kontrollrutene har vært relativt konstant, både i ubeita og beita felter. Variasjonen er ikke større enn det man kan forvente ut fra naturlige, årlige sykluser og eventuelle feilkilder i selve feltregistreringen.

Totalt antall arter er imidlertid avhengig av både antall arter som er forsvunnet og etablering av nye arter. **Tabell 3** viser at de fleste artene har overlevd brannen. Mange har vært registrert gjennom hele analyseperioden. Noen arter har vært fraværende ett til to år etter brann, men har senere klart å reetablere seg. Et fåtall arter har hatt vansker med å regenerere. Dette gjelder bl.a. einer (*Juniperus communis*), lusegras (*Huperzia selago*), småtveblad (*Listera cordata*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), sauesvingel (*Festuca ovina*), blåtopp (*Molinia caerulea*), skruemoser (*Barbula* spp.) og bakkefrynse (*Ptilidium ciliare*), samt flere lavarter. Felles for alle disse artene er imidlertid at de bare har vært registrert i et fåtall ruter.

Figur 14
Antall urter og karsporeplanter i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Number of herbs, ferns and fern-allies in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*



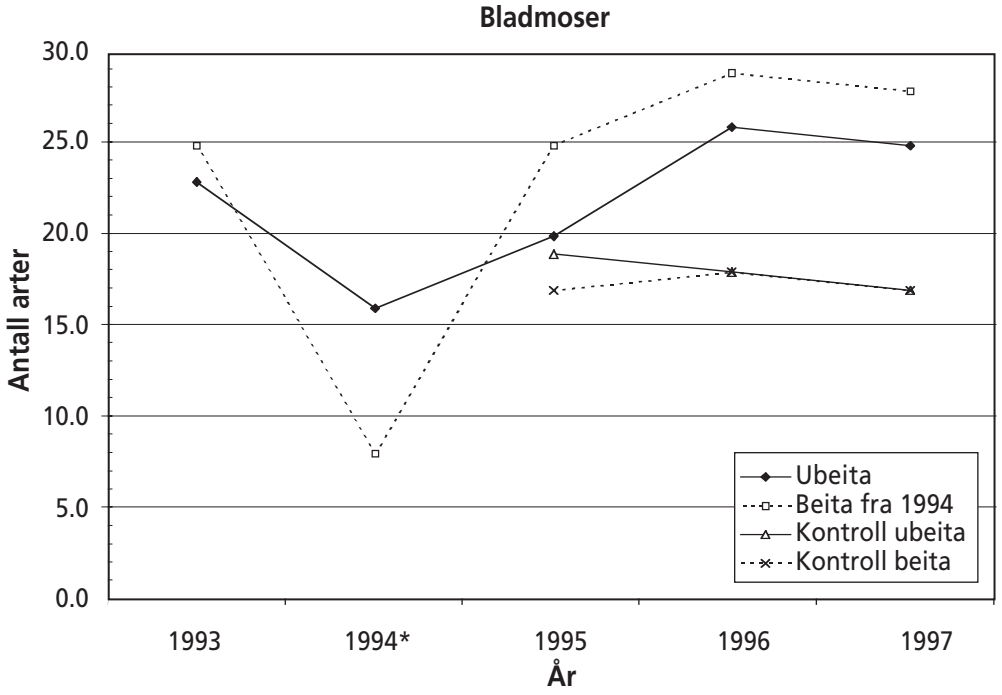
Figur 15.
Antall graminider i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Number of graminide species in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites G-L from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*



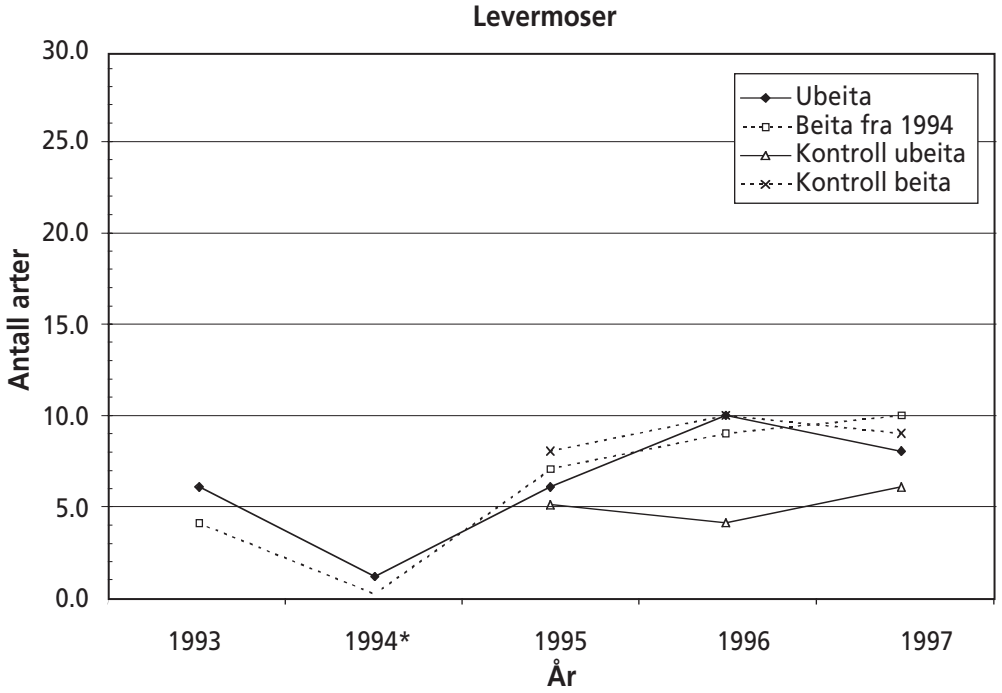
Vel 40 nye arter er blitt registrert i de brente feltene i løpet av fire vekstsesonger etter brann, hvorav brannmose (*Leptodontium flexifolium*) er ny art for Norge, se Aarrestad & Vandvik (1997). Denne arten er nå satt opp som rødlisteart i den nasjonale rødlista for truete arter i Norge (DN 1999). De aller fleste nyregistrerte artene har etablert seg permanent innen analyserutene, men det er også flere som har variert i forekomst fra år til år. Flest nye arter er registrert i de beita områdene, som også over tid har hatt størst variasjon i artssammensetningen.

Nye arter som etablerte seg allerede etter tre måneder etter brann var kystgrisøyre (*Hypochoeris radicata*), revebjelle (*Digitalis purpurea*), heiblåfjær (*Polygala serpyllifolia*), legeveronika (*Veronica officinalis*), veimose (*Ceratodon purpureus*) og kystbinnemose (*Polytrichastrum formosum*) og vrangmoser (*Bryum* spp.). Senere har bl.a. selje (*Salix caprea*), finnskjegg (*Nardus stricta*), tveskjeggveronika (*Veronica chamaedrys*), myrfiltmose (*Aulacomnium palustre*), brannmose (*Leptodontium flexifolium*), rabbebjørnemose (*Polytrichum piliferum*), ugrastvare (*Marchantia polymorfa*) og tvebladmoser (*Scapania* spp.) blitt registrert i rutene.

Figur 16.
Antall bladmoser i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Number of moss species in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*

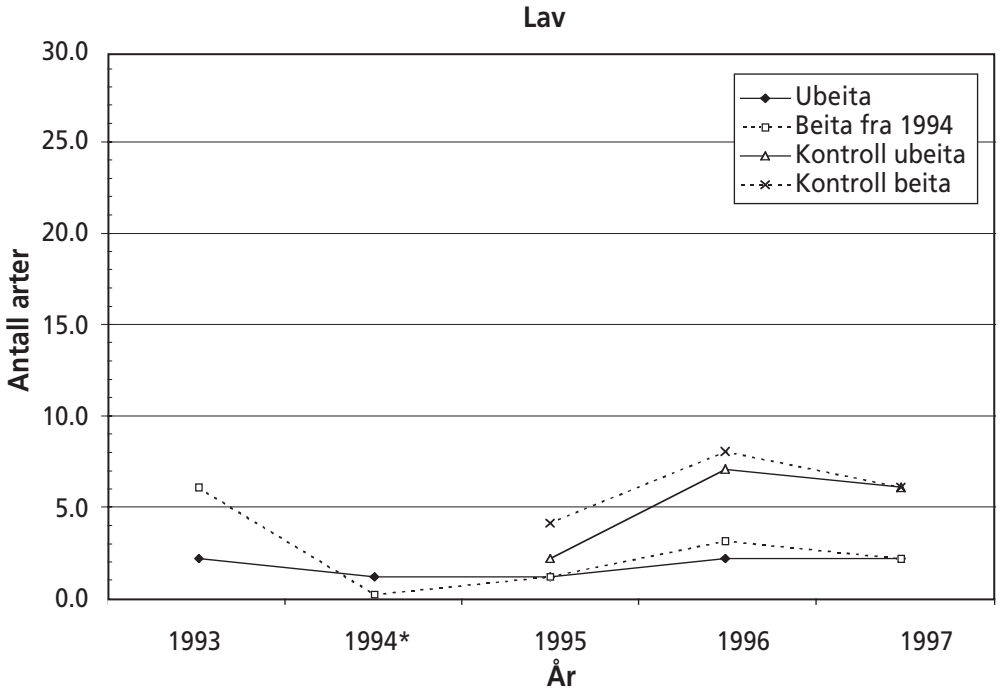


Figur 17.
Antall levermoser i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Number of liverworth species in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*



Nye arter som bare er funnet i de beita områdene er merket * i **tabell 3**, bl.a. gjelder dette flere moser som småtaggmose (*Atrichum tenellum*), blanksigd (*Dicranum majus*), pestbråtemose (*Funaria hygrometrica*), gråsteinmose (*Hedwigia ciliata*), sleivmose (*Jungermannia* sp.), flikmoser (*Lophozia* spp.), oljetrappemose (*Nardia scalaris*) og buttgråmose (*Racomitrium aciculare*).

Figur 18.
Antall lavarter i analyseruter fra ubeita felter A-F og beita felter G-L fra 1993 til 1997. Ubrente kontrollruter fra tilsvarende felter fra 1995 til 1997. * = brannår. Beite fra 1994. – *Number of lichen species in sample plots from ungrazed sites A-F and grazed sites G-L from 1993 to 1997. Unburned control sample plots from corresponding sites from 1995 to 1997. * = year of fire. Grazing from 1994.*



Tabell 3.
Artsforekomster i beita og ubeita ruter fra 1993 til 1997. Ruter brent 1994. – *Occurrences of species in grazed and ungrazed sample plots from 1993 to 1997. Sample plots burned 1994.*

Felter	**A-F (ubeita)**					**G-L(beita)**				
Analyseår	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**
Arter som har vært konstante eller som har reetablert seg i løpet av analyseperioden:										
Lyng, busker og trevekster										
Arctostaphylos uva-ursi – mjølbær	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Betula pubescens – bjørk	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Calluna vulgaris – røsslyng	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Empetrum nigrum – krekling	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Erica tetralix – klokkelyng	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Salix repens – krypvier	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sorbus aucuparia – rogn	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vaccinium myrtillus – blåbær	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vaccinium uliginosum – blokkebær	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vaccinium vitis-idaea – tyttebær	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Urter og karsporeplanter										
Anemone nemorosa – kvitveis	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Antennaria dioca – kattefot	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Blechnum spicant – bjønnkam	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Campanula rotundifolia – blåklokke	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cornus suecica – skrubbær	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dactylhoriza maculata – flekkmarihand	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Galium saxatile – kystmaure	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+
Gymncarpium dryopteris – fugletelg	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Hieracium spp. – svever	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
Hypericum pulchrum – fagerperikum	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lotus corniculatus – tiriltunge	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lycopodium clavatum ssp. *clavatum* – mjuk kråkefot	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
Narthecium ossifragum – rome	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+

Felter	**A-F (ubeita)**					**G-L(beita)**				
Analyseår	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**
***Arter som har vært konstante eller som har reetablert seg i løpet av analyseperioden* forts.**										
Oreopteris limbosperma – smørtelg	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
Plantago lanceolata – smalkjempe	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Pedicularis sylvatica – kystmyrklegg	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Potentilla erecta – tepperot	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Succisa pratensis – blåknapp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trientalis europaea – skogstjerne	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Viola riviniana – skogfiol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Graminider										
Agrostis canina – hundekvein	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Agrostis capillaris – engkvein	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Anthoxanthum odoratum – gulaks	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex panicea – kornstarr	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex pilulifera – bråtestarr	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Danthonia decumbens – knegras	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Deschampsia flexuosa – smyle	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Festuca vivipara – geitsvingel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Juncus squarrosus – heisiv	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Luzula spp. – frytler	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trichophorum cespitosum – bjønnskjegg	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Bladmoser										
Breutelia chrysocoma – gullhårmose	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Campylopus spp. – såtemoser	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+
Dicranum scoparium – ribbesigd	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Dicranum spurium – rabbesigd	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+
Hylocomium splendens – etasjemose	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Hypnum jutlandicum – heiflette	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Leucobryum glaucum – blåmose	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mnium hornum – kysttornemose	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+
Plagiothecium undulatum – kystjamnemose	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Pleurozium schreberi – furumose	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Pohlia spp. – nikkemoser	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polytrichum commune – storbjørnemose	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polytrichum juniperinum – einerbjørnemose	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polytrichum piliferum – rabbebjørnemose	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Pseudoscleropodium purum – narremose	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Racomitrium lanuginosum – heigråmose	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Rhytidiadelphus loreus – kystkransmose	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Sphagnum quinquefarium – lyngtorvmose	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Levermoser										
Calypogeia spp. – flakmoser	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Chiloscyphus coadunatus – totannblonde	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+
Diplophyllum albicans – stripefoldmose	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Scapania nemorea – fjordtvebladmose	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+
Lav										
Cladonia spp. – begerlav	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+

Felter	**A-F (ubeita)**					**G-L(beita)**				
Analyseår	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**
Arter som har problemer med regenerering etter brann:										
Lyng, busker og trevekster										
Juniperus communis – einer	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+
Urter og karsporeplanter										
Huperzia selago ssp. *selago* – lusegras	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Listera cordata – småtveblad	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Solidago virgaurea – gullris	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-
Graminider										
Deschampsia cespitosa – sølvbunke	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Festuca ovina – sauesvingel	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-
Molinia caerulea – blåtopp	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Bladmoser										
Antitrichia curtipendula – ryemose	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Barbula spp. – skruemoser	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Brachythecium rutabulum – storlundmose	+	-	+	-	-	+	-	+	-	+
Campylopus flexuosus - trøsåtemose	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Dicranum fuscescens – bergsigd	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Hypnum cupressiforme – matteflette	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Rhytidiadelphus squarrosus – engkransmose	+	-	-	+	+	+	-	+	-	-
Thuidium delicatulum – bleiktujamose	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Thuidium tamariscinum – stotujamose	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Levermoser										
Ptilidium ciliare – bakkefrynse	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Lav										
Cladonia crispata – traktlav	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Cladonia furcata – gaffellav	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Cladonia gracilis – syllav	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Cladonia portentosa – kystreinlav	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-
Cladonia uncialis – pigglav	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Nyetablerte arter etter brann,* = arter kun registrert i beita områder:										
Lyng, busker og trevekster										
Salix aurita – ørevier *	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Salix caprea – selje	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Urter og karsporeplanter										
Athyrium filix-femina – skogburkne *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Cirsium sp. – tistel	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
Digitalis purpurea – revebjelle	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+
Hypochoeris radicata – kystgrisøre	-	+	+	-	+	-	+	-	-	+
Oxalis acetosella – gaukesyre	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
Pinguicula vulgaris – tettegras *	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
Polygala serpyllifolia – heiblåfjær	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Sedum acre – bitterbergknapp *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
Veronica chamaedrys – tveskjeggveronika	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Veronica officinalis – legeveronika	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+

Felter	**A-F (ubeita)**					**G-L(beita)**				
Analyseår	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**
Nyetablerte arter etter brann,* = arter kun registrert i beita områder forts.										
Graminider										
Carex binervis – heistarr	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
Carex nigra ssp. *nigra* – slåttestarr *	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-
Carex pulicaris – loppestarr	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Juncus conglomeratus – knappsiv *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Luzula multiflora ssp. *multiflora* – engfrytle	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
Luzula pilosa – hårfrytle	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Nardus stricta – finnskjegg	-	-	+	-	+	-	+	+	+	+
Bladmoser										
Atrichum tenellum – småtaggmose *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Aulacomnium palustre – myrfiltmose	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Bryum spp. – vrangmoser	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+
Ceratodon purpureus – ugrasvegmose	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Dicranella sp. – grøftemose	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+
Dicranum bonjeanii – pjusksigd	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Dicranum majus – blanksigd *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Funaria hygrometrica – pestbråtemose *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Hedwigia ciliata – gråsteinmose *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Leptodontium flexifolium – brannmose	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Plagiothecium sp. – jamnemose *	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Polytrichastrum formosum – kystbinnemose	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-
Polytrichum piliferum – rabbebjørnemose	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Racomitrium aciculare – buttgråmose *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Racomitrium faciculare – knippegråmose	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Rhizomnium punctatum – bekkerundmose *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
Levermoser										
Cephalozia ssp. – glefsemoser	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+
Cephaloziella spp. – pistremoser	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+
Hepaticae – levermoser	-	-	+	+	-	-	-	+	-	+
Jungermannia spp. – sleivmoser	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+
Lophozia spp. – flikmoser	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
Marchantia polymorpha – ugrastvare	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-
Nardia scalaris – oljetrappemose *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Scapania spp. – tvebladmoser	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Lav										
Cladonia chlorophaea agg. – brunbeger *	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Hypogymnia physodes – vanlig kvistlav*	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+

4.4 Endringer i artssammensetning

4.4.1 Opprinnelig vegetasjon

De permanente analyseflatene ble lagt ut i gammel røsslyng-dominert hei, der røsslyngen dekte mellom 50 til 90 % av rutene, og gjennomsnittlig høyde på lyngsjiktet varierte fra 30 til 60 cm. Analyserutene dekte en gradient fra svakt fuktige og relativt artsrike baklier (felt B og H i **figur 2**) til tørre, skrinne og artsfattige felter som I og L med innslag av lav. Viktige lyngarter var klokkelyng (*Erica tetralix*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), tytebær (*V. vitis-idaea*), mjølbær (*Arctostaphylos uva-ursi*) og krekling (*Empetrum nigrum*). Feltsjiktet bestod hovedsakelig av graminidene hundekvein (*Agrostis canina*), engkvein (*Agrostis capillaris*), smyle (*Deschampsia flexuosa*), knegras (*Danthonia decumbens*), bråtestarr (*Carex pilulifera*) og kornstarr (*Carex panicea*), samt urtene tepperot (*Potentilla erecta*), blåklokke (*Campanula rotundifolia*), tiriltunge (*Lotus corniculatus*), kvitveis (*Anemone nemorosa*), skrubbær (*Cornus suecica*) og

flekkmarihand (*Dactylorhiza maculata*). Feltsjiktsartene hadde imidlertid liten dekning i rutene. Bunnsjiktet var velutviklet med høy dekning av mosen heiflette (*Hypnum jutlandicum*), samt vanlige forekommende arter som etasjemose (*Hylocomium splendens*), sigdmoser (*Dicranum* spp.), bjørnemoser (*Polytricum* spp.), blåmose (*Leucobryum glaucum*), gullhårmose (*Breuthelia chrysoscoma*), furumose (*Pleurozium schreberi*), narremose (*Pseudoscleropodium purum*) og kystreinlav (*Cladonia portentosa*).

Feltene i område I (A–F) og område II (G–L) ble valgt slik at de skulle dekke omtrent de samme vegetasjonsutformingene. Likevel ble artssammensetningen noe ulik i de to områdene, se DCA - ordinasjonen av både frekvensdataene og dekningsdataene for 1993 rutene (**tabell 4** og **figur 19 - 24**).

4.4.2 Endringer fra 1993 til 1997

Basert på prosent dekning av arter

DCA – ordinasjonen av dekningsdataene (**figur 19 - 21**) viser en betraktelig forflytning av rutene fra 1993 til 1995 mot høyre langs DCA akse 1. I artsordinasjonsplottet (**figur 21**) er arter som er plassert til venstre i diagrammet karakteristiske for de rutene som ligger til venstre i ruteplottet (**figur 19** og **20**). Tilsvarende vil de arter som er plassert øverst/nederst til høyre i artsplottet karakterisere de rutene som er plassert øverst/nederst til høyre i ruteplottet.

Ved å sammenligne ruteplot og artsplot ser man en generell endring fra 1993 til 1995 mot mer dominans av graminidene hundekvein (*Agrostis canina*), engkvein (*A. capillaris*), smyle (*Deschampsia flexuosa*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), bråtestarr (*Carex pilulifera*) og frytler (*Luzula* spp.).

Tabell 4.
"Detrended correspondence analysis" (DCA) av prosent dekningsdata og frekvensdata for 1993, 1995 og 1996, egenskaper ved ordinasjonsaksene.
– Detrended correspondence analysis (DCA) of percentage cover and frequency data from 1993, 1995 and 1996, characteristics of the ordination axes.

Ordinasjonsakse	**1**	**2**	**3**	**4**	**Ti**
DCA prosentdata					
e_{DCA}	0,364	0,160	0,111	0,076	2,117
SD_{DCA}	2,219	2,548	2,071	1,483	
e_{DCA}/Ti	17,19	7,56	5,24	3,59	
Σe_{DCAn}/Ti	17,2	24,8	30,0	33,6	
DCA frekvensdata					
e_{DCA}	0,189	0,110	0,063	0,057	1,419
SD_{DCA}	2,188	2,172	1,582	1,867	
e_{DCA}/Ti	13,32	7,75	4,44	4,02	
Σe_{DCAn}/Ti	13,3	21,1	25,5	29,5	

Ti = total artsvariasjon. e_{DCA} = egenverdi. SD_{DCA} = gradientlengde målt i SD-enheter. e_{DCA}/Ti = egenverdi/total artsvariasjon, dvs. aksens andel av forklart variasjon (i prosent). Σe_{DCAn}/Ti = de n første aksenes andel av forklart variasjon (i prosent). – *Ti = total inertia.* e_{DCA} *= eigenvalue.* SD_{DCA} *= gradient length in SD units.* e_{DCA}*/Ti = eigenvalue/total inertia, i.e. the variation explained by the axis (percentages).* Σe_{DCAn}*/Ti = variation explained by the first n axes (percentages).*

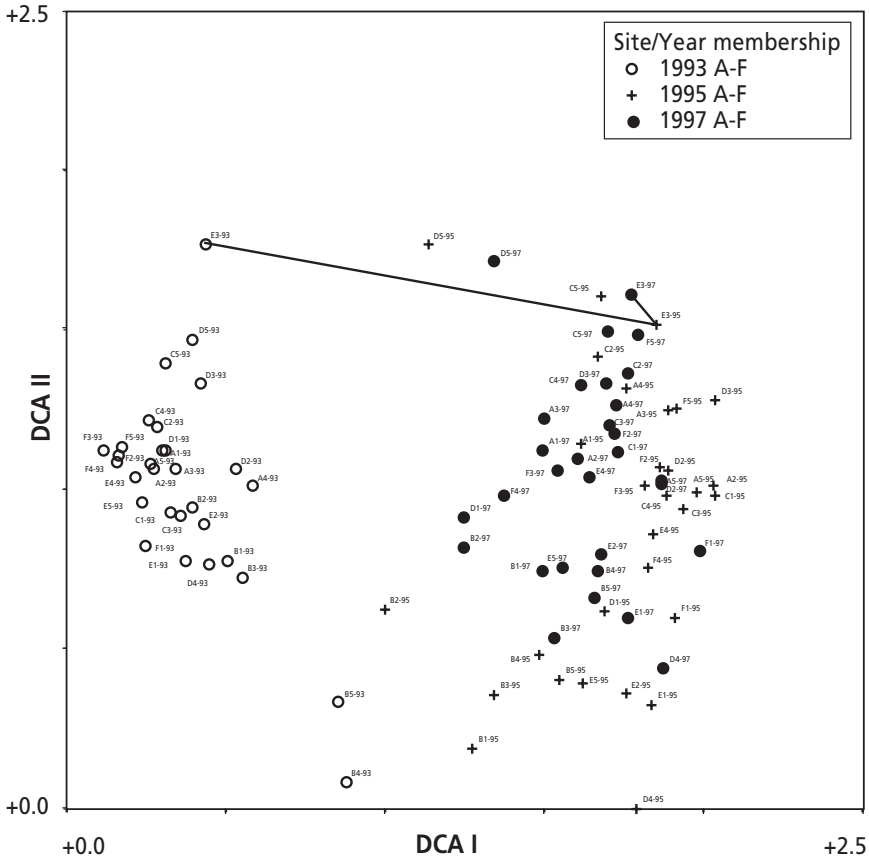
Ordinasjonsdiagrammene viser at det er større variasjon i artssammensetningen i område I enn i område II (større spredning mellom rutene og lengre gradienter langs DCA-aksene). Dette skyldes i hovedsak at noen ruter i feltene G, I, K og L i område II skiller seg ut med mer tørketålende arter, bl.a. flere lavarter (*Cladonia* spp.). Feltene B, H og til dels J skiller seg også ut med et mer markert innslag av svakt fuktighetskrevende og mer eller mindre næringskrevende arter. Her vokste bl.a. skrubbær (*Cornus suecica*), kystmaure (*Galium saxatile*), hengeving (*Gymnocarpium dryopteris*), smørtelg (*Oreoptheris limbosperma*), tvebladmoser (*Scapania* spp.), kystjamnemose (*Plagiothecium undulatum*), gullhårmose (*Breutelia chrysoscoma*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*).

Likeledes øker dominansen av urtene legeveronika (*Veronica officinalis*), tveskjeggveronika (*V. chamaedrys*), revebjelle (*Digitalis purpurea*), kystgriseøre (*Hypochoeris radicata*), fagerperikum (*Hypericum pulchrum*), tiriltunge (*Lotus corniculatus*), heiblåfjær (*Polygala serpyllifolia*), tettegras (*Pinguicula vulgaris*) og tepperot (*Potentilla erecta*). Viktige moser i 1995 var vrangmoser (*Bryum* spp.), vegmose (*Ceratodon purpureus*), brannmose (*Leptodontium flexifolium*), pestbråtemose (*Funaria hygrometrica*), ugrastvare (*Marchantia polymorfa*), flakmoser (*Calypogeia* spp.) og pistremoser (*Cephaloziella* spp.).

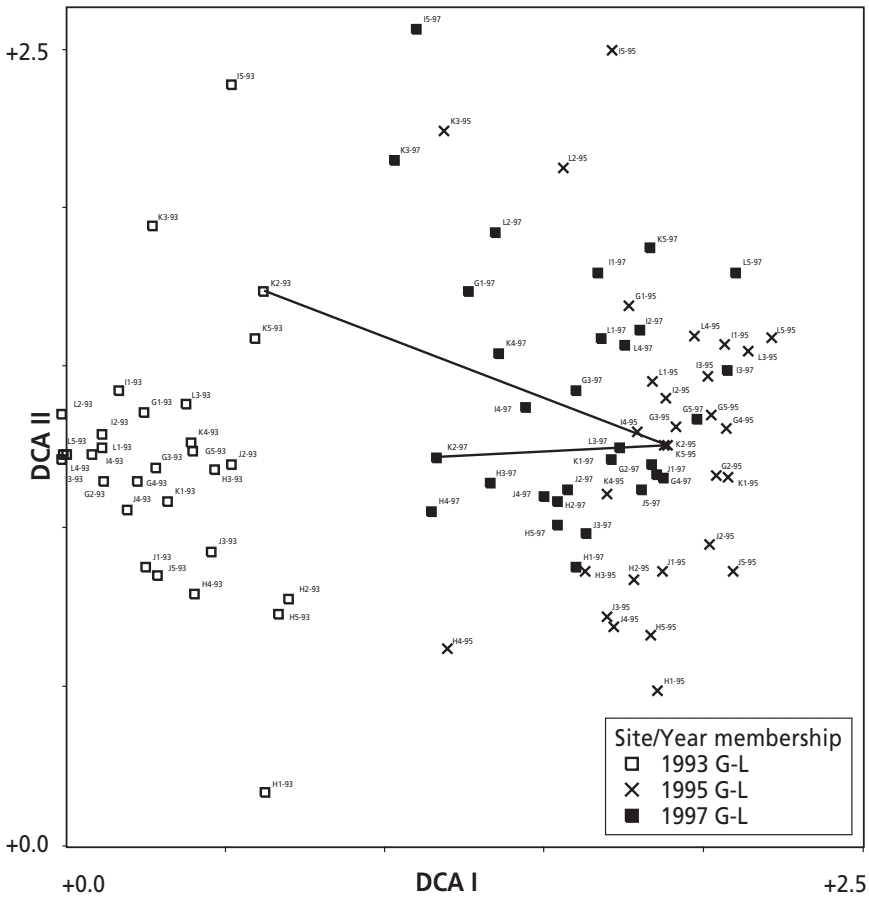
Arter som har regenerert dårlig/sent eller ikke vist gjenvekst, har lav score på DCA akse 1. Her kan nevnes (*Cladonia crispata)*, gaffellav (*C. gracilis*), kystreinlav (*Cladonia porten-*

tosa), pigglav (*C. uncialis*), frynsemose (*Ptilidium ciliare*), fjordtvebladmose (*Scapania nemorea*), heiflette (*Hypnum jutlandicum*), gullhårmose (*Breutelia chrysocoma*), furumose (*Pleurozium schreberi*), narremose (*Pseudoscleropodium purum*), tujamoser (*Thuidium* spp.) og karplanter som gullris (*Solidago virgaurea*), einer (*Juniperus communis*) og småtveblad (*Listera cordata*).

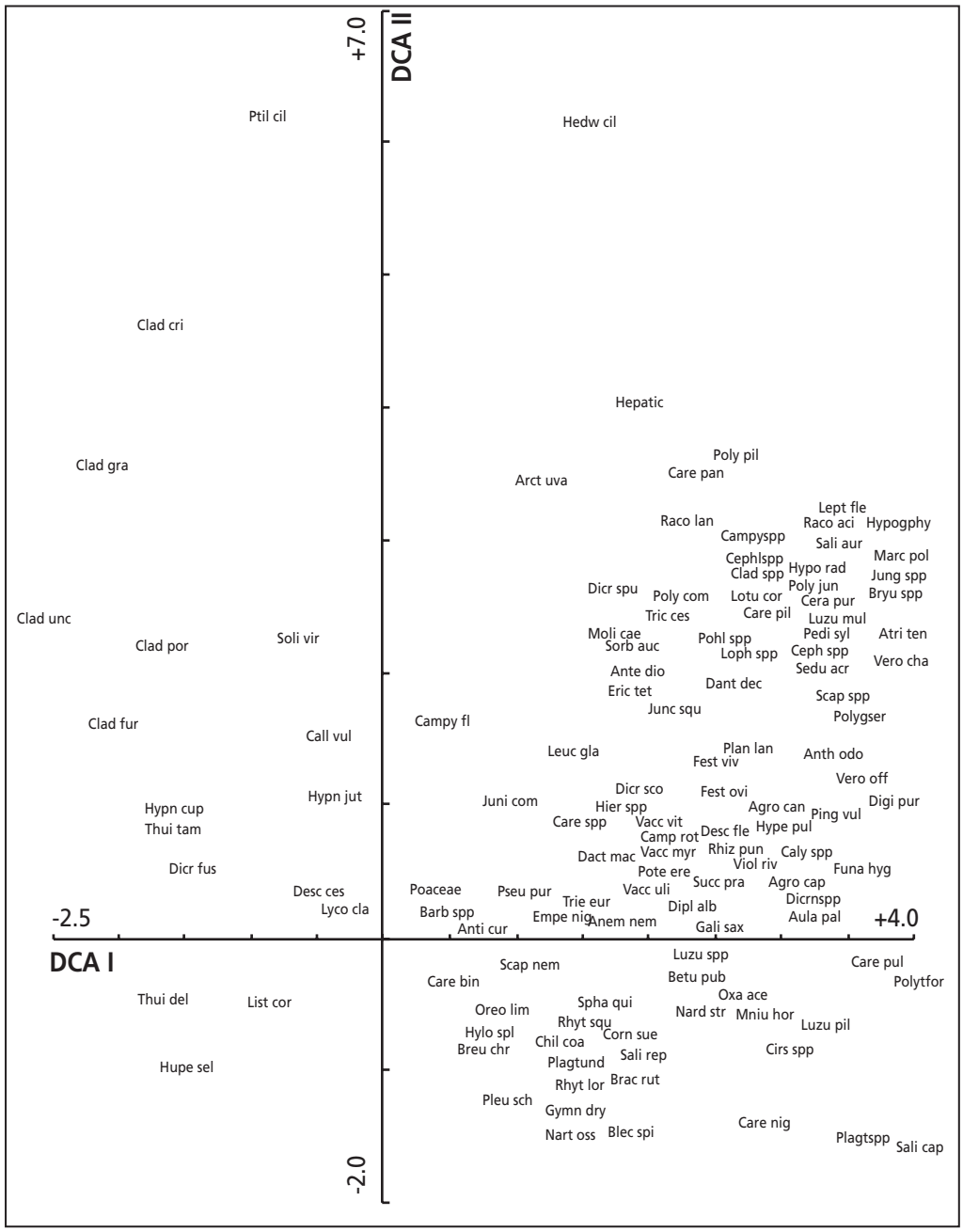
Figur 19.
DCA ruteplot basert på prosent dekningsdata fra 1993, 1995 og 1997. Kun ubeita ruter er visualisert, med ett eksempel på en rutes forflytning fra 1993 til 1997. – *DCA sample plot based on percentage cover data from 1993, 1995 and 1997. Only ungrazed sample plots shown, with one example of a sample plot's movement from 1993 to 1997.*



Figur 20.
DCA ruteplot basert på prosent dekningsdata fra 1993, 1995 og 1997. Kun beita ruter er visualisert, med ett eksempel på en rutes forflytning fra 1993 til 1997. – *DCA sample plot based on percentage cover data from 1993, 1995 and 1997. Only grazed sample plots shown, with one example of a sample plot's movement from 1993 to 1997.*



Figur 21.
DCA artsplot basert på prosent dekningsdata fra 1993, 1995 og 1997. – *DCA species plot based on percentage cover data from 1993, 1995 and 1997.*



De fleste av analyserutene for 1997, basert på prosent dekning av artene, har beveget seg noe tilbake til utgangspunktet i ordinasjonsrommet (**figur 19** og **20**). Dette kan ha flere årsaker. Bl.a. er gjenveksten av dominerende arter i 1993, som røsslyng, nå blitt mer markant. Likeledes ble flere arter som forsvant ved brann, først gjenfunnet i 1996 eller 1997.

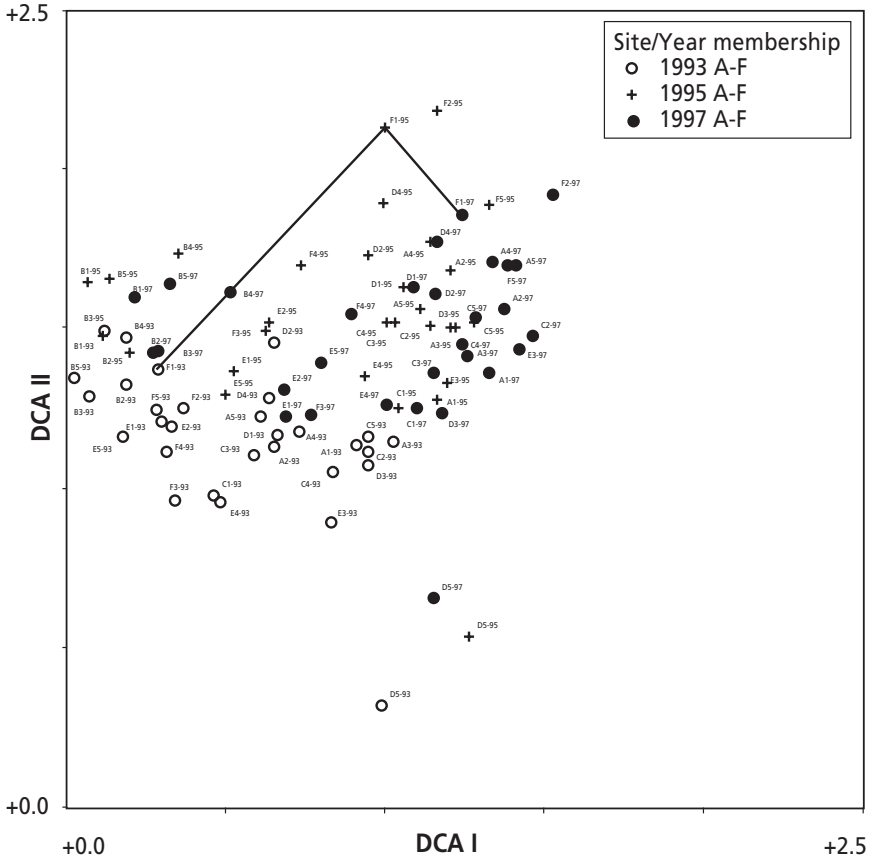
Ved sammenlikning mellom ubeita og beita analyseruter (**figur 19** og **20**) kan det se ut som om de beita rutene i 1997 viser en større spredning i ordinasjonsrommet enn de ubeita rutene. Dette kan tyde på at vegetasjonen i disse rutene over tid viser en større variasjon i artssammensetning enn de ubeita rutene.

Basert på frekvensmål av arter

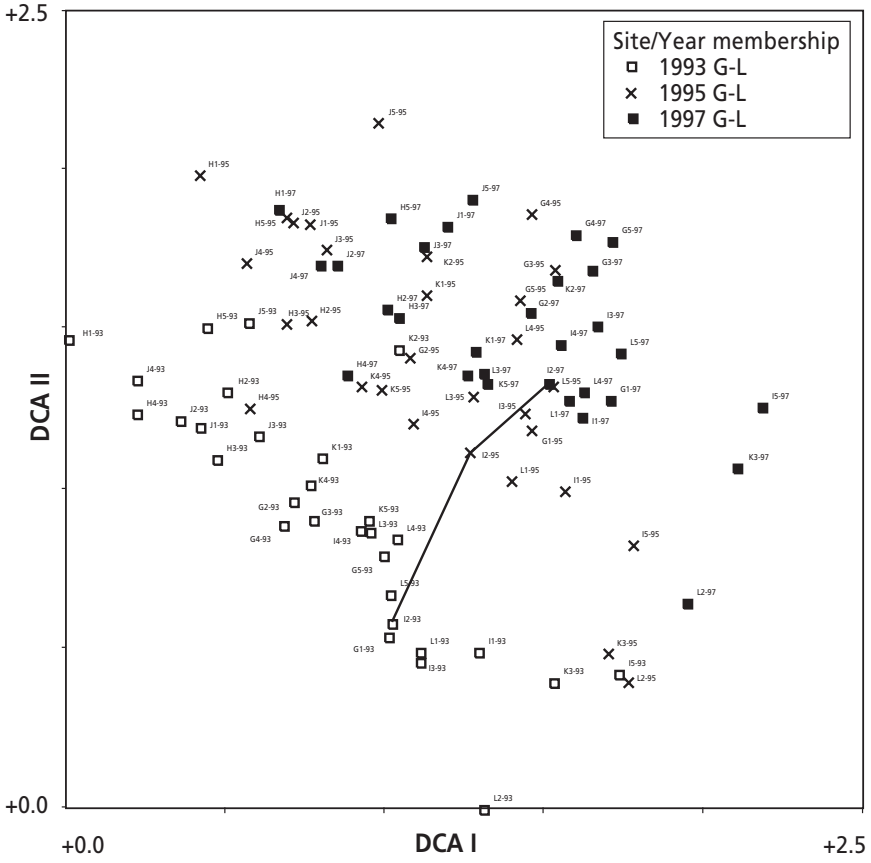
DCA-ordinasjonene av frekvensdataene (**figur 22–24**) viser de samme trender som for prosent dekningsdatasettet, med en utvikling fra lyngdominerte plantesamfunn mot mer graminide- og urtepregede samfunn.

Det er imidlertid en stor forskjell i forflytning av rutene sammenliknet med prosentdatasettet. Rutene flytter seg i stor grad både langs DCA akse 1 og DCA akse 2. Samtidig viser ordinasjonsdiagrammene at den generelle forflytningen av rutene fra 1995 til 1997 ikke går tilbake mot 1993 scorene, slik som ved prosent dekningsdataene, men fortsetter noe videre mot høgre langs DCA akse 1. Dette skyldes trolig at de kvantitative verdiene i frekvensdatasettet og prosentdatasettet teller ulikt i utrekning av ordinasjonsscorene, da mengdemålet i frekvensdataene varierer mellom 1 og 16, mens de i prosentdatasettet varierer mellom 1 og 100. Arter som raskt gjenvinner høy prosent dekning, som f.eks. røsslyng, vil trolig telle mer i utrekning av ordinasjonsscorene ved prosent dekning enn ved frekvensmål, mens forekomst av nye arter, som ofte har verdien 1 i prosent dekning, men som til gjengjeld kan ha høy frekvens, vil trolig telle mer i ordinasjonen ved bruk av frekvensdatasettet.

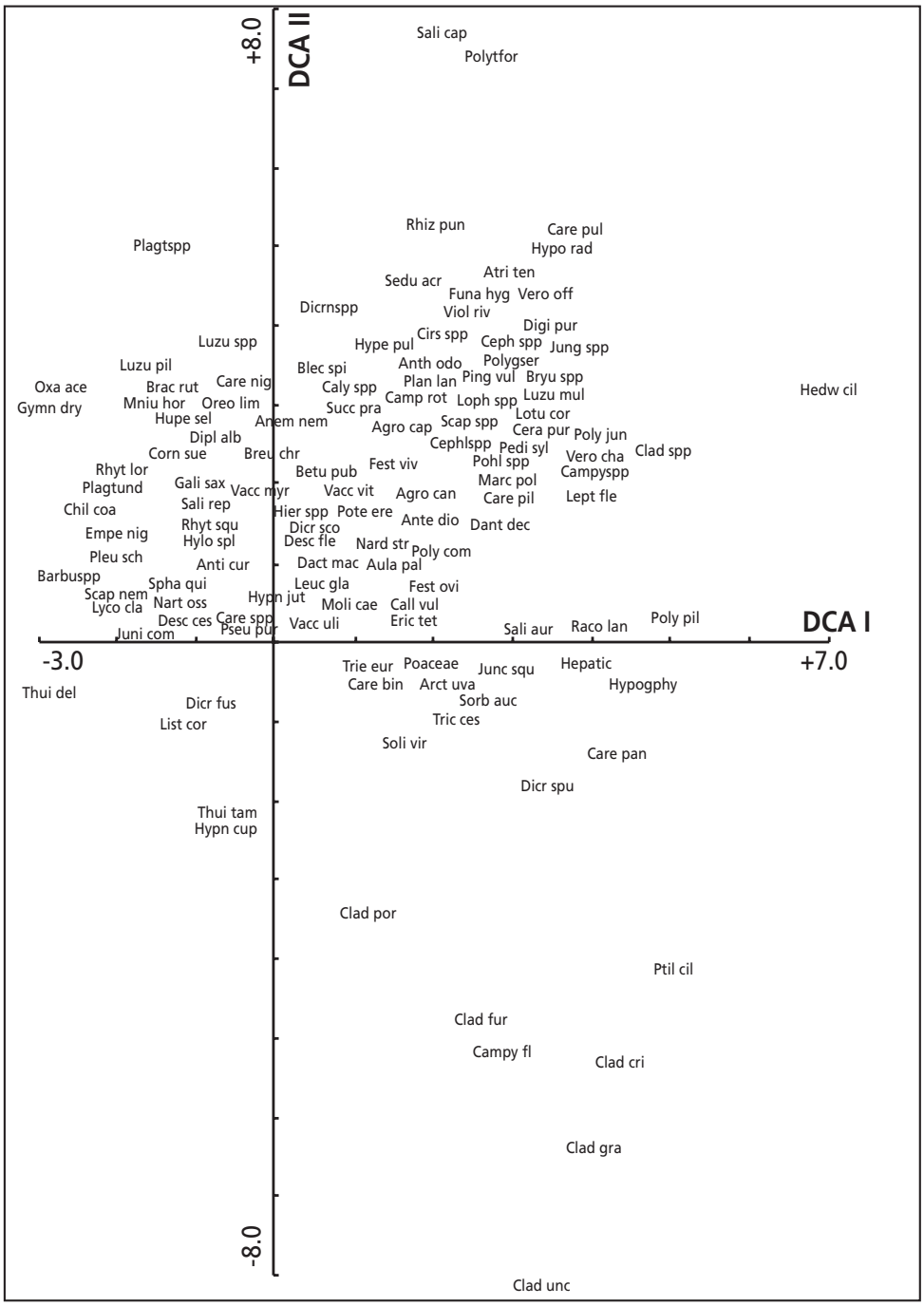
Figur 22.
DCA ruteplot basert på frekvens data fra 1993, 1995 og 1997. Kun ubeita ruter er visualisert, med ett eksempel på en rutes forflytning fra 1993 til 1997. – *DCA sample plot based on frequency data from 1993, 1995 and 1997. Only ungrazed sample plots shown, with one example of a sample plot's movement from 1993 to 1997.*



Figur 23.
DCA ruteplot basert på frekvens data fra 1993, 1995 og 1997. Kun beita ruter er visualisert, med ett eksempel på en rutes forflytning fra 1993 til 1997. – *DCA sample plot based on frequency data from 1993, 1995 and 1997. Only grazed sample plots shown, with one example of a sample plot's movement from 1993 to 1997.*



Figur 24.
DCA artsplot basert på frekvens data fra 1993, 1995 og 197. – *DCA species plot based on frequency data from 1993, 1995 and 1997.*



4.5 Relasjoner mellom vegetasjon og miljøvariabler

CCA ordinasjonsresultatene (**tabell 5**) viser generelt gode korrelasjoner mellom miljøvariabler og arter, og mye av artsvariasjonene kan forklares ut fra de benyttede miljø-parameterene. Aksenes andel av forklart artsvariasjon og av arts-miljørelasjoner er noe større for prosentdatasettet enn for frekvensadatsettet i 1993, mens det i 1997 er frekvens-datsettet som viser de største korrelasjoner mellom artsvari-asjon og miljødata.

Tabell 5.
"Canonical correspondence analysis" (CCA)-ordinasjonsresultater av data fra 1993 og 1997. Artsdata som prosent dekning og frekvensmål. Benyttede miljøvariabler og egenskaper ved ordinasjonsaksene. - *Canonical correspondence analysis (CCA)- ordination results of data from 1993 and 1997. Species data as percentage cover and frequency in subplots. Environmental variables used and characteristics of the ordination axes.*

Akse	**1**	**2**	**3**	**4**	**Ti**	**T**	**Miljøvariabler**
CCA prosentdata 1993					1,09	0,286	
e	0,15	0,047	0,037	0,026			
r	0,818	0,649	0,708	0,684			
e/Ti	13,8	4,3	3,4	2,4			pH, SDepth, Slope,
Σe_n/Ti (%)	13,8	18,1	21,5	23,9			North, SW, NW
e/T (%)	52,4	16,4	13,0	9,1			
Σe_n/T (%)	52,4	68,8	81,8	90,9			
CCA frekvensdata 1993					1,172	0,322	
e	0,120	0,062	0,042	0,039			
r	0,853	0,805	0,800	0,824			
e/Ti	10,2	5,4	3,6	3,3			pH, N, SDepth, Slope,
Σe_n/Ti (%)	10,2	15,6	19,2	22,5			North, SW, NW
e/T (%)	37,2	19,3	13,0	12,2			
Σe_n/T (%)	37,2	56,5	69,5	81,7			
CCA prosentdata 1997					1,405	0,506	
e	0,137	0,094	0,064	0,054			
r	0,884	0,88	0,763	0,794			
e/Ti	9,8	6,6	4,6	3,8			LOI, pH, N, CEC, Slope,
Σe_n/Ti (%)	9,8	16,4	21	24,8			SW, NW, Fire, Grazing, Feces
e/T (%)	27,2	18,5	12,6	10,7			
Σe_n/T (%)	27,2	45,7 5	8,3	69,0			
CCA frekvensdata 1997					1,121	0,431	
e	0,138	0,079	0,053	0,047			
r	0,904	0,814	0,829	0,829			
e/Ti	12,3	7,1	4,7	4,2			LOI, pH, N, CEC, Slope,
Σe_n/Ti (%)	12,3	19,4	24,1	28,3			SW, NW, Fire, Grazing, Feces
e/T (%)	32,0	18,4	12,3	10,9			
Σe_n/T (%)	32,0	50,4	62,7	73,6			

Ti = total artsvariasjon. T = summen av alle kanoniske egenverdier. e = egenverdi. r = arts-miljøkorrelasjoner. e/Ti = aksens andel av forklart artsvariasjon. Σe_n/Ti = den første aksenes andel av forklart artsvariasjon. e/T = aksens andel av forklart arts-miljørelasjon. Σe_n/T = de n første aksenes andel av forklart arts-miljørelasjon.

Ti = total inertia. T = trace (sum of all canonical eigenvalues). e = eigenvalue. r = species-environment correlations. e/Ti = variation of the species explained by the axis. Σe_n/Ti = variation of the species explained by the first n axes. e/T = variation of the species-environment relation explained by the axis. Σe_n/Ti = variation of the species-environment relation explained by the n first axes.

4.5.1 Vegetasjon og miljøforhold i 1993

CCA ordinasjonenen av 1993 datamaterialet og testene av de enkelte miljøvariablers korrelasjon til variasjonen i artssammensetning viser at vegetasjonens sammensetning i hovedsak kan forklares ut fra forskjeller i eksposisjon, topografiske forhold og pH i jordvannekstrakt (**tabell 6**, **figur 25** og **26**). En sammenlikning av CCA-ruteplottet (**figur 25**) og CCA-artsplottet (**figur 27**) for 1993 dataene

viser at urter som skrubbbær (*Cornus suecica*), kystmaure (*Galium saxatile*), kvitveis (*Anemone nemorosa*) og blåknapp (*Succissa pratensis*) prefererer noe ugunstige eksposisjoner (nord og nordvest) med god helning. Det samme gjør fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), furumose (*Pleurozium schreberi*), etasjemose (*Hylocomium splendens*), kysttornemose (*Mnium hornum*), gullhårsmose (*Breutelia chrysocoma*) og fjordtvebladmose (*Scapania nemorea*). Den ugunstige eksposisjonen med markert helning gir et kjøligere mikroklima (baklieffekt). **Figur 25** og **27** viser at mjølbær (*Arctostaphylos uva-ursi*), pigglav (*Cladonia uncinalis*), syllav (*C. gracilis*), traktlav (*C. crispata*), samt mosene (*Dicranum spurium*), einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*) og heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) har sitt optimum på koller med liten helning og tynt jordsmonn, mens arter på noe dypere jord med gunstig eksposisjon og et gunstig mikroklima er gullris (*Solidago virgaurea*), blåklokke (*Campanula rotundifolia*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), blåtopp (*Molinia caerulea*) og knegras (*Danthonia decumbens*).

De økologiske gradientene er imidlertid relativt små med bakgrunn i at bare tørre lyngheityper er valgt ut, og at man har prøvd å få en så lik variasjon som mulig mellom område I (feltene A-L) og område II (feltene G-L). CCA ordinasjonen av både prosent dekningsdataene og frekvensdataene (**figur 25** og **26**) viser at analyserutene i de to hovedområdene har en tilnærmet lik variasjon i artssammensetning som er relatert til de viktigste miljøvariablene ved at rutene fra A-F og G-L fordeler seg jevnt i ordinasjonsbildet. Det er likevel noen forskjeller ved at artsvariasjonen langs pH gradienten er større i feltene G-L enn i A-F, og at analyserutene i felt B har større helning enn de i tilsvarende felt H i nordvest eksponert område (se også ulikheter i DCA ordinasjonen). Bakli-effekten med kaldere mikroklima og fuktigere jord kan således være større i område I enn i område II. Likeledes er flere analyseruter i feltene G-L relatert til tynnere jordsmonn på områder med liten helning.

Forskjellene i artssammensetning mellom de to hovedområdene er funnet statistisk signifikant for begge mengdemåls-dataene, både i en CCA der lokalitetstilhørigheten A-F og G-L er brukt som en miljøvariabel (**tabell 6**) og i en CCA der alle de andre miljøvariablene er benyttet som co-variabler. Det vil si at selv om det er tatt hensyn til variasjonen som er forklart av miljøvariablene, så er det fortsatt noe variasjon som skyldes lokalitetsforskjeller. Forskjellene mellom analyserutene i feltene A-F og de i feltene G-L er imidlertid små, da lokalitetstilhørigheten forklarer svært lite av artsvariasjonen (henholdsvis 2,8 % for prosentdatasettet og 3,8% for frekvensdatasettet når lokalitetsforskjellen testes for seg, og tilsvarende 2,7 % og 1,7% når effekten av de andre variablene er tatt hensyn til).

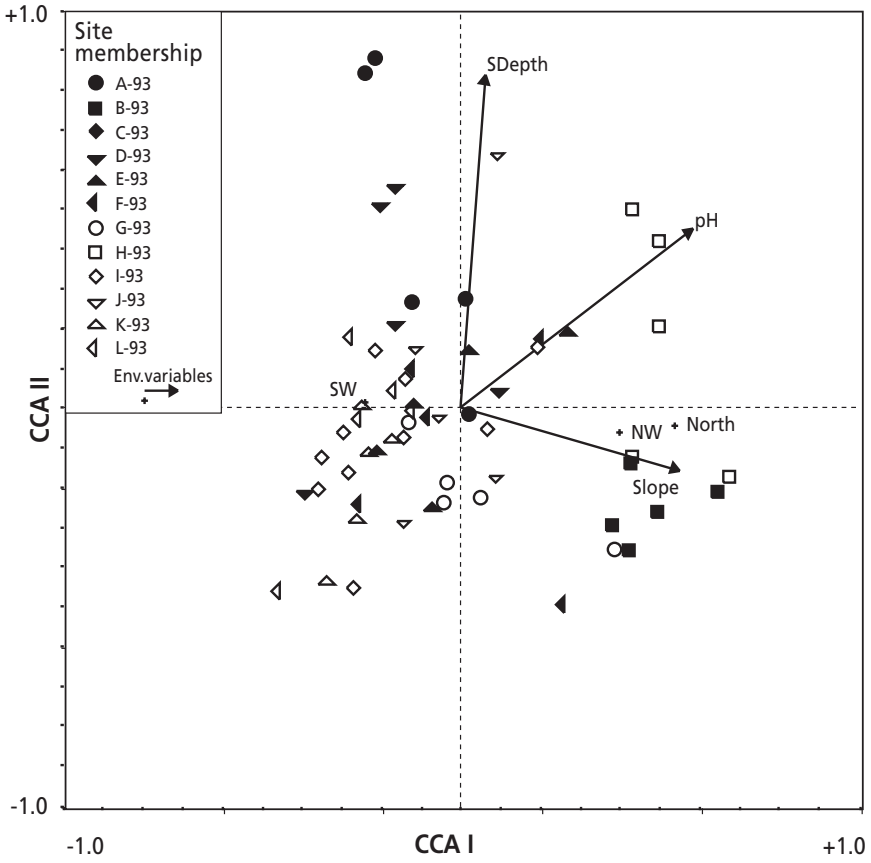
4.5.2 Vegetasjon og miljøforhold i 1995

Ett år etter brann er effekten av branninntensitet den viktigste forklarende miljøvariabelen for artssammensetningen (**tabell 6**). For prosentdekningsdatasettet forklarer den 8,5% av variasjonen og for frekvensdatsettet 9,9%. Fortsatt er eksposisjon og topografi viktige forklaringsparametere, men flere jordsmonnsparametere som glødetap, total nitrogen og utbyttbare ioner er nå blitt statistisk signifikant relatert til artsvariasjonen. Effekten av beite er langt mindre enn branneffekten, men den er likevel statistisk signifikant og forklarer henholdsvis 4% av artsvariasjonen i prosentdatasettet og 3% i frekvensdatasettet. Her må det imidlertid presiseres at mesteparten av denne variasjonen trolig skyldes den opprinnelige forskjellen i artssammensetningen mellom feltene A-F og G-L. Årsaken til at beiteeffekten er en større forklarende parameter i prosentdatasettet enn i frekvensdatasettet skyldes trolig at registreringen med prosent dekning av artene gir et bedre bilde av hvor mye sauebeite endrer biomassen av artene, mens frekvensdatsettet er mer knyttet til artsvariasjonen og således gir mye de samme mengdeverdiene om artene beites eller ikke.

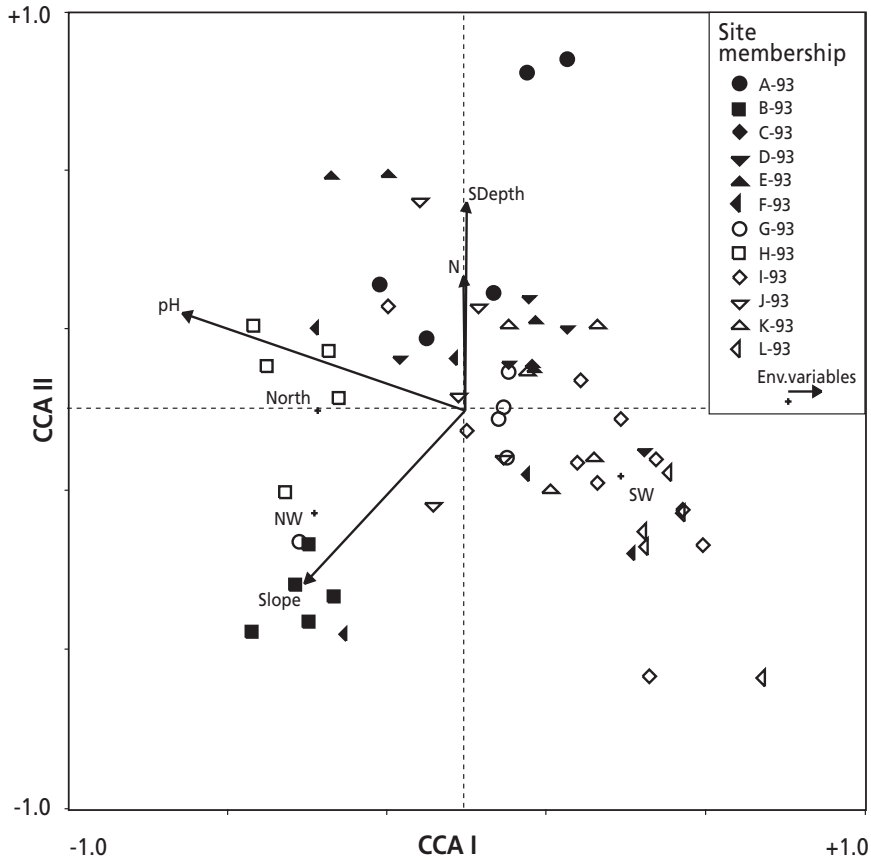
4.5.3 Vegetasjon og miljøforhold i 1997

Tre år etter brann og påsetting av beite er effekten av brannintensitet og beite blitt de to viktigste forklarende miljøfaktorene (**tabell 6**). Branninntensiteten er fortsatt viktigst, men variasjonen som skyldes beite (inkludert den opprinnelige forskjellen mellom feltene A-F og G-L) har nå økt til 6,4% for prosentdekningsdatasettet og 7,1% for frekvensdatsettet. Dette vises også tydelig i biplot ordinasjonene av analyseruter og miljøvariabler (**figur 28** og **29**), ved stor separasjon mellom beita og ubeita ruter. Fortsatt er eksposisjon, topografi og jordsmonnsparameterene glødetap, pH, total nitrogen og utbyttingskapasitet statistisk signifikant relatert til artsvariasjonen og kan således forklare en del av denne variasjonen. I 1997 er imidlertid også mengde av saueekskrementer i rutene funnet statistisk signifikant relatert til artsvariasjonen, selv når effekten av beite er tatt bort (i "forward selection" av miljøvariabler). Dette kan indikere at beiteintensitet og eventuelt gjødsling kan påvirke artsvariasjonen (se under diskusjon).

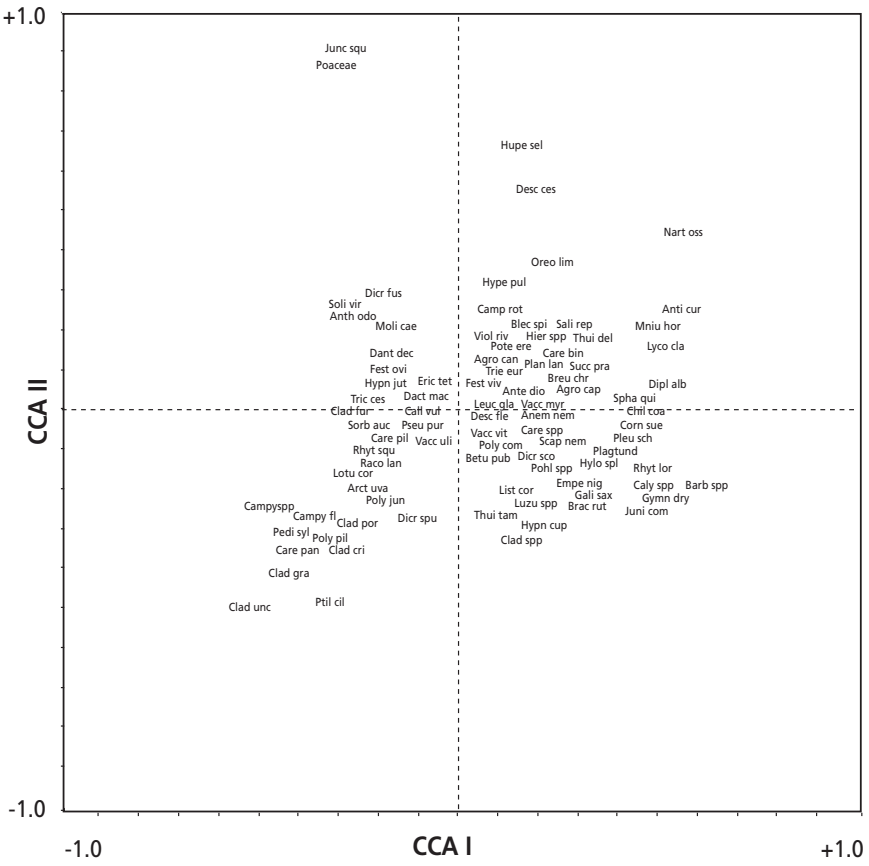
Figur 25.
CCA rute/miljøvariabel biplot diagram, aksene 1 og 2, av data fra 1993. Artsdata basert på prosent dekning. Kvantitative miljøvariabler vist som biplot piler, nominelle variabler som centroider (+). - *CCA samleplot/env. variable biplot diagram, axes 1 and 2, of data from 1993. Species abundance data as percentage cover. Quantitative environmental variables represented by biplot arrows, nominal variables as centroids (+).*



Figur 26.
CCA rute/miljøvariabel biplot diagram, aksene 1 og 2, av data fra 1993. Artsdata basert på smårutefrekvens. Kvantitative miljøvariabler vist som biplot piler, nominelle variabler som centroider (+). - *CCA samleplot/env. variable biplot diagram, axes 1 and 2, of data from 1993. Species abundance data as frequency in sub plots. Quantitative environmental variables represented by biplot arrows, nominal variables as centroids (+).*



Figur 27.
CCA arts diagram, aksene 1 og 2, av prosent dekningsdata og miljødata fra 1993. – *CCA species diagram, axes 1 and 2, of percentage cover data and environmental data from 1993.*



CCA ordinasjonen av 1997 materialet viser også at brannintensiteten har vært stor på lokaliteter vendt mot sydvest. Dette skyldes trolig at disse områdene under brannen var generelt tørrere enn flater med klimatisk ugunstigere eksposisjon. Arter som brannmose (*Leptodontium flexifolium*), einerbjørnemose (*Polytricum juniperinum*), kornstarr (*Carex panicea*), bråtestarr (*Carex pilulifera*), kystgriseøre (*Hypochoeris radicata*) og tiriltunge (*Lotus corniculatus*) regenererer best på de sterkest brente områdene (sammenlign **figur 28** og **30**). En mengde arter har også sitt optimum i områder med middels brannintensitet. Her kan nevnes ugrasvegmose (*Ceratodon purpureus*), skogfiol (*Viola riviniana*), flekkmarihand (*Dactylorhiza maculata*), tveskjeggveronika (*Veronica chameadrys*), tepperot (*Potentilla erecta*), røsslyng (*Calluna vulgaris*) og heiblåfjær (*Polygala serpyllifolia*). Brannintensiteten har vært mindre i nordvest eksponerte områder, og vegetasjonen er her karakterisert av de samme artene som før brann (se ovenfor under 1993).

Figur 28 og **30** viser at legeveronika (*Veronica officinalis*), tepperot (*Pinguicula vulgaris*), sauesvingel (*Festuca vivipara*) og gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) er mest vanlige i analyseflater fra beita områder. Dette gjelder også for en del moser som var lite frekvent eller uregistrerte i rutene før beite, slike som vrangmoser (*Bryum* spp.), småtaggmose (*Atrichum tenellum*), pestbråtemose (*Funaria hygrometrica*), ugrasvegmose (*Ceratodon purpureus*), brannmose (*Leptodontium flexifolium*), gråsteinmose (*Hedwigia ciliata*), glefsemoser (*Cephalozia* spp.) og pistremoser (*Cephaloziella* spp.). Etableringen av flere av disse artene kan favoriseres av blottlegging av jordsmonn ved sauetråkk.

Figur 28 og **29** viser at glødetap, nitrogeninnhold, pH og kationebyttekapasitet i øvre 5 cm av jordsmonnet i 1997 er markert lavere i de beita feltene enn i de ubeita. Dette skyldes trolig at jordsmonnet i de beita feltene utsettes for sterk erosjon av sauetråkk (se under diskusjon).

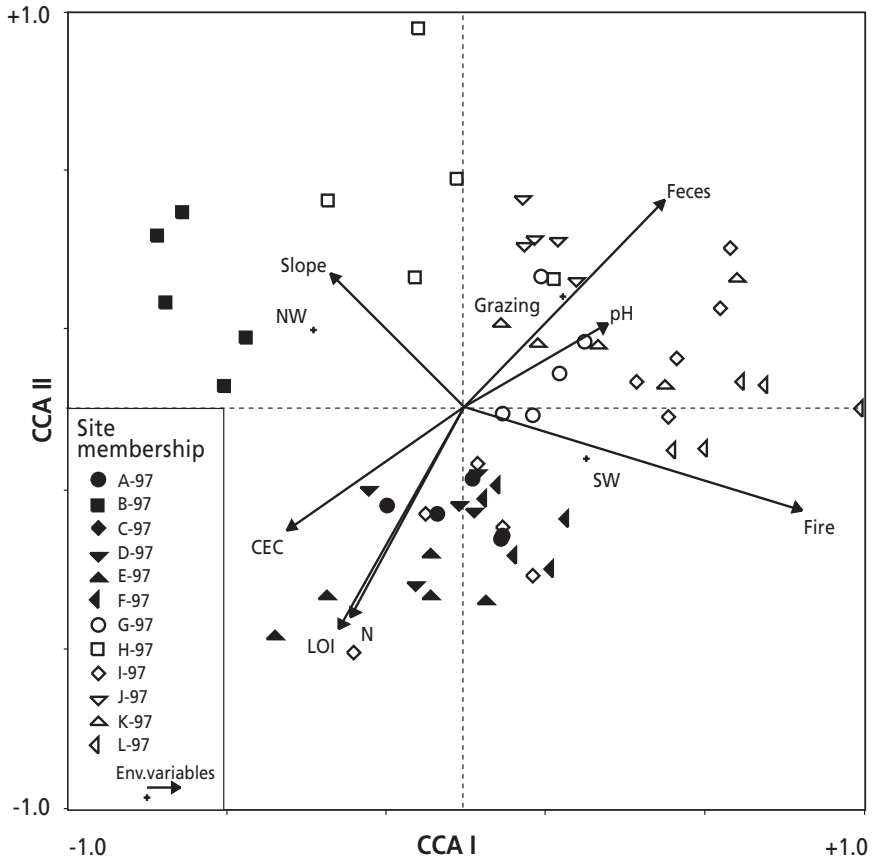
Tabell 6.
Miljøvariablenes forklaringsandel og deres signifikansnivå i relasjon til artssammensetningen i 1993, 1995 og 1997 (prosent dekning og smårutefrekvens). Miljøvariabler er forklart i tabell 2. – *The environmental variables explanatory power and their significance level in relation to the variation in species data (percentage cover and frequency in subplots) in 1993, 1995 and 1997. Environmental variables are explained in Table 2.*

	1993								**1995**								**1997**							
	Prosent data				Frekvens data				Prosent data				Frekvens data				Prosent data				Frekvens data			
Ti	1,09				1,172				1,995				1,312				1,405				1,121			
	e_{CCA}	V %	p_1	p_2	e_{CCA}	V %	p_1	p_2	e_{CCA}	V %	p_1	p_2	e_{CCA}	V %	p_1	p_2	e_{CCA}	V%	p_1	p_2	e_{CCA}	V %	p_1	p_2
LOI	0,03	2,8	ns	ns	0,04	3,4	*	ns	0,07	**3,5**	**	**	0,06	**4,6**	**	**	0,07	**5,0**	**	**	0,05	**4,5**	**	**
pH	0,07	**6,4**	**	ns	0,08	**6,8**	**	**	0,06	**3,0**	**	**	0,04	3,0	*	*	0,06	**4,3**	**	**	0,05	**4,5**	**	**
N	0,02	1,8	ns	ns	0,04	3,4	*	**	0,07	**3,5**	**	**	0,06	**4,6**	**	**	0,06	**4,3**	**	*	0,05	**4,5**	**	**
H	0,02	1,8	ns	ns	0,03	2,6	ns	ns	0,07	**3,5**	**	ns	0,04	**3,0**	**	ns	0,06	**4,3**	**	ns	0,03	2,7	ns	ns
Ca	0,04	3,7	*	ns	0,03	2,6	ns	**	0,03	1,5	ns	ns	0,03	2,3	ns	**	0,03	2,1	ns	ns	0,03	2,7	ns	ns
K	0,03	2,8	ns	ns	0,03	2,6	ns	ns	0,10	**5,0**	**	ns	0,07	**5,3**	**	ns	0,05	3,6	*	*	0,04	**3,6**	**	*
Mg	0,03	2,8	ns	ns	0,03	2,6	ns	ns	0,08	**4,0**	**	**	0,04	3,0	*	ns	0,03	2,1	*	ns	0,04	3,6	*	ns
Na	0,03	2,8	ns	ns	0,02	1,7	ns	ns	0,09	**4,5**	**	ns	0,05	**3,8**	**		0,06	**4,3**	**	ns	0,04	3,6	*	ns
CEC	0,03	2,8	ns	ns	0,03	2,6	ns	*	0,08	**4,0**	**	ns	0,04	3,0	*	ns	0,06	**4,3**	**	*	0,04	**3,6**	**	**
BS	0,02	1,8	ns	ns	0,03	2,6	*	ns	0,04	2,0	ns	ns	0,04	**3,0**	**	ns	0,02	1,4	ns	ns	0,02	1,8	ns	ns
BD	0,02	1,8	ns	ns	0,03	2,6	ns	ns	0,07	**3,5**	**	ns	0,05	**3,8**	**	ns								
WatSat	0,02	1,8	ns	ns	0,03	2,6	*	ns	0,05	2,5	*	**	0,03	2,3	ns	ns								
SDepth	0,04	3,7	*	**	0,04	**3,4**	**	**	0,05	2,5	ns	**	0,04	3,0	*	**	0,03	2,1	ns	ns	0,03	2,7	*	**
Slope	0,06	**5,5**	**	ns	0,05	**4,3**	**	ns	0,09	**4,5**	**	ns	0,05	**3,8**	**	ns	0,04	2,8	*	**	0,04	**3,6**	**	**
North	0,06	**5,5**	**	**	0,03	2,6	*	**	0,03	1,5	ns	ns	0,03	2,3	ns	ns	0,02	1,4	ns	ns	0,03	2,7	ns	ns
NE	0,03	2,8	ns	**	0,02	1,7	ns	*	0,04	2,0	ns	ns	0,04	**3,0**	**	ns	0,05	3,6	*	ns	0,03	2,7	*	*
E	0,02	1,8	ns	ns	0,02	1,7	ns	ns	0,06	3,0	ns	*	0,02	1,5	ns	ns	0,03	2,1	ns	ns	0,02	1,8	ns	ns
SE	0,02	1,8	ns	ns	0,02	1,7	ns	ns	0,03	1,5	ns	ns	0,03	2,3	ns	ns	0,03	2,1	ns	ns	0,03	2,7	ns	ns
S	0,03	2,8	ns	ns	0,03	2,6	ns	ns	0,02	1,0	ns	ns	0,02	1,5	ns	ns	0,02	1,4	ns	ns	0,02	1,8	ns	ns
SW	0,05	4,6	*	*	0,07	**6,0**	**	**	0,09	**4,5**	**	**	0,06	**4,6**	**	ns	0,06	**4,3**	**	**	0,05	**4,5**	**	**
W	0,01	0,9	ns	ns	0,03	2,6	ns	ns	0,04	2,0	ns	ns	0,04	3,0	*	ns	0,03	2,1	ns	ns	0,03	2,7	ns	ns
NW	0,08	**7,3**	**	**	0,07	**6,0**	**	**	0,14	**7,0**	**	**	0,09	**6,9**	**	**	0,07	**5,0**	**	*	0,07	**6,2**	**	ns
Fire									0,17	**8,5**	**	**	0,13	**9,9**	**	**	0,11	**7,8**	**	**	0,12	**10,7**	**	**
Grazing[1]	(0,03	2,8	*)		(0,04	**3,8**	**)		0,08	**4,0**	**	**	0,04	**3,0**	**	**	0,09	**6,4**	**	**	0,08	**7,1**	**	**
Feces									0,04	2,0	ns	ns	0,03	2,3	ns	ns	0,08	**5,7**	**	**	0,06	**5,4**	**	*

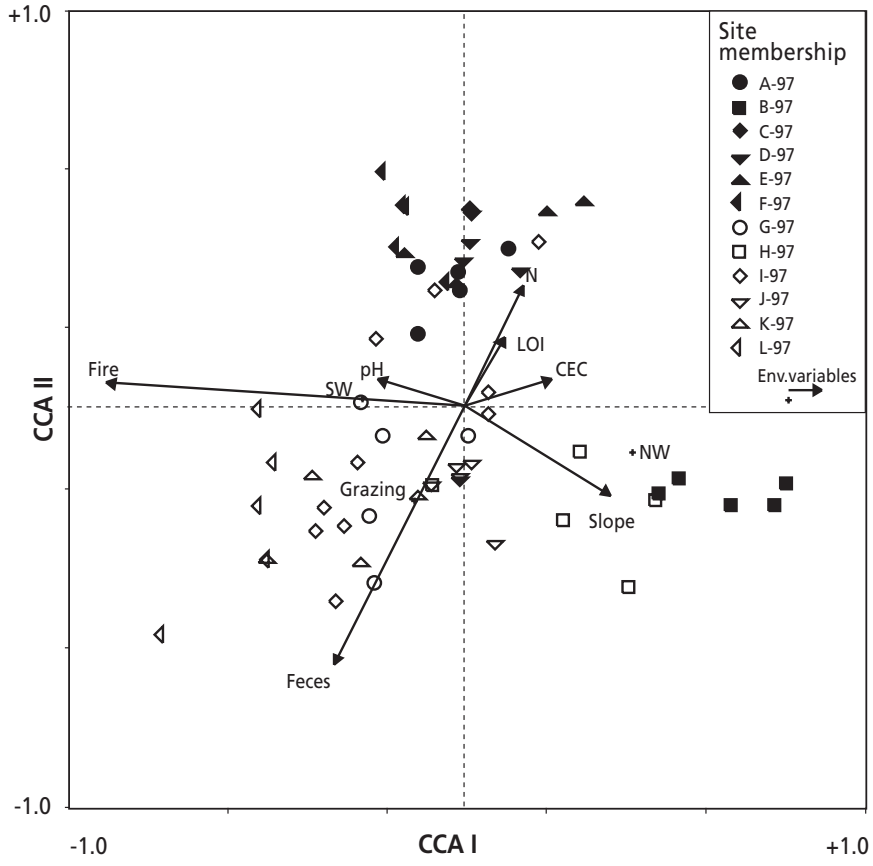
Ti = total artsvariasjon (summen av alle "unconstrained" egenverdier i en CA). e_{CCA} = egenverdien for første akse i en CCA av miljøvariabelen. V = (e_{CCA}/Ti) x 100%, miljøvariabelens forklaring av artsvariasjonen. p_1 = signifikansnivå av hver miljøvariabels forklaring. p_2 = signifikansnivå for miljøvariabelens forklaring i en "forward selection" av alle miljøvariablene. ** = signifikansnivå ($p \leq 0.01$) og * = signifikansnivå ($p \leq 0.05$) i "unrestricted Monte Carlo permutation tests (99 permutations)". ns = ikke signifikant. [1] Miljøvariabelen "Grazing" er identisk med analyserutenes tilhørighet i feltene G-L.

*Ti= Total inertia (the sum of all unconstrained variables in a CA). e_{CCA} = eigenvalue of the fisrt axis in a CCA of the one environmental variable. V = (e_{CCA}/Ti) x 100%, percentage variation in the species data explained by the environmental variable. p_1 = significans level of the one environmental variable, tested separately. p_2 = significans level in forward selection of the variables. ** = significant ($p \leq 0.01$) and * = significant ($p \leq 0.05$) in unrestricted Monte Carlo permutation tests (99 permutations). ns = not significant. [1] The environmantal variable "Grazing" is identical to the sample plots membership at sites G-L.*

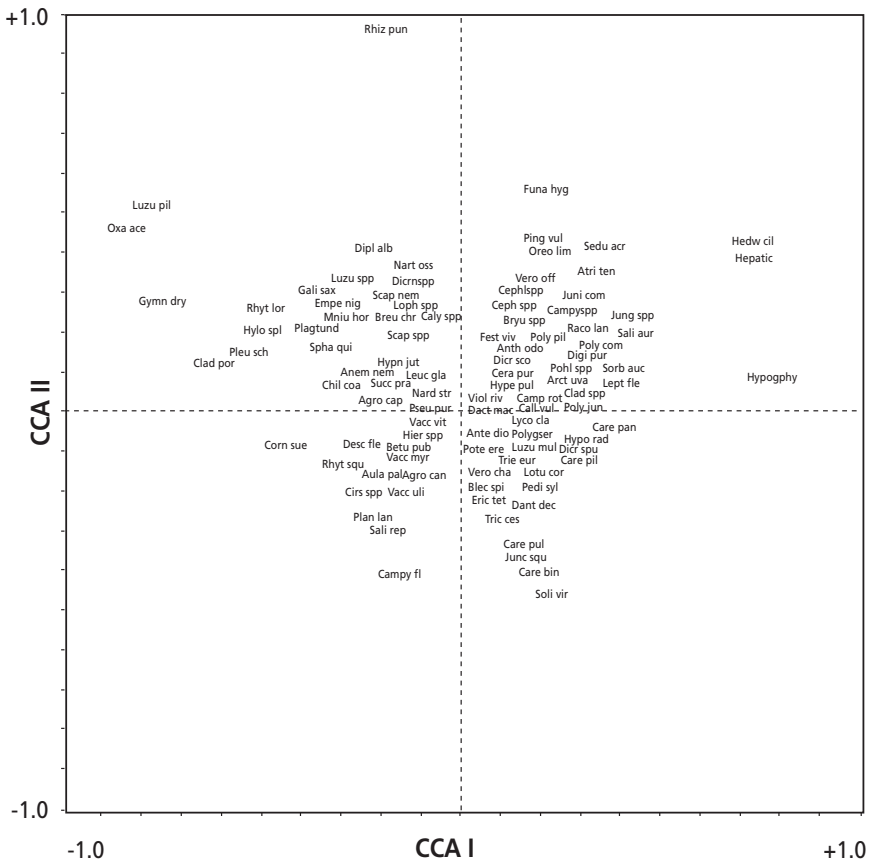
Figur 28.
CCA rute/miljøvariabel biplot diagram, aksene 1 og 2, av data fra 1997. Artsdata basert på prosent dekning. Kvantitative miljøvariabler vist som biplot piler, nominelle variabler som centroider (+). - *CCA samleplot/env. variable biplot diagram, axes 1 and 2, of data from 1997. Species abundance data as percentage cover. Quantitative environmental variables represented by biplot arrows, nominal variables as centroids (+).*



Figur 29.
CCA rute/miljøvariabel biplot diagram, aksene 1 og 2, av data fra 1997. Artsdata basert på smårutefrekvens. Kvantitative miljøvariabler vist som biplot piler, nominelle variabler som centroider (+). - *CCA samleplot/env. variable biplot diagram axes 1 and 2, of data from 1997. Species abundance data as frequency in sub plots. Quantitative environmental variables represented by biplot arrows, nominal variables as centroids (+).*



Figur 30.
CCA arts diagram, aksene 1 og 2, av prosent dekningsdata og miljødata fra 1997. – *CCA species diagram, axes 1 and 2, of percentage cover data and environmental data from 1997.*



4.6 Jordsmonnsendringer 1993 til 1997

Kun jordsmonnsvariabler som er funnet statistisk signifikant relatert til artssammensetningen, er vurdert i denne rapporten. Dette gjelder glødetap, pH, total nitrogen, ionebyttekapasitet og ekstraherbart kalium. **Tabell 7–11** viser gjennomsnitt, minimum, maksimums og standardavvik for disse variablene fra 1993 til 1995, fordelt på feltene A-F og G-L, samt de respektive kontrollrutene knyttet til disse. Gjennomsnittsverdiene for miljøvariablene er igjen vist i **figur 31-35**. Jorddataene for 1994 er noe usikre da jordprøvene her ved en feil ble tørket ved 100 °C (se kap. 3.6), særlig gjelder dette ekstraherbare ioner. For dette året er det derfor kun benyttet data for glødetap, total nitrogen og pH.

4.6.1 Glødetap

Gjennomsnittsverdiene for glødetap i øvre 5 cm av jordsmonnet ligger i hele analyseperioden mellom 20 og 30%. Verdiene er hele tiden noe høyere i feltene A-L enn i feltene G-L (**tabell 7** og **figur 31**). De er relativt stabile og viser ingen større endringer som kan relateres til brann eller beite. Det er imidlertid en svak tendens til at glødetapet i feltene A-L avtok noe rett etter brann, og at glødetapet i de beita rutene viser synkende verdier fra 1996 til 1997 (se også CCA ordinasjonen for 1997 (**figur 28**). De ubrente kontrollrutene viser større variasjoner i glødetap fra år til år enn rutene i feltene A-L, men gjennomsnittsverdiene for de beita og ubeita kontrollruter varierer likt.

4.6.2 pH

Det har vært en markert økning i gjennomsnittlig pH etter brann fra ca. 4,6 i 1993 til 4,9 i 1996 for både beita og ubeita felter (**tabell 8** og **figur 32**). Den gjennomsnittlige pH var før brann svakt høyere i feltene A-F enn i G-L, men fram til 1996 har den jevnet seg ut til ca. 4,9 i begge områdene. Det er imidlertid en tendens til svakt synkende pH verdier i de ubeita feltene etter 1996, mens pH verdiene i de beita feltene fortsetter å stige. Utvikling mot høyere pH i de beita feltene vises også i CCA ordinasjonen for 1997 dataene, **figur 28**. pH verdiene i de ubrente kontrollrutene ligger rundt 4,7, og det er også her en svak pH økning i de beita feltene etter 1996.

nina fagrapport 044

4.6.3 Total nitrogen

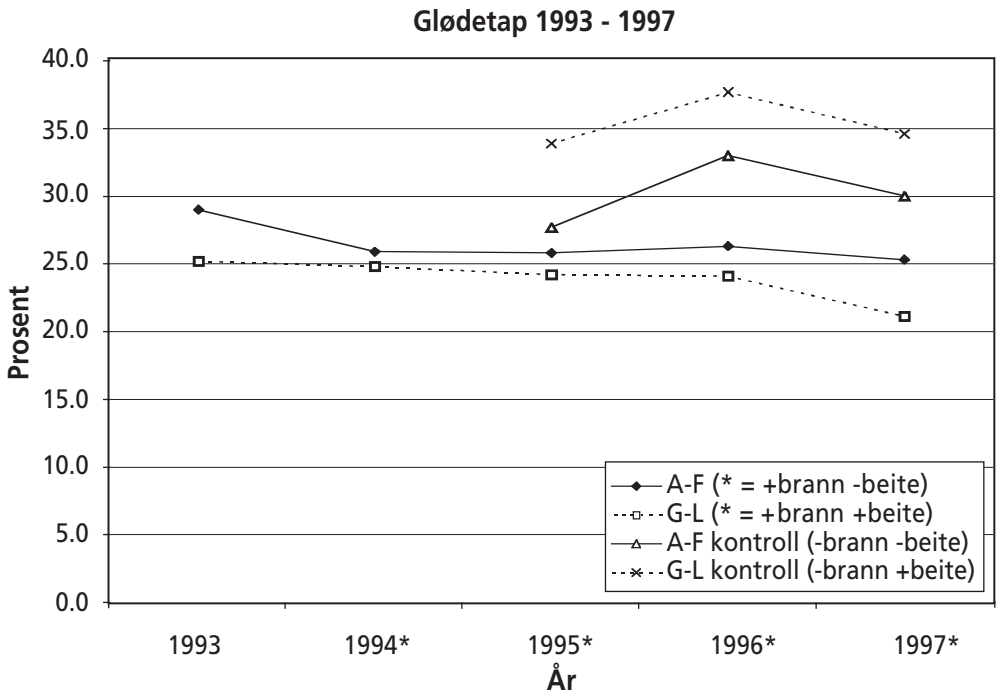
Brann og beite medfører ingen tydelige endringer i totalt N-innhold i øvre jordlag. Variasjonen er som forventet mye lik variasjonen i glødetapet, og gjennomsnittsverdiene ligger relativt stabilt mellom 0,5 og 0,7% (**Tabell 9** og **figur 33**). Verdiene i feltene A-F ligger hele tiden noe høyere enn i G-L, mens det i de ubrente kontrollrutene er motsatte forhold. Det er imidlertid en svak tendens til noe lavere nitrogen-verdier i 1994, året etter brann, men her må man ta hensyn til usikre data siden jordprøvene dette året ble tørket ved for høy temperatur. De høyeste gjennomsnittsverdiene etter brann er målt i 1996 for alle behandlingsledd.

4.6.4 Ionebyttekapasitet og ekstraherbart kalium

Utbyttingskapasiteten målt ved NH_4NO_3 ekstraksjon viser ingen større endringer gjennom analyseperioden (**tabell 10** og **figur 34**). Det er likevel en svak tendens til noe avtak-ende verdier for de brente feltene A-L. Gjennomsnittsverdiene for de ubrente rutene ligger hele tiden høyere enn gjennomsnittsverdiene for de brente rutene. Dette tyder på at brann kan føre til en noe lavere utbyttingskapsitet i øvre 5 cm av jordsmonnet. Standardavvikene er imidlertid store og dataene er således usikre (se under diskusjon).

Kalium viser en klart synkende tendens etter brann både i de ubeita og i de beita områdene (**tabell 11** og **figur 35**), og gjennomsnittsverdiene i kontrollfeltene ligger hele tiden over verdiene i de brente rutene.

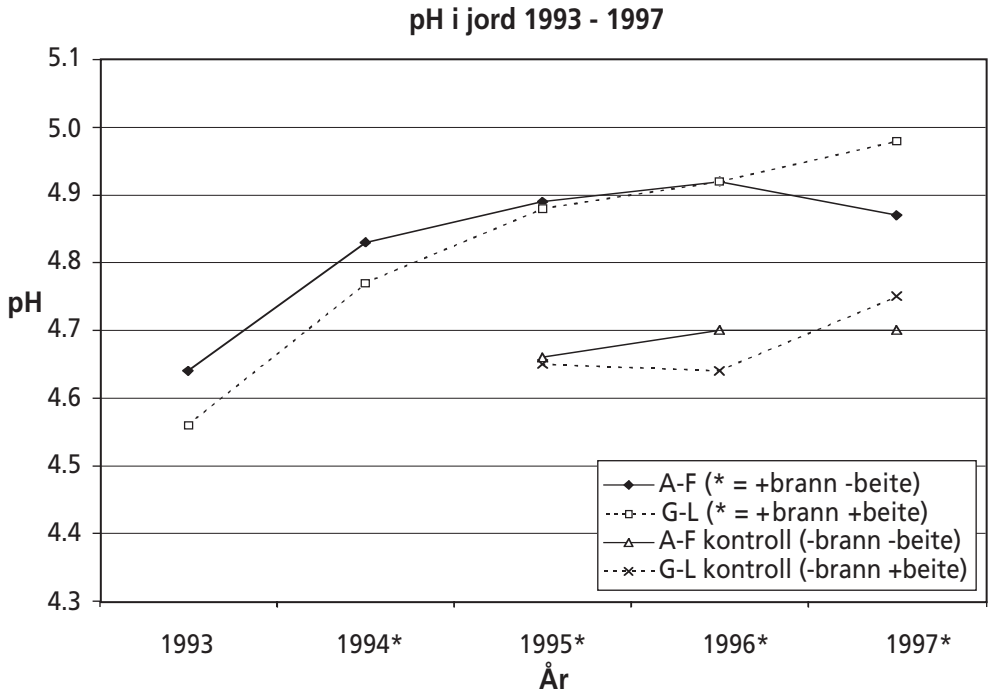
Figur 31.
Gjennomsnittsverdier for glødetap i øvre 5 cm av jordsmonnet fra 1993 til 1997 for feltene A-F og G-L og deres ubrente kontrollruter. – *Mean values of loss-on-ignition in the upper 5 cm top soil from 1993 to 1997 at sites A-F and G-L with unburned control samples.*



Tabell 7.
Gjennomsnitts-, maksimum- og minimumsverdier for glødetap i jordprøver fra feltene A-F og G-L fra 1993 til 1997. STDAV = standardavvik, n = antall prøver. – *Mean-, maximum- and minimum values of loss-on-ignition in soil samples at sites A-L and G-L from 1993 to 1997. STDAV = standard diviation, n = number of samples*.

Felter/behandling	Glødetap	1993	1994	1995	1996	1997
A-F behandlingsruter:	Gj. snitt	29,0	25,9	25,8	26,3	25,3
	Maks.	58,4	40,0	40,8	46,9	43,9
(brent -94, ubeita)	Min.	12,1	17,9	16,9	15,3	14,8
	STDAV	9,8	5,7	6,5	6,6	6,8
	n	30	30	30	30	30
G-L behandlingsruter:	Gj. snitt	25,2	24,7	24,2	24,0	21,1
	Maks.	38,8	32,3	38,1	38,6	30,6
(brent -94, beite fra -94)	Min.	14,6	17,0	15,3	15,9	12,5
	STDAV	5,6	4,3	4,6	5,5	4,5
	n	30	29	30	30	30
A-F kontrollruter:	Gj. snitt			27,7	33,0	30,0
	Maks.			35,9	54,5	48,2
(ubrent, ubeita)	Min.			19,9	22,0	20,0
	STDAV			5,4	10,5	9,3
	n			12	11	12
G-L kontrollruter:	Gj. snitt			33,9	37,7	34,6
	Maks.			48,9	56,2	53,4
(ubrent, beite fra -94)	Min.			19,0	18,1	14,6
	STDAV			9,1	13,0	13,5
	n			12	11	12

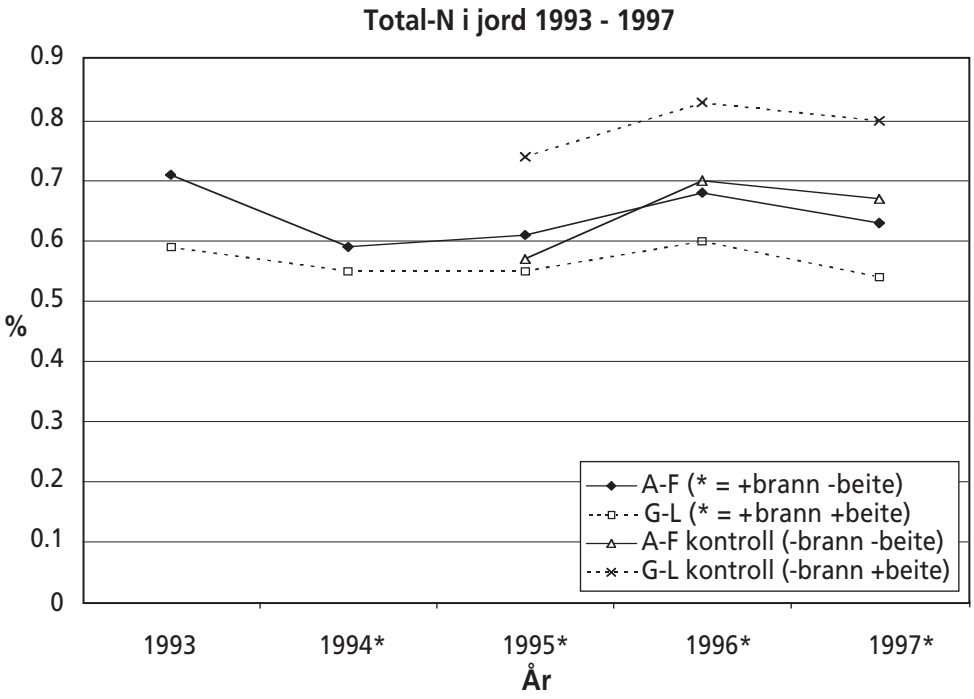
Figur 32.
Gjennomsnittsverdier for pH i øvre 5 cm av jordsmonnet fra 1993 til 1997 for feltene A-F og G-L og deres ubrente kontrollruter. – *Mean values of pH in the upper 5 cm top soil from 1993 to 1997 at sites A-F and G-L with unburned control samples.*



Tabell 8.
Gjennomsnitts-, maksimum- og minimumsverdier for pH fra jordprøver i feltene A-F og G-L fra 1993 til 1997. STDAV = standardavvik, n = antall prøver. – *Mean-, maximum- and minimum values of pH from soil samples at sites A-L and G-L from 1993 to 1997. STDAV = standard diviation, n = number of samples.*

Felter/behandling	pH	1993	1994	1995	1996	1997
A-F behandlingsruter:	Gj. snitt	4,64	4,83	4,89	4,92	4,86
	Maks.	4,85	4,96	5,29	5,28	5,27
(brent -94, ubeita)	Min.	4,33	4,68	4,64	4,60	4,53
	STDAV	0,13	0,08	0,15	0,17	0,17
	n	30	29	30	30	30
G-L behandlingsruter:	Gj. snitt	4,56	4,77	4,88	4,92	4,98
	Maks.	4,80	4,97	5,12	5,28	5,29
(brent -94, beite fra -94)	Min.	4,32	4,61	4,69	4,60	4,82
	STDAV	0,11	0,09	0,11	0,17	0,12
	n	30	29	30	30	30
A-F kontrollruter:	Gj. snitt			4,66	4,70	4,70
	Maks.			4,80	5,04	4,90
(ubrent, ubeita)	Min.			4,51	4,47	4,42
	STDAV			0,08	0,16	0,13
	n			12	11	12
G-L kontrollruter:	Gj. snitt			4,65	4,64	4,75
	Maks.			4,97	5,05	5,33
(ubrent, beite fra -94)	Min.			4,40	4,34	4,47
	STDAV			0,19	0,23	0,25
	n			12	11	12

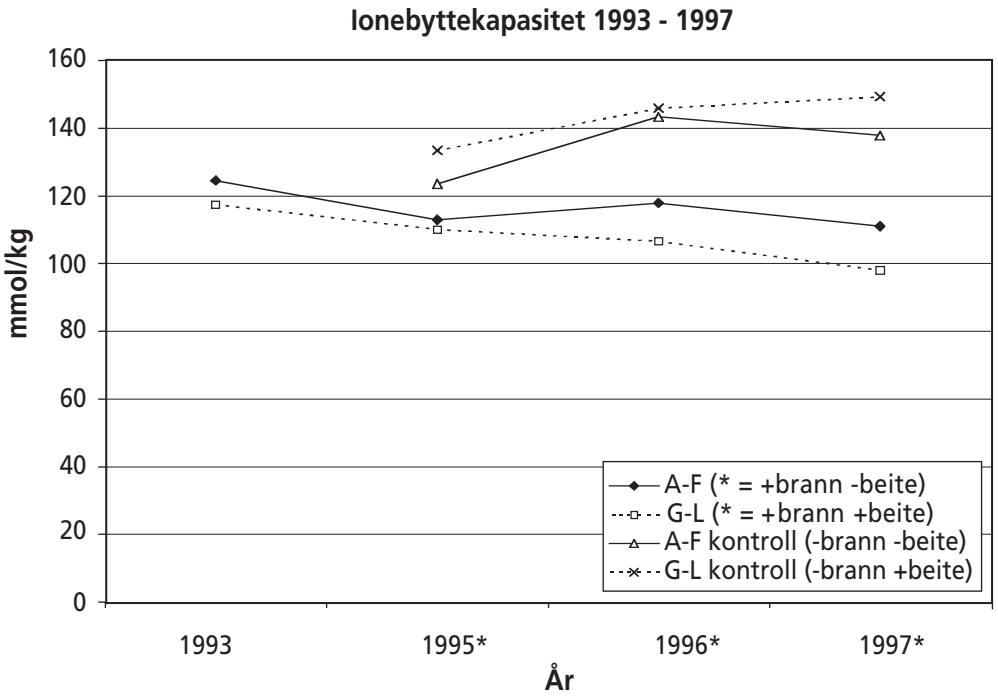
Figur 33.
Gjennomsnittsverdier for total nitrogen i øvre 5 cm av jordsmonnet fra 1993 til 1997 for feltene A-F og G-L og deres ubrente kontrollruter. – *Mean values of total nitrogen in the upper 5 cm top soil from 1993 to 1997 at sites A-F and G-L with unburned control samples.*



Tabell 9.
Gjennomsnitts-, maksimum- og minimumsverdier for total nitrogen fra jordprøver i feltene A-F og G-L fra 1993 til 1997. STDAV = standardavvik, n = antall prøver. – *Mean-, maximum- and minimum values of total nitrogen from soil samples at sites A-L and G-L from 1993 to 1997. STDAV = standard diviation, n = number of samples.*

Felter/behandling	Nitrogen	1993	1994	1995	1996	1997
A-F behandlingsruter:	Gj. snitt	0,71	0,50	0,61	0,60	0,63
	Maks.	1,14	0,93	0,97	1,04	1,21
(brent -94, ubeita)	Min.	0,48	0,44	0,40	0,44	0,37
	STDAV	0,19	0,12	0,16	0,17	0,17
	n	30	29	30	30	30
G-L behandlingsruter:	Gj. snitt	0,59	0,55	0,55	0,60	0,54
	Maks.	0,88	0,79	0,93	1,02	0,78
(brent -94, beite fra -94)	Min.	0,33	0,35	0,34	0,29	0,32
	STDAV	0,13	0,11	0,13	0,16	0,12
	n	30	29	30	30	30
A-F kontrollruter:	Gj. snitt			0,57	0,70	0,67
	Maks.			0,82	1,31	1,30
(ubrent, ubeita)	Min.			0,39	0,51	0,40
	STDAV			0,15	0,23	0,24
	n			12	11	12
G-L kontrollruter:	Gj. snitt			0,74	0,83	0,80
	Maks.			1,14	1,29	1,35
(ubrent, beite fra -94)	Min.			0,41	0,44	0,47
	STDAV			0,20	0,28	0,27
	n			12	11	12

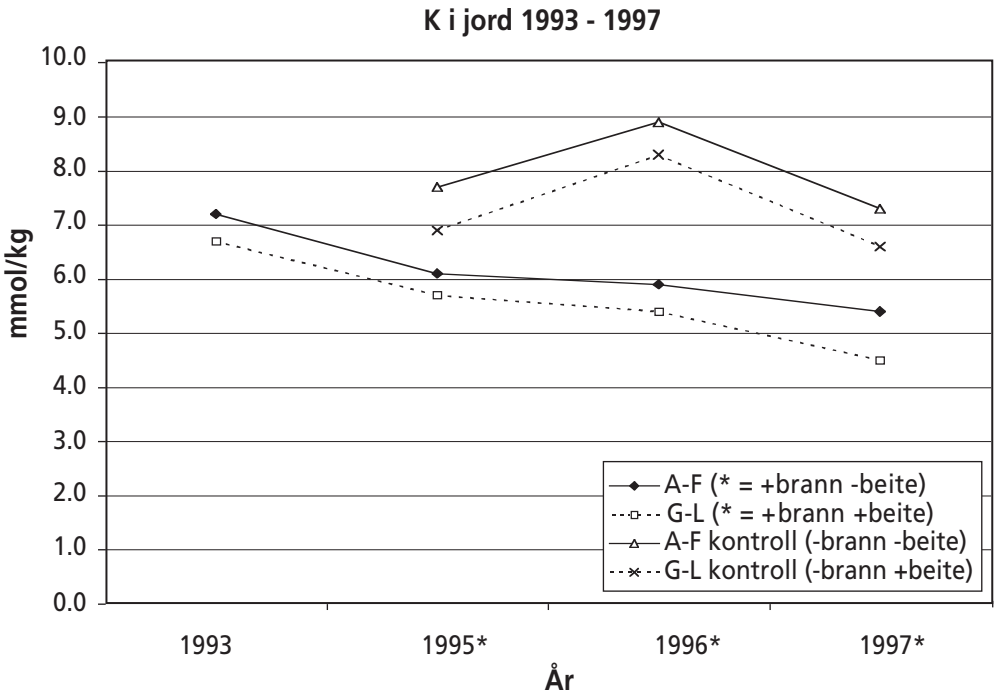
Figur 34.
Gjennomsnittsverdier for ionebyttekapasitet i øvre 5 cm av jordsmonnet fra 1993 til 1997 for feltene A-F og G-L og deres ubrente kontrollruter. Data mangler for 1994. – *Mean values of cation exchange capacity in the upper 5 cm top soil from 1993 to 1997 at sites A-F and G-L with unburned control samples. Data from 1994 missing.*



Tabell 10.
Gjennomsnitts-, maksimum- og minimumsverdier for ionebyttekapasitet fra jordprøver i feltene A-F og G-L fra 1993 til 1997. STDAV = standardavvik, n = antall prøver. – *Mean-, maximum- and minimum values of ione exchange capacity from soil samples at sites A-L and G-L from 1993 to 1997. STDAV = standard diviation, n = number of samples.*

Felter/behandling	CEC	1993	1994	1995	1996	1997
A-F behandlingsruter:	Gj. snitt	124,5		112,9	117,9	111,0
	Maks.	184,1		144,6	194,6	157,6
(brent -94, ubeita)	Min.	82,8		77,1	74,1	75,4
	STDAV	23,1		20,2	25,2	20,7
	n	30		30	30	30
G-L behandlingsruter:	Gj. snitt	117,5		110,1	106,6	98,0
	Maks.	172,4		145,7	154,3	147,7
(brent -94, beite fra -94)	Min.	70,1		73,3	73,5	58,5
	STDAV	24,8		18,6	23,0	23,5
	n	30		30	30	30
A-F kontrollruter:	Gj. snitt			123,5	143,3	137,8
	Maks.			153,7	201,7	182,5
(ubrent, ubeita)	Min.			97,6	108,0	106,0
	STDAV			15,9	26,1	26,5
	n			12	11	12
G-L kontrollruter:	Gj. snitt			133,4	145,9	149,3
	Maks.			186,2	211,9	250,7
(ubrent, beite fra -94)	Min.			96,2	91,0	82,1
	STDAV			24,1	41,0	50,2
	n			12	11	12

Figur 35.
Gjennomsnittsverdier for kalium i øvre 5 cm av jordsmonnet fra 1993 til 1997 for feltene A-F og G-L og deres ubrente kontrollruter. Data mangler for 1994. – *Mean values of potassium in the upper 5 cm top soil from 1993 to 1997 at sites A-F and G-L with unburned control samples. Data from 1994 missing.*



Tabell 11.
Gjennomsnitts-, maksimum- og minimumsverdier for kalium fra jordprøver i feltene A-F og G-L fra 1993 til 1997. STDAV = standardavvik, n = antall prøver. – *Mean-, maximum- and minimum values of potassium from soil samples at sites A-L and G-L from 1993 to 1997. STDAV = standard diviation, n = number of samples.*

Felter/behandling	CEC	1993	1994	1995	1996	1997
A-F behandlingsruter:	Gj. snitt	17,19		6,13	5,91	5,42
	Maks.	14,07		10,14	11,06	8,64
(brent -94, ubeita)	Min.	4,53		3,55	3,38	3,36
	STDAV	2,27		1,56	1,66	1,46
	n	30		30	30	30
G-L behandlingsruter:	Gj. snitt	6,68		5,67	5,41	4,50
	Maks.	9,03		8,92	8,49	6,42
(brent -94, beite fra -94)	Min.	4,03		3,79	3,20	2,72
	STDAV	1,41		1,28	1,52	1,10
	n	30		30	30	30
A-F kontrollruter:	Gj. snitt			6,85	8,25	6,60
	Maks.			9,94	11,78	9,85
(ubrent, ubeita)	Min.			4,18	5,35	3,93
	STDAV			1,83	2,17	2,17
	n			12	11	12
G-L kontrollruter:	Gj. snitt			8,51	9,47	7,93
	Maks.			13,58	14,62	13,17
(ubrent, beite fra -94)	Min.			5,42	4,71	4,51
	STDAV			2,31	3,14	2,65
	n			12	11	12

5 Diskusjon

5.1 Opprinnelig vegetasjon

De utvalgte forsøksfeltene består hovedsakelig av vegetasjon som etter Fremstad (1997) kan klassifiseres enten til røsslyngutforming av tørr lynghei (H1a) eller til den noe fuktigere røsslyng-bjønnkamhei (H4). En relativt ensartet struktur og jevngammel lyng tyder på at tidligere skjøtsel har opphørt omtrent samtidig i de analyserte feltene. Lyngheia har ikke vært brent de siste 20 år og beitetrykket har i denne perioden vært minimalt. Dominans av tettvokste lyngkroner med tendens til åpne lyngkroner og noe død lyng tilsier at lyngheia, før forsøket startet, tilhørte slutten på en moden utviklingsfase med tydelige tegn på degenerering (jfr. Gimingham 1975). Invasjon av einer (*Juniperus communis*) og busker av bjørk (*Betula pubescens*) og furu (*Pinus sylvestris*) tyder også på at beitepresset har vært så lite at lyngheia holdt på å gro igjen til skog (jfr. Skogen 1987; Kaland & Vandvik 1998). Artssammensetningen reflekterer en lav næringsstatus i jordsmonnet med en målt gjennomsnittlig pH på 4,6, og artsmangfoldet er karakteristisk for de fattige kystlyngheiene. Røsslyng (*Calluna vulgaris*) har utkonkurrert lyngarter med liknende størrelse, form og struktur og som kan innta den samme økologiske nisje, f.eks. blåbær (*Vaccinium myrtillus*). Blåbær finnes likevel i et noe lavere lyngsjikt sammen med krekling (*Empetrum nigrum*) og klokkelyng (*Erica tetralix*). Arter som har en mer komplementær strategi til røsslyng (Hobbs & Gimingham 1987) og som i tillegg er skyggetålende, favoriseres i bunnsjiktet, f.eks. heiflette (*Hypnum jutlandicum*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*). Det tette lyngdekket gir generelt lite rom for lyselskende urter. Likevel er tepperot (*Potentilla erecta*) konstant i alle analyserutene. Dette skyldes at tepperot kan klatre opp i røsslyngkrona og nyttiggjøre seg de gode lysforholdene samtidig som den har gode overvintrende egenskaper ved underjordiske overvintringsorgan (jfr. Hobbs & Gimingham op. cit.). Ikke alle rutene ligger i tette, høyvokste røsslyngmatter. På koller og i lysåpninger med gammel og til dels død røsslyng er tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og mjølbær (*Arctostaphylos uva-ursi*) viktige arter sammen med flere urter og gras. Artsmangfoldet økes også noe ved at fuktige baklier ble tatt med.

5.2 Effekter av brann på vegetasjon

Brann er et viktig middel til å kvitte seg med gammel høyvokst lyng for å skaffe frisk, produktiv og næringsrik lyng med en høyere forverdi (Thomas 1934, 1937; Thomas & Doughall 1947; Whittaker & Gimingham 1962; Miller & Miles 1969; Miller 1979), samtidig som den i pionerfasen favoriserer oppslag av gras og enkelte urter (jfr. Mallik & Gimingham 1983; Hobbs & Gimingham 1987). Tilsvarende vegetasjonsendring fant også sted i denne undersøkelsen med en særlig økning i grasmengder av smyle (*Deschampsia flexuosa*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) og engkvein (*Agrostis capillaris*), samt oppslag av urtene kystgriseøyre (*Hypochoeris radicata*), heiblåfjær (*Polygala serpyllifolia*), legeveronika (*Veronica officinalis*) og flekkmarihånd (*Dactylorhiza maculata*). Viktigheten av brann som miljøfaktor ble også klarlagt ved at brannintensiteten ble funnet som den viktigste forklarende miljøparameter på vegetasjonsutviklingen i alle de fire første årene etter brann.

Branntemperatur, som mål for brannintensitet, er avhengig av vindhastighet under brenning, alder og tetthet på lyng, brannteknikker og tidspunkt på året med varierende fuktighet i jord og vegetasjon, samt værforhold etter brann (jfr. Whittaker 1961; Whittaker & Gimingham 1962; Hobbs & Gimingham 1984a, 1987). Mallik & Gimingham (1985) viste hvor viktig temperaturen under brann er for gjenvekst av arter. De fant at temperaturen i lyngkrona ikke burde overstige 400-600 ^{o}C og at bakketemperaturen ikke burde overstige 100 ^{o}C, samtidig som brannen burde være over i løpet av ca. 2 minutter. Under slike forhold skjedde det en rask gjenvekst av arter (bortsett fra einer) etter brann. På Lurekalven ble lyngen brent tidlig på året under fuktige jordsmonnsforhold og middels sterk vind. Det er grunn til å anta at branntemperaturene hovedsakelig låg innenfor de anbefalte intervallene. Brannen var mest intens i høyvokst, gammel, degenerert lynghei i mikroklimatisk gunstige områder og svakest i baklier. I de fuktigste partiene ble en del av vegetasjonen stående ubrent, mens den andre steder ble helt nedbrent. Som vist i Whittaker & Gimingham (1962) er flettemoser (*Hypnum* spp.), lav og røsslyngstrø den viktigste tennkilden på bakken, og heiflette (*Hypnum jutlandicum*) var også den mosen som i denne undersøkelsen gikk sterkest tilbake i prosent dekning etter brann.

De svakt til middels brente områdene fikk en rask vegetering av arter som fantes i rutene fra før (jfr. Sundve 1977; Mallik & Gimingham 1985), mens det i de sterkest brente områdene ble det skapt nye økologiske nisjer der bl.a. pionermoser som vegmose (*Ceratodon purpureus*), vrangmoser (*Bryum* spp.), brannmose (*Leptodontium flexifolium*) og rabbebjørnemose (*Polytrichum piliferum*) etablerte seg raskt. Særlig er innslaget av levermoser økende som glefsemoser (*Cephalozia* spp.), pistremoser (*Cephaloziella* spp). og ugrastvare (*Marchantia polymorpha*). Tilsvarende regenerering av pionermoser ble funnet på sterkt brente flater etter naturlige branner sommerstid av Maltby et al. (1990) fra lyngheier i Storbritannia og av Gloaguen (1990) fra Frankrike. Her hadde imidlertid røsslyng vansker med å reetablere seg, da branntemperaturen var svært høy.

Vegetasjonens sammensetning og alder før brann er således sterkt influerende på vegetasjonsutviklingen etter brann (sml. Hobbs & Legg 1983; Hobbs & Gimingham 1984b), både fordi variasjonen i den opprinnelige vegetasjonen gir opphav til ulike branntemperaturer og fordi mange av de

samme artene som eksisterte før brann regenererer godt etter brann.

Som rapportert i Hobbs & Gimingham (1987) har europeiske studier av vegetasjonsutviklinger i lyngheier etter brann vist at alger og lav koloniserte marken i en tidlig pionerfase sammen med mosene. Våre undersøkelser fra vestnorske lyngheier viser imidlertid at lav har liten regenereringsevne de første årene etter brann. Dette er også i samsvar med Mallik & Gimingham (1983) som viste at et fåtall lav regenererte året etter brann. De vestnorske lyngheiene er relativt fuktige og inneholder generelt lite lav, og miljøforholdene ligger således lite til rette for lavrevegetering.

Bregnen einstape (*Pteridium aquilinum*) er kjent for å invadere brente lyngheier (f.eks. Fenton 1949; Marrs 1987a,b; Snow & Marrs 1997). Arten ble ikke registrert hverken før eller etter brann i de analyserte feltene, men nærliggende områder både på Lurekalven og på naboøya Lygra har tette "skoger" av einstape som har kommet opp etter brann. Dette skjer imidlertid på noe dypere substrat med høyere næringsstatus enn i våre forsøksfelter (jfr. Marrs 1993), og rhitzomer av arten har trolig eksistert i disse områdene før brann.

Totalt antall arter i de brente feltene økte etter brann og antallet stabiliserte seg etter to til tre år. Det kan forventes at antall arter vil gå tilbake over tid, når vegetasjonen utvikles videre mot mer tette lyngheier. Bl.a. fant Posamentier et al. (1981) at maksimum diversitet ble oppnådd etter fire år etter naturlig brann i kystlyngheier i Australia.

5.3 Effekter av brann på jordsmonn

Lyngbrann har to hovedeffekter på næringsforholdene. For det første kan næringsstoffer gå tapt i røyk, både som partikulært materiale og ved avgasser. For det andre vil næringsstoffer returneres til jordsmonnet ved avsetning av aske, noe som kan virke som en gjødslingseffekt. Imidlertid kan en lettere mobilitet av ionene føre til utlekking av næringsstoffer. Våre undersøkelser er utført i det øvre 5 cm av jordlaget og viser små endringer i jordparametere etter brann, noe som er i samsvar med Allen (1964) og Allen et al. (1969) som viste at selv om næringsstoffer løste seg lett fra asken, ble mesteparten værende igjen i overflatejorden og ikke vasket ut av systemet. Likevel er det tendens til at næringsforholdene har endret seg noe ved at pH har hatt en svak men markant økning, og at ekstraherbart K og til dels utbyttingskapasiteten har avtatt noe. Dette kan tyde på at noen ioner har lekket ut av systemet. Hansen (1969) viste at næringsstoffer som kalium og magnesium økte sterkt i overflatejord rett etter brann, men at gjødslingseffekten var relativt kort og at næringsnivået returnerte til nivået før brann allerede etter to år; se også Råen (1978) fra norske lyngheier. Uheldigvis har vi ikke sikre data fra målinger i 1994, samme år som brann, men en slik gjødslingseffekt vises ikke i våre målinger ett år etter brann i 1995. Tvert imot har bl.a. kaliuminnholdet da avtatt. Eventuelle økninger i næringsinnhold i overflatejorda etter brann må ha vært svært kortvarig. Dette kan skyldes at mesteparten av næringen som foreligger i asken raskt blåses eller skylles bort ved sterk vind og nedbør (jfr. Fremstad et al. 1991).

Siden effekten av brann på næringstilgangen i jordsmonnet er relativt liten, er det mest sannsynlig at vegetasjonsendringene etter brann i hovedsak skyldes endringer i konkurranseforhold mellom artene forårsaket av drastiske endringer i sjiktstruktur og dannelse av nye økologiske nisjer som åpne jordflater.

5.4 Effekter av sauebeite på vegetasjon

Generelt er effekten av beite på vegetasjon avhengig av intensiteten på beitet. Målinger av beiteintensitet er ikke utført i dette prosjektet. I overkant av 100 beitende sau på ca. 800 daa kan i utgangspunktet synes lite, men det har tidvis vært et relativt høyt beitepress i de brente flatene, da sauene spesielt har oppsøkt disse flatene som ligger som øyer i ubrent hei. Antall sau ble da også redusert i etterkant av prosjektet, pga. overbeite og jorderosjon (Hovstad et al. 2000). Sau prefererer ung lyng foran gammel lyng (Grant & Hunter 1968), samtidig som de viser preferanse for plantesamfunn med høyt grasinnhold (f.eks. Hunter 1962; Hewson & Wilson 1979; Clarke et al. 1995a). Det har trolig også vært et selektivt beite på ulike arter, både sommer og vinterstid (jfr. Grant et al. 1987; Gibson et al. 1987; Salt et al.1994; Clarke et al. 1995b). Vinterstid har sauen kun tilgang til de eviggrønne lyngvekstene, mens den om sommeren beiter både på lyng, urter og gress. Selv om kvantitative data for beitepresset mangler i undersøkelsen, er det imidlertid påvist at sauebeite i pionerfasen etter brann påvirker regenerering av både lyng, urter og gras ved at både sjiktdekning og sjikthøyder i de første årene her er mindre enn i de ubeita områdene.

Studier fra Storbritania viser at sauebeite fremmer forekomsten av flere gras, bl.a. engkvein (*Agrostis capillaris*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), blåtopp (*Molinia caerulea*) og finnskjegg (*Nardus stricta*), mens smyle (*Deschampsia flexuosa*) blir redusert, f.eks. Welch (1984, 1986); Marrs et al. (1988); Welch & Scott (1995). Våre undersøkelser viser også en framgang av gras, men dette er hovedsakelig en effekt av brann, og undersøkelsen er for kortvarig til å gi konklusjoner på effektene av beite. Likevel, på bakgrunn av det man vet om beiteproblemstillinger er det ikke urimelig å anta at de lite beitevennlige grasene blåtopp og finnskjegg vil øke i de beita områdene over tid. På den annen side, når slike arter først er etablert, vil de også ekspandere ved opphør av beite (f. eks. Hewson 1977, 1982; Anderson & Radford 1994).

5.5 Relasjoner mellom sauebeite, jordsmonn og vegetasjon

Det økte artsmangfoldet av moser og en større utskifting av arter, sammenlignet med det beita området, skyldes trolig en indirekte effekt av beite ved at sau eroderer jord og tråkker ned vegetasjon slik at nye mikrohabitater oppstår. Jorderosjonen påvirker også jordsmonnets sammensetning i det øverste jordlaget ved at underliggende mineraljord rotes opp og blandes med humuslaget. Dette kan igjen være en forklaring på den svake nedgangen i glødetap og utbyttbare kationer, samt at pH fortsetter å øke i hele analyseperioden i det beita og brente området, mens den i det ubeita området etterhvert stabiliserer seg og viser en tendens til å synke mot utgangspunktet før brann (se **figur 31, 32** og **34** samt **figur 28**). Generelt viser ekstraksjon av humusrik jord høyere verdier av utbyttbare metall-kationer enn når den er blandet med utvasket mineraljord, og økt mineralinnhold gir også normalt høyere pH verdier. Imidlertid kan avtakende humusinnhold også skyldes at mye av plantebiomassen tas ut ved beite og at strøtilgangen til bakken dermed reduseres, med påfølgende mindre strønedbrytning og humusdannelse.

Man skal heller ikke se bort fra at tilgang på sauemøkk også kan påvirke vegetasjonens sammensetning ved gjødselseffekter og frøspredning (jfr. Welch 1985). Bl.a. ble frekvensen av saueekskrementer i vår undersøkelse funnet statistisk signifikant relatert til artsvariasjonen etter fire år med beite (i 1997). Under forutsetning av at mengde ekskrementer i rutene er tilnærmet proporsjonalt med beitepresset, er dette også en indikasjon på at ulikt beitepress kan påvirke vegetasjonens sammensetning.

5.6 Usikkerhet ved jordsmonnsdata og bruk av gjennomsnittsverdier

Jordsmonnsundersøkelsene er forbundet med en viss grad av usikkerhet i målingene. De baserer seg på en samleprøve fra flere små stikk rundt analyseruten, se metoder, og bruk av flere feltmedarbeidere kan også ha ført til en noe variert jordsmonnstakning. Noe uheldig er det også at man ikke har valgt å ta prøvene fra humuslaget, men fra øverste 5 cm, da sjikttykkelsen kan variere rundt analyseruta, med det resultat at innholdet av humus kan variere fra år til år alt etter hvor stikket blir tatt. På den annen side er humuslaget flere steder så tynt at man ved denne metoden ikke hadde fått samlet nok jord uten å ha tatt materiale langt borte fra ruten.

Et annet problem ved tolkning av jordsmonnsdataene er at det bare er de fem prøvene i innen hvert felt som er tilnærmet like (kan sees på som parallelle prøver), mens feltene tilsammen dekker opp en gradient i jordsmonnet. Ved å benytte gjennomsnittsverdier basert på flere felter innen beita område og ubeita område blir da standardavviket for variablene generelt store. Variasjonen i gjennomsnittsdataene mellom ulike år bør likevel vise en trend, da de baserer seg på et relativt høyt antall prøver (n = 30 for hvert område), samt at verdiene er hentet fra de samme analyserutene hvert år. De samme statistiske problemene gjelder også for gjennomsnittsdataene for vegetasjonsstruktur.

5.7 Brann og beite som skjøtselstiltak for bevaring av lyngheier

Prosjektet har så lang vist at lyngbrenning er et effektivt middel til å restaurere gamle degenererte lyngheier, under forutsetning av at brenningen utføres tidlig i vekstsesongen. Vegetasjonen regenererer meget raskt og gir et mer åpent landskap med en blanding av lavvokst lyng, urter og gras og sen gjenvekst av einer. Til en viss grad økes det biologiske mangfold i pionerfasen selv om det hovedsakelig er de samme artene som inngår i vegetasjonstypene også etter brann.

Forsøket viser at det er interaksjoner mellom vegetasjon, brann og beite, men siden vegetasjonsendringene bare er observert i en tidlig pionerfase etter brann er det vanskelig å vurdere effektene av sauebeite som skjøtselsform. Tilsvarende studier i Storbritannia viser at brann og sauebeite generelt påvirker vegetasjonen på tilsvarende måter. Økt brannfrekvens og beiteintensitet forårsaker en endring fra røsslyng- til grasdominans, mens redusert brann og beite medfører gjengroing til buskvegetasjon eller skog (Hobbs & Gimingham 1987).

Våre studier viser at beita og ubeita lyngheier i en pionerfase etter brann utvikler seg noe forskjellig, og at forskjellen i vegetasjonen øker med tiden både i fysiognomi og i artssammensetning. Beite og brann kan således ikke erstatte hverandre for å opprettholde det biologiske mangfold, og det er særdeles viktig at man under skjøtselen får den riktige balanse mellom lyngbrenning og beite.

5.8 Effekter av nitrogennedfall på kystlynghei og mulighet for å teste nitrogentålegrenser

I de senere tiårene har kystlyngheiene i Europa endret karakter mot mer grasdominans på grunn av økt luftforurensing, særlig fra utslipp av nitrøse gasser, men også fra gjødsling av utmark. I de siste tiårene har også kystlyngheier i Rogaland og Sunnhordaland vist den samme utviklingstendensen, samtidig som de vokser til med busker og trær (Fremstad 1992; Hjeltnes 1994a og b).

Kystlyngheiene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og anses som følsom for økt nitrogenavsetning. Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen og inkorporerer dette i organisk materiale. Økt nitrogen tilgang kan således gi gjødselseffekter og føre til økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Heil & Diemont 1983; Tamm 1991; Bobbink et al. 1992). En litteraturstudie utført av Fremstad (1992) oppsummerer virkninger av nitrogentilførsel på lynghei. Gjødsling med nitrogen har vist at løvfellende arter som blåbær, blokkebær, gressene blåtopp og smyle har et større vekstpotensiale og er mer effektive i sin utnyttelse av nitrogenressurser enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær og krekling. I nederlandske, tyske og britiske lyngheier presses røsslyng og klokkelyng ut av gressarter, først og fremst blåtopp (Heil & Diemont 1983; Marrs 1986; van Dobben 1991; Bobbink et al. 1992). Imidlertid fører også lyngbrann og beite til en vegetasjonsutvikling mot mer gras og urtepreget vegetasjon, som vist ved dette skjøtselsforsøket, og det er således ikke alltid lett å skille skjøtselseffekter fra nitrogengjødslingseffekter.

Hvor mye nitrogen kystlyngheiene kan ta opp før det skjer endringer i artssammensetning og mengdeforhold mellom arter (nitrogentålegrensen), avhenger sterkt av hvilke jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Nitrogentålegrensen for kystlynghei varierer mellom 1500-2000 mg N/m^2 pr. år (UN ECE Task Force on Mapping 1995; Hornung et al. 1995). Tålegrensen er satt opp med en nedre og øvre grense, da den er svært avhengig av variasjoner i lokale økologiske forhold som lokalklima, jordsmonn, berggrunn og ikke minst jordbruksdrift. Ved vurdering av effekter av nitrogenbelastning på lyngheier er det derfor særdeles viktig å ha god kunnskap om vegetasjonsdynamikken i området, dvs. å vite hvilken fase vegetasjonen befinner seg, hvilken kulkturpåvirkning som er til stede, hvilke vegetasjonsendringer som allerede er på gang og hva som er årsakene til disse.

Bakgrunnsnivået for total nitrogentilførsel i undersøkelsesområdet på Lindås ligger mellom 1000 og 1350 mg N/m^2 pr. år (Tørseth & Pedersen 1994; SFT 1995; Knudsen et al. 1996, 1997a,b). Nivået ligger således rett under den antatte tålegrensen for kystlynghei på 1500-2000 mg N/m^2 pr. år. Det er imidlertid i denne undersøkelsen ikke registrert særlige endringer i vegetasjonsutviklingen som utelukkende kan relateres til økt nitrogennedfall. Bl.a. er vegetasjonen i de ubrente rutene relativt stabil de tre årene de ble analysert. Tre års reanalyser er imidlertid for lite til å kunne si noe om langtidseffekter av økt nitrogennedfall, og forsøket ble heller ikke lagt opp med tanke på å svare på tålegrenseproblemstillinger.

Likevel, med en nitrogenbelastning rett under tålegrensenivået og de foreliggende data om vegetasjonsutvikling, kulturpåvirkning og jordsmonnsutviklingen siden 1993 burde Lurekalven være særdeles velegnet for studier av kystlyngheienes nitrogentålegrenser, særlig med tanke på gjødslingsforsøk. Området ligger også nær eksisterende utslipp fra oljevirksomheten på Mongstad og det planlagte gasskraftverket på Kollsnes i Øygarden. De eksisterende overvåkingsdataene kan således utnyttes videre i en eventuell overvåking av effekter fra økt nitrogenutslipp fra oljeindustrien i området.

6 Konklusjoner

A. Effekter av brann

Strukturelle endringer

- Brann fører umiddelbart til drastiske endringer i vegetasjonsstrukturen.
- Lyng, urter, bregner, gras og moser regenererer allerede samme år som brann.
- Gammel lyng erstattes av et betraktelig lavere lyngsjikt med betydelig mindre dekning. Lyngsjiktets dekning øker jevnt de påfølgende år.
- Urte- og bregnesjiktets høyde reduseres betraktelig, mens dekningen forblir omtrent uendret de nærmeste fire år etter brann.
- Graminidesjiktets høyde reduseres, mens dekningen øker betraktelig etter brann.
- Mosedekket blir sterkt redusert ved brann, men regenererer raskt og øker jevnt i dekning de påfølgende år. Flere steder var mosedekket helt utbrent, mens det i fuktige partier stod igjen levende bestander.

Artsendringer

- Det totale artsmangfoldet øker noe.
- De fleste artene som fantes i lyngheia før brann regenererte i løpet av en til to vekstsesonger.
- Arter som har problemer med å regenerere etter brann er bl.a. *Juniperus communis, Deschampsia cespitosa, Thuidium tamariscinum, Cladonia crispata, C. furcata, C. gracilis, C. portentosa* og *C. uncialis*.
- Flere arter nyetableres, bl.a. urtene *Digitalis purpurea, Hypochoeris radicata, Polygala serpyllifolia, Veronica chamaedrys* og *V. officinalis*; graminidene *Carex* spp., *Luzula multiflora* og *Nardus stricta*, samt mosene *Aulacomnium palustre*, *Bryum* spp., *Ceratodon purpureus*, *Cephalozia* spp., *Cephaloziella* spp., *Dicranella* spp., *Jungermannia* spp., *Leptodontium flexifolium, Lophozia* ssp., *Marchantia polymorpha, Polytrichastrum formosum, Racomitrium* spp. og *Scapania* spp.

Vegetasjonens sammensetning

- Vegetasjonen har i løpet av de to første årene etter brann endret seg fra et lyngdominert plantesamfunn til et mer engpreget samfunn dominert av graminider og

med økt innslag av urter og moser som prefererer åpne habitater.
- Etter fire vekstsesonger er det imidlertid en tendens til at vegetasjonen, på basis av artenes prosentvise dekning, utvikler seg videre mot en vegetasjonstype lik den før brann.

Miljøendringer
- Variasjonen i artssammensetningen før brann kan best forklares ut fra variasjon i jord-pH, topografi og eksposisjon.
- Brannintensitet er den viktigste forklarende miljøvariabelen for vegetasjonsutviklingen de påfølgende år etter brann.
- Flere jordsmonnsvariabler ble signifikant relatert til artssammensetningen etter brann, men endringene i jordsmonnsvariablene er generelt små.
- pH i jord viser imidlertid en markert økning de påfølgende to år etter brann, og ekstraherbart kalium og til dels ionebytte kapasitet viser en synkende tendens.

B. Effekter av sauebeite i kombinasjon med brann

Strukturelle endringer
- Beite påvirker vegetasjonsstrukturen i alle sjikt. Dette vises både i reduksjon av sjikthøyde og sjiktdekning sammenlignet med de ubeita områdene. Særlig graminidesjiktet beitest intensivt.

Artsendringer
- Beite medfører økt artsmangfold av moser. Nye arter som ikke er funnet i de ubeita områdene er *Atrichum tenellum, Dicranum majus, Funaria hygrometrica, Hedwigia ciliata, Jungermannia* sp., *Lophozia* spp., *Nardia scalaris* og *Racomitrium aciculare*.
- I de beita områdene har det skjedd en større utskifting av arter enn i de ubeita områdene, dvs. at flere arter er forsvunnet, samtidig som flere nye arter har etablert seg.

Artssammensetning
- Effekten av beite på artssammensetningen er liten rett etter brann, men etter fire vekstsesonger er beite den nest viktigste forklarende miljøvariabelen.
- Beite medfører økt variasjon i artssammensetning og arters mengdeforhold, noe som trolig fører til at plantesamfunnene blir mer varierte. Elles er det små forskjeller i vegetasjonsutviklingen mellom beita og ubeita lynghei i løpet av fire vekstsesonger etter brann.

Miljøendringer
- Sauetråkk eroderer jordsmonnet og medfører at mineraljord og humus blandes i det øverste jordlaget. Dette vises ved en svak nedgang av glødetap og utbyttbare ioner, samt at pH øker noe i de øverste 5 cm av jordsmonnet.
- Avtakende humusinnhold kan også skyldes at mye av plantebiomassen tas ut ved beite og dermed reduseres strøtilgangen til bakken.
- Jorderosjonen kan favorisere etablering av pionermoser.

C. Behov for videre forskning

Prosjektet har så langt vist at lyngbrann og til dels sauebeite i kombinasjon med brann er effektive skjøtselstiltak for å kunne restaurere gamle, degenererte lyngheier. De beskrevne endringene i vegetasjon og jordsmonn representerer imidlertid kun pionerfasen i en gjengroing etter brann. For bedre å kunne vurdere brann og beite som et skjøtselsredskap i restaurering av tilgrodde lyngheier bør undersøkelsen derfor følges opp med videre studier av samspillet mellom vegetasjon, brann og beite. Et langsiktig studie på 10 til 20 år er nødvendig for å kunne gi en fullverdig oversikt over de dynamiske endringene som skjer i skjøttede kystlyngheier. Blant annet vil en viderføring av prosjektet kunne klarlegge om de to områdene (ubeita og beita) vil divergere ytterligere, eller om de etter en stund vil ligne mer på hverandre. Samtidig vil det gi informasjon om hvilke arter som begunstiges eller skades av beite, og om nyetablerte arter etter brann bevares lengre under et beitepress. Sammen med et studie av lyngheienes nitrogentålegrenser vil området også kunne gi viktig informasjon om lyngheienes mulighet til å overleve økt nitrogennedfall fra oljeindustri og planlagt gasskraftverk i nærområdet.

7 Litteratur

Aarrestad, P.A., Vandvik, V. & Dommarsnes, S. 1996. Reetablering av kystlynghei ved hjelp av brenning og sauebeite - effekter på vegetasjon og jordsmonn. Statusrapport 1995. - Bot. inst. Univ. i Bergen. Rapport. 81 s.

Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 1997. *Leptodontium flexifolium* (Dicks.) Hampe new to Norway from a burnt *Calluna* heath. - Lindbergia 22: 31-32.

Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. – J. Appl. Ecol. 1: 347-367.

Allen, S.E., Evans, C.C. & Grimshaw H.M. 1969. The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. – Oikos 20: 16-25.

Anderson, P. & Radford, E. 1994. Changes in vegetation following reduction in grazing pressure on the National Trust's Kinder Estate, Peak District, Derbyshire, England. – Biol. Conserv. 69: 55-63.

Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. – DNMI rapp. 02/93: 1-66.

Bobbink, R., Heil, G. W. og Raessen, M.B.A.G. (1992). Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. - Environ. Poll. 75: 29-37.

Clarke, J.L., Welch, D. & Gordon, I.J. 1995a. The influence of vegetation pattern on the grazing of heather moorland by red deer and sheep. I. The location of animals on grass/heather mosaics. - J. Appl. Ecol. 32: 166-176.

Clarke, J.L., Welch, D. & Gordon, I.J. 1995b. The influence of vegetation pattern on the grazing of heather moorland by red deer and sheep. II. The impact on heather. – J. Appl. Ecol. 32: 177-186.

Direktoratet for naturforvaltning (DN) 1999. Nasjonal rødliste for truete arter i Norge 1998. – DN-rapport 1999-3: 1-161.

Fenton, E.W. 1949. Vegetation changes in hill grazings with particular reference to heather (*Calluna vulgaris*). – J. Brit. Grassland Soc. 4: 95-103.

Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.

Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.

Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning 029: 1-172.

Frisvoll, A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.

Førland, E.I. 1993. Nedbørnormaler. Normalperiode 1961-1990. - DNMI rapp. 39/93 klima: 1-63.

Gibson, C.W.D., Dawkins, H.C., Brown, V.K. & Jepsen, M. 1987. Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession. – Vegetatio 70: 33-43.

Gimingham, C. H. 1972. Ecology of Heathlands.- Chapman and Hall, London. 266 s.

Gimingham, C. H. 1975. An Introduction to Heathland Ecology. – Oliver and Boyle, Edinburgh. 124 s.

Gloaguen, J.C. 1990. Post-burn succession on Brittany heathlands. – J. Veg. Sc. 1: 147-152.

Grant, S.A. & Hunter, R.F. 1968. Interactions of grazing and burning on heather moors and their implications in heather management. - J. Brit. Grassland Soc. 23: 285-293.

Grant, S.A., Torvell, L., Smith, H.K., Suckling, D.E., Forbes, T.D.A. & Hodgson, J. 1987. Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: blanket bog and heather moor. – J. Ecol. 75: 947-960.

Hansen, K. 1964. Studies of the regeneration of heath vegetation after burning-off. – Bot. Tidsskr. 60: 121-140.

Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. - Vegetatio 53: 113-120.

Helsper, H.P.G., Glenn-Lewvin, D. & Werger, M.J.A. 1983. Early regeneration of *Calluna* heathland under various fertilization treatments. – Oecologia 58: 208-214.

Hewson, R. 1977. The effect on heather *Calluna vulgaris* of excluding sheep from moorland in north-east England. – Naturalist 102: 133-136.

Hewson, R. 1982. The effect upon Field vole (*Microtus agrestis*) on removing sheep from moorland in west Scotland. – J. Zool. 197,2: 304-307.

Hewson, R. & Wilson, C.J. 1979. Home range and movements of Scottish blackface sheep in Lochaber, North-West Scotland. – J. Appl. Ecol. 16: 743-751.

Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - Vegetatio 42: 47-58.

Hjeltnes, A. 1994 a. Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. – Telemarksforskning, Bø. Arbeidsrapport 7/94, 38 s, 36 kart.

Hjeltnes, A. 1994 b. Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. – Telemarksforskning, Bø. Arbeidsrapport 17/94, 25 s, 6 kart.

Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1984a. Studies on fire in Scottish heathland communities. I. Fire characteristics. – J. Ecol. 72: 223-240.

Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1984b. Studies on fire in Scottish heathland communities. II. Post-fire vegetation development. – J. Ecol. 72: 585-610.

Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1987. Vegetation, Fire and Herbivore Interactions in Heathland. – Adv. in Ecol. Res. 16: 87-173.

Hobbs, R.J. & Legg, C.J. 1983. Markov models and initial floristic composition in heathland vegetation

dynamics. – Vegetatio 56: 31-43.

Hornung, M., Sutton, M.A. & Wilson, R.B. 1995. Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report. - Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh Research Station, U.K.

Hovstad, K.A., Øpstad, S.L., Waldeland, H. & Eikanger, K. 2000. Kystlynghei som beiteområde for villsau. - Sau og Geit 2: 68-70.

Hunter, R.F. 1962. Hill sheep and their pasture: a study of sheep grazing in south-east Scotland. – J. Ecol. 50: 651-680.

Kaland, P.E. 1979. Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområder. – S. 41-47 i Fladby, R. & Sandnes, J. (red.). *På leiting etter den eldste garden*. Universitetsforlaget, Oslo.

Kaland, P.E. 1986. The origin and management of Norwegian coastal heath as reflected by pollenanalysis. – S. 19-36 i Behre, K.-E. (red.). Antropogenic indicators in pollen diagrams. Rotherdam.

Kaland, P.E. & Vandvik, V. 1998. Kystlynghei. – S. 50-60 i Framstad, E. & Lid, I.B. (red.). Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo.

Knudsen, S., Aarrestad, P.A. & Skjelkvåle, B.L. 1996. Konsekvenser av utslipp til luft fra gasskraftverk, Kollsnes. - NILU OR 24/96: 1-74.

Knudsen, S., Aarrestad, P.A. & Skjelkvåle, B.L. 1997a. Konsekvenser av utslipp av NO_x og NH_3 til luft fra gasskraftverk. Kollsnes. - NILU OR 70/97: 1-74.

Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L. & Aarrestad, P.A. 1997b. Konsekvensvurdering av utslipp til luft fra petroleumsindustrien på Haltenbanken/Norskehavet. - NILU OR 25/97: 1-57.

Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.

Kvamme, M. 1984. En vegetasjonshistorisk undersøkelse av kulturlandskapets utvikling på Lurekalven, Lindås hd., Hordaland. - Hovedfagsoppg. Univ. Bergen. 174 s.

Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. - Det norske samlaget. Oslo. 1014 s.

Mallik, A.U. & Gimingham, C.H. 1983. Regeneration of heathland plants following burning. – Vegetatio 53: 45-58.

Mallik, A.U. & Gimingham, C.H. 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. – J. Ecol. 73: 633-644.

Maltby, E. Legg, C.J. & Proctor, M.C.F. 1990. The ecology of severe moorland fire on the north York moors: Effects of the 1976 fires, and subsequent surface and vegetation development. - J. Ecol. 78: 490-518.

Marrs, R.H. 1986. The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. - Vegetatio 66: 109-115.

Marrs, R.H. 1987a. Studies on the conservation of lowland *Calluna* heaths. I. Control of birch and bracken and its effect on heath vegetation. – J. Appl. Ecol. 24: 163-175.

Marrs, R.H. 1987b. Studies on the conservation of lowland *Calluna* heaths. II. Regeneration of *Calluna*, and its relation to bracken infestation. – J. Appl. Ecol. 24: 177-189.

Marrs, R.H. 1993. Soil fertility and nature conservation. – Adv. Ecol. Res. 24: 127-149.

Marrs, R.H., Bravington, M. & Rawes, M. 1988. Long-term vegetation change in the *Juncus squarrosus* grassland at Moor House, northern England. – Vegetatio 76: 179-187.

Miller, G.R. 1979. Quantity and quality of the annual production of shoots and flower by *Calluna vulgaris* in north-east Scotland. – J. Ecol. 67: 109-129.

Miller, G.R. & Miles, A.M. 1969. Productivity and management of heather. – I Grouse Research in Scotland. 13th Progress Report. s. 31-45. Nature Conservation, Edinburgh.

Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.

Ogner, G., Opem, M., Remedios, G., Sjøtveit, G. & Sørlie, B. 1991. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute, 1991. - NISK, Ås.

Råen, S.G. 1978. Virkninger av lyngbrenninger på vegetasjon og jordsmonn i subalpin lyngmark. - Hovedfagsoppg. Univ. Bergen. 165 s.

Posamentier, H.G., Clark, S.S., Hain, D.L. & Recher, H.F. 1981. Succession following wildfire in coastal heathland (Nadgee Nature Reserve N.S.W.). – Aust. J. Ecol. 6: 165-175.

Salt, C.A., Mayes, R.W. Colgrove, P.M. & Lamb, C.S. 1994. The effects of season and diet composition on the radiocesium intake by sheep grazing on heather moorland. – J. Appl. Ecol. 31: 125-136.

Statens forurensingstilsyn (SFT) 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. Red. B.L. Skjelkvåle. - Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 628/95, Oslo.

Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1:1 million. - Norges geologiske undersøkelse.

Skogen, A. 1987. Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. – S. 195-204 i Miyawaki, A., Bogenrieder, A., Okuda, S. & White, J. (red.). Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu. Tokyo, Tokai Univ. Press.

Skogen, A. 1989. Virkning av brann på vegetasjon og jordsmonn i kystnære heier. - Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavd. Rapp. 1989, 2: 52-63.

Snow, C.S.R. & Marrs, R.H. 1997. Restoration of *Calluna* heathland on a bracken *Pteridium*-infested site in north-west England. – Biol. Conserv. 81: 35-42.

Sundve, E. 1977. Undersøkelser av vegetasjonssyklus, suksesjonstendenser og jordsmonn i lyngmark. - Hovedfagsoppg. Univ. Bergen. 254 s.

Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and

ecosystem stability. - Berlin, Springer Verlag. Ecological Studies. 81s.

ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - Ecology 67: 1167-1179.

ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. - Vegetatio 69: 67-77.

ter Braak, C.J.F. 1988. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Technical report LWA-88-02. Agricultural Mathematics group, Box 100, 6700 AC Wageningen, The Netherlands. 95 s.

ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. Agricultural Mathematics Group, Wageningen.

ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. - Adv. ecol. Res. 18: 271-317.

ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). – Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 352 s.

Thomas, B. 1934. The composition of common heather. – J. Agric. Sci., Camb. 42: 461-464.

Thomas, B. 1937. The composition and feeding value of heather at different periods of the year. – J. Minist. Agric. Fish. 43: 1050-1055.

Thomas, B. & Dougall, H.W. 1947. Yield of edible material from common heather. – Scott. Agric. 27: 35-38.

Tørseth, K. and Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway 1988-1992. - NILU OR 16/94.

van Dobben, H. 1991. Effects on heathlands. – S. 139-145 i Heij, G.J. & Schneider, T (red.). Acidification research in the Netherlands. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Amsterdam, Elsevier ,Studies in environmental science 46.

Welch, D. 1984. Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. III. Floristics. - J. Appl. Ecol. 21: 209-225.

Welch, D. 1985. Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. IV. Seed dispersal and plant establishment in dung. - J. Appl. Ecol. 22: 461-472.

Welch, D. 1986. Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. V. Trends in *Nardus stricta* and other unpalatable graminoids. – J. Appl. Ecol. 23: 1047-1058.

Welch, D. & Scott, D. 1995. Studies in grazing of heather moorland in north-east Scotland. VI. 20-year trends in botanical composition. – J. Appl. Ecol. 32: 596-611.

Whittaker, E. 1961. Temperatures in heath fires. – J. Ecol. 49: 709-715.

Whittaker, E. & Gimingham, C.H. 1962. The effects of fire on regeneration of *Calluna vulgaris* (L.) Hull from seed. - J. Ecol. 50: 815-822.

Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology; theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. Sommerfeltia Suppl. 1: 1-233.

Økland. R.H. & Eilertsen, O. 1996.. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. - J. Veg. Sci.: 7: 747-762.

Øvstedal, D.O. 1985. The vegetation of Lindås and Austrheim, western Norway. - Phytocoenologia 13: 323-449.

8 Vedlegg

Vedlegg 1.

Oversikt over vitenskapelige og norske artsnavn, samt forkortelser benyttet i ordinasjonsfigurer. – *Survey of scientific species names, Norwegian names and abbreviations used in ordination plots.*

Navn	Kodenavn	Norsk navn
Agrostis canina	Agro can	Hundekvein
Agrostis capillaris	Agro cap	Engkvein
Anemone nemorosa	Anem nem	Hvitveis
Antennaria dioica	Ante dio	Kattefot
Anthoxanthum odoratum	Anth odo	Gulaks
Antitrichia curtipendula	Anti cur	Ryemose
Arctostaphylos uva-ursi	Arct uva	Mjølbær
Athyrium filix-femina	Athy fil	Skogburkne
Atrichum tenellum	Atri ten	Småtaggmose
Aulacomnium palustre	Aula pal	Myrfiltmose
Barbilophozia barbata	Barb bar	Skogskjeggmose
Barbula spp.	Barbuspp	Skruemose
Betula pubescens ssp. *pubescens*	Betu pub	Dunbjørk
Blechnum spicant	Blec spi	Bjønnkam
Brachythecium rutabulum	Brac rut	Storlundmose
Breutelia chrysocoma	Breu chr	Gullhårmose
Bryum spp.	Bryu spp	Vrangmose
Calluna vulgaris	Call vul	Røsslyng
Calypogeia spp.	Caly spp	Flakmose
Campanula rotundifolia	Camp rot	Blåklokke
Campylopus flexuosus	Campy fl	Trøsåtemose
Campylopus spp.	Campyspp	Såtemose
Carex binervis	Care bin	Heistarr
Carex nigra ssp. *nigra*	Care nig	Slåttestarr
Carex panicea	Care pan	Kornstarr
Carex pilulifera	Care pil	Bråtestarr
Carex pulicaris	Care pul	Loppestarr
Carex spp.	Care spp	Starr
Cephalozia spp.	Ceph spp	Glefsemose
Cephaloziella spp.	Cephlspp	Pistremose
Ceratodon purpureus	Cera pur	Ugrasvegmose
Chiloscyphus coadunatus	Chil coa	Totannblonde
Cirsium spp.	Cirs spp	Tistel
Cladonia crispata	Clad cri	Traktlav
Cladonia furcata	Clad fur	Gaffellav
Cladonia gracilis	Clad gra	Syllav
Cladonia portentosa	Clad por	Kystreinlav
Cladonia spp.	Clad spp	Begerlav
Cladonia uncialis	Clad unc	Pigglav
Cladonia chlorophaea agg.	Clad chl	Brunbeger
Cornus suecica	Corn sue	Skrubbær
Dactylorhiza maculata	Dact mac	Flekkmarihand
Danthonia decumbens	Dant dec	Knegras
Deschampsia cespitosa	Desc ces	Sølvbunke
Deschampsia flexuosa	Desc fle	Smyle
Dicranella spp.	Dicrnspp	Grøftemose
Dicranum bonjeanii	Dicr bon	Pjusksigd
Dicranum fuscescens	Dicr fus	Bergsigd

Navn forts.	**Kodenavn**	**Norsk navn**
Dicranum majus	Dicr maj	Blanksigd
Dicranum scoparium	Dicr sco	Ribbesigd
Dicranum spurium	Dicr spu	Rabbesigd
Digitalis purpurea	Digi pur	Revebjelle
Diplophyllum albicans	Dipl alb	Stripefoldmose
Empetrum nigrum	Empe nig	Krekling
Erica tetralix	Eric tet	Klokkelyng
Festuca ovina	Fest ovi	Sauesvingel
Festuca vivipara	Fest viv	Geitsvingel
Funaria hygrometrica	Funa hyg	Pestbråtemose
Galium saxatile	Gali sax	Kystmaure
Gymnocarpium dryopteris	Gymn dry	Fugletelg
Hedwigia ciliata	Hedw cil	Gråsteinmose
Hepaticae	Hepatic	Levermose
Hieracium spp.	Hier spp	Sveve
Huperzia selago ssp. *selago*	Hupe sel	Lusegras
Hylocomium splendens	Hylo spl	Etasjemose
Hypericum pulchrum	Hype pul	Fagerperikum
Hypnum cupressiforme	Hypn cup	Matteflette
Hypnum jutlandicum	Hypn jut	Heiflette
Hypochoeris radicata	Hypo rad	Kystgriseøre
Hypogymnia physodes	Hypogphy	Vanlig kvistlav
Juncus conglomeratus	Junc con	Knappsiv
Juncus squarrosus	Junc squ	Heisiv
Jungermannia spp.	Jung spp	Sleivmose
Juniperus communis	Juni com	Einer
Leptodontium flexifolium	Lept fle	Brannmose
Leucobryum glaucum	Leuc gla	Blåmose
Listera cordata	List cor	Småtveblad
Lophozia spp.	Loph spp	Flikmose
Lotus corniculatus	Lotu cor	Tiriltunge
Luzula multiflora	Luzu mul	Engfrytle
Luzula pilosa	Luzu pil	Hårfrytle
Luzula spp.	Luzu spp	Frytle
Lycopodium clavatum ssp. *clavatum*	Lyco cla	Myk kråkefot
Marchantia polymorpha	Marc pol	Ugrastvare
Mnium hornum	Mniu hor	Kysttornemose
Molinia caerulea	Moli cae	Blåtopp
Nardia scalaris	Nardisca	Oljetrappemose
Nardus stricta	Nard str	Finnskjegg
Narthecium ossifragum	Nart oss	Rome
Oreopteris limbosperma	Oreo lim	Smørtelg
Oxalis acetosella	Oxa ace	Gaukesyre
Parmelia sulcata	Parm sul	Bristlav
Pedicularis sylvatica	Pedi syl	Kystmyrklegg
Peltigera hymenina	Pelt hym	Papirnever
Pinguicula vulgaris	Ping vul	Tettegras
Plagiochila asplenioides	Plag asp	Prakthinnemose
Plagiothecium spp.	Plagtspp	Jamnemose
Plagiothecium undulatum	Plagtund	Kystjamnemose
Plantago lanceolata	Plan lan	Smalkjeme
Pleurozium schreberi	Pleu sch	Furumose
Poaceae	Poaceae	
Pohlia spp.	Pohl spp	Nikkemose
Polygala serpyllifolia	Polygser	Heiblåfjær

Navn forts.	**Kodenavn**	**Norsk navn**
Polytrichastrum formosum	Polytfor	Kystbinnemose
Polytrichum commune	Poly com	Storbjørnemose
Polytrichum juniperinum	Poly jun	Einerbjørnemose
Polytrichum piliferum	Poly pil	Rabbebjørnemose
Potentilla erecta	Pote ere	Tepperot
Pottiaceae	Pottiace	
Pseudoscleropodium purum	Pseu pur	Narremose
Ptilidium ciliare	Ptil cil	Bakkefrynse
Racomitrium aciculare	Rac aci	Buttgråmose
Racomitrium fasciculare	Raco fas	Knippegråmose
Racomitrium lanuginosum	Raco lan	Heigråmose
Rhizomnium punctatum	Rhiz pun	Bekkerundmose
Rhytidiadelphus loreus	Rhyt lor	Kystkransmose
Rhytidiadelphus squarrosus	Rhyt squ	Engkransmose
Salix aurita	Sali aur	Ørevier
Salix caprea	Sali cap	Selje
Salix repens	Sali rep	Krypvier
Scapania nemorea	Scap nem	Fjordtvibladmose
Scapania spp.	Scap spp	Tvibladmose
Sedum acre	Sedu acr	Bitterbergknapp
Solidago virgaurea	Soli vir	Gullris
Sorbus aucuparia	Sorb auc	Rogn
Sphagnum quinquefarium	Spha qui	Lyngtorvmose
Succisa pratensis	Succ pra	Blåknapp
Thuidium delicatulum	Thui del	Bleiktujamose
Thuidium tamariscinum	Thui tam	Stortujamose
Trichophorum cespitosum	Tric ces	Bjønnskjegg
Trientalis europaea	Trie eur	Skogstjerne
Vaccinium myrtillus	Vacc myr	Blåbær
Vaccinium uliginosum	Vacc uli	Blokkebær
Vaccinium vitis-idaea	Vacc vit	Tyttebær
Veronica chamaedrys	Vero cha	Tveskjeggveronika
Veronica officinalis	Vero off	Legeveronika
Viola riviniana	Viol riv	Skogfiol

Bilder – *Pictures*

Vedlegg 2.

Kystlyngheilandskap på Lurekalven. Analyseområde I i forgrunnen, område II i bakgrunnen. – *The coastal heathland landscape on Lurekalven. Area I in front of the picture, area II in the background.*

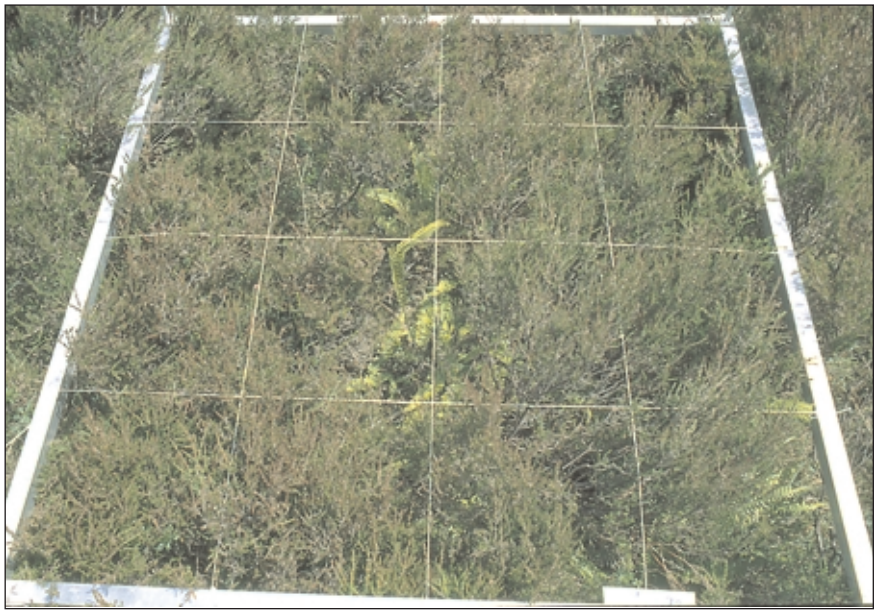
Lyngbrann på Lurekalven mai 1994. Gjerdet skiller område I og II. – *Heather burning on Lurekalven May 1994*. The fence separates area I and II.

Sau på beite i felt J 1994, to måneder etter brann. – *Sheep grazing on site J, two months after fire*.

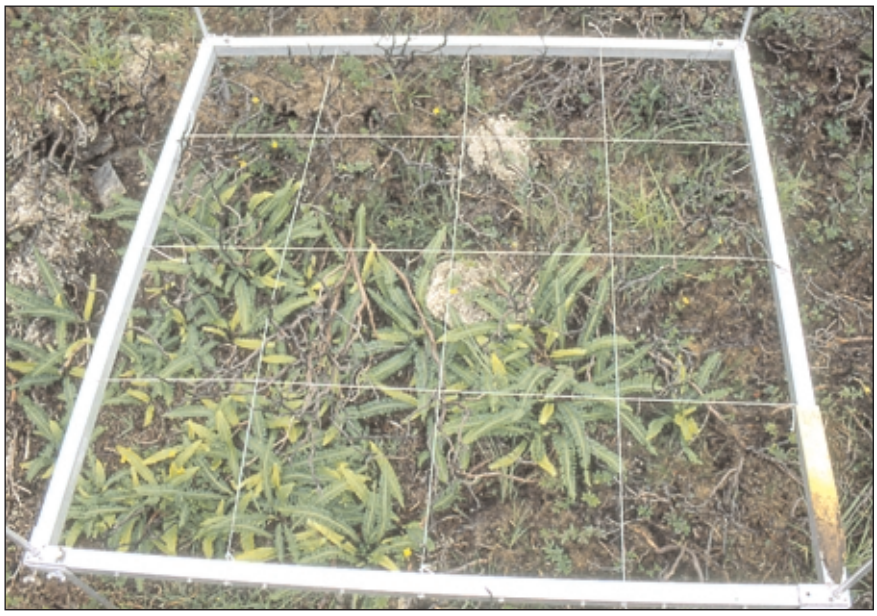
Felt A i 1993 før brann. – *Site A in 1993 in front of fire.*

Felt A i 1994, 2 måneder etter brann, ubeitet område. – *Site A in 1994, two months after fire, ungrazed area.*

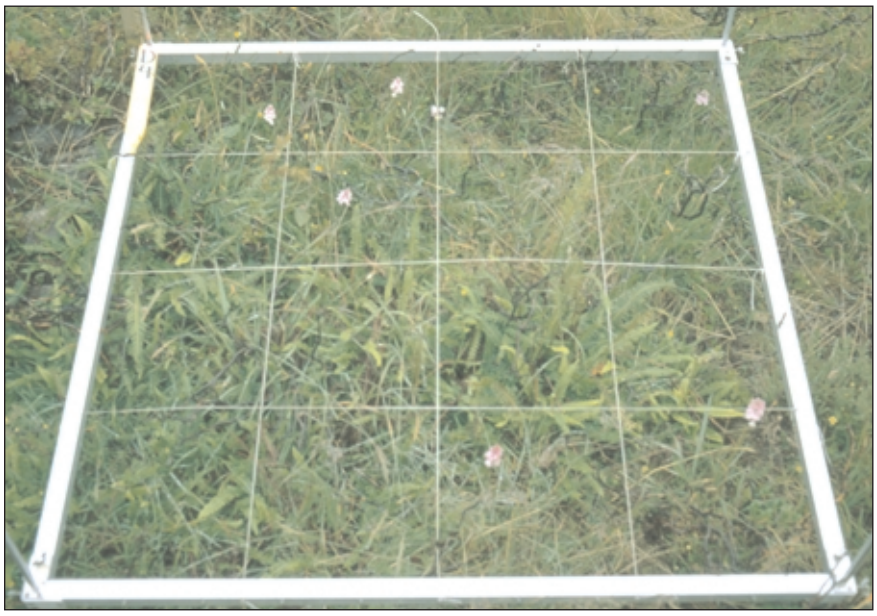
Felt A i 1995, 2 vekstsesonger etter brann, ubeitet område. – *Site A in 1995, two growing seasons after fire, ungrazed area.*



Analyserute 4 i felt D i 1993, før brann. – *Sample plot 4 at site D in 1993, in front of fire*.

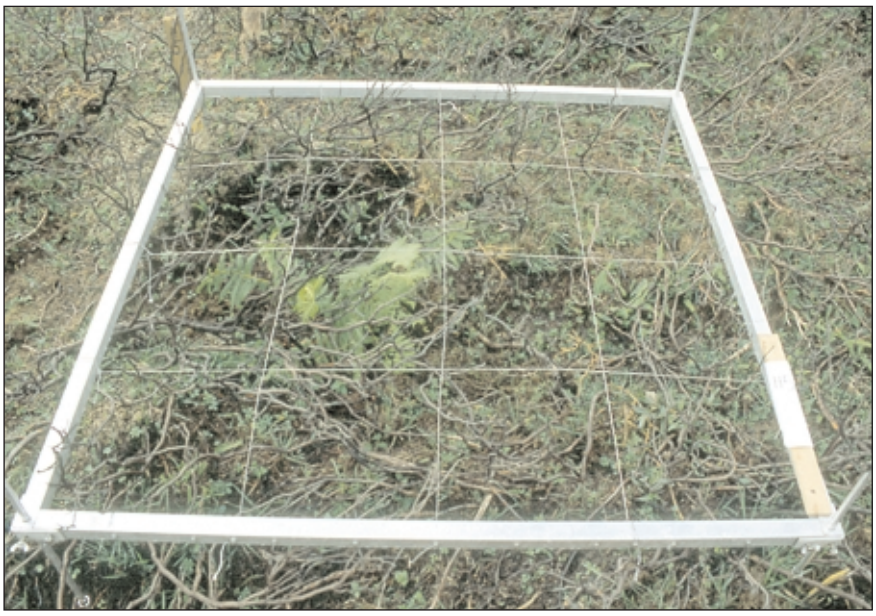


Analyserute 4 i felt D i juli 1994, ubeitet område, 3 måneder etter brann. – *Sample plot 4 at site D in July 1994, ungrazed area, three months after fire.*

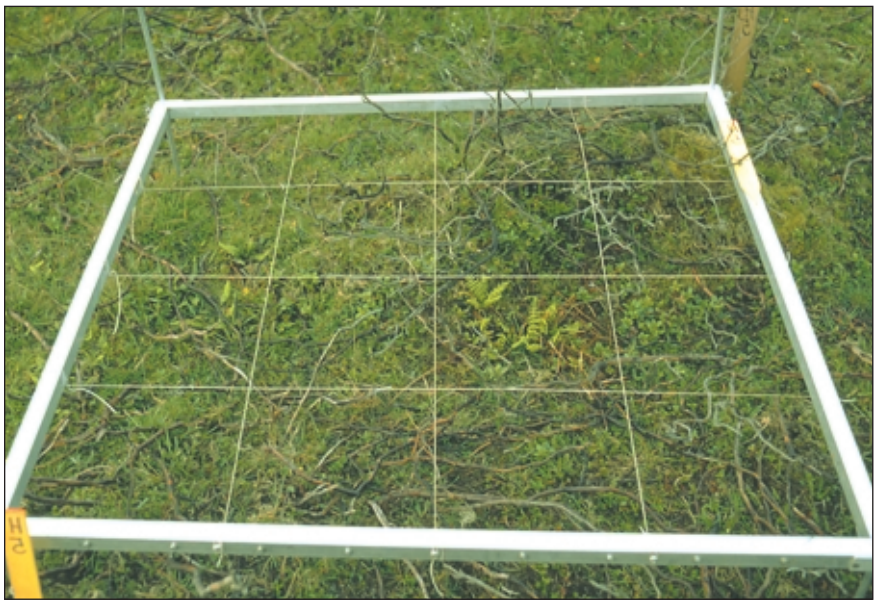


Analyserute 4 i felt D august 1996, ubeitet område, 3 vekstsesonger etter brann. – *Sample plot 4 at site D in August 1996, ungrazed area, three growing seasons after fire.*

Analyserute 5 i felt H i 1993, før brann. – *Sample plot 5 at site H in 1993, in front of fire*.



Analyserute 5 i felt H i juli 1994, beitet område, 3 måneder etter brann. – *Sample plot 5 at site H in July 1994, grazed area, three months after fire.*



Analyserute 5 i felt H i august 1996, beitet område, 3 vekstsesonger etter brann. – *Sample plot 5 at site H in August 1996, grazed area, three growing seasons after fire.*

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang i 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grensoverskridende Luftforurens-ninger (Geneve-konvensjonen). I arbeidet under Genevekonvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnete ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

Tor Johannessen - SFT
Andre Kammerud - SFT
Else Løbersli - DN
Steinar Sandøy – DN

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
7485 Trondheim
Tel: 73 58 05 00

eller
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00

9 Naturens tålegrenser

Oversikt over utgitte rapporter

Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

1 Nygaard, P. H., 1989. Forurens-ningers effekt på naturlig vegetasjon -en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.

Uten nr.
Jaworovski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo.

2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.

3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum ,G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.

4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringsføl-somhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II:Vedlegg og bilag).

5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO2, NOx og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.

6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdrags-melding 018.

7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.

8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.

9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmos-færisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.

10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjo-ner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.

11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av for-suringsfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).

13 Flatberg, K.I, Foss, B., Løken,A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat.

14 Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA) , Oppdragsmelding 55.

15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA) , Oppdragsmelding 69.

16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. -Norsk landbruksforsk. 5: 235-264.

17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.

19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann -evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.

20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenlingning av parametre for å bestemme forsuringsfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.

21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringsfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.

22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.

23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3.

24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.

25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.

26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134.

27 Lindstrøm, E.A.1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2.

28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3.

29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1.

30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6: 195-204.

31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.

32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringsfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.

33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147.

34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.

35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.

36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.

37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in Racomitrium lanuginosum (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning for DN 1993-2.

38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051.

39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikato-

rer i ferskvann - et forprosjekt . Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo, Rapport 144, 1993.

40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Rapport Gkogforsk 14/93. 14/93.

41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.

42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.)1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.

43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.

44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.

45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.

46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (Dicranum majus). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-1.

47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord . Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-2.

48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (Racomitrium lanuginosum) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239.

49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Rapport Skogforsk 26/93.

50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94

51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitutt Meddelelse nr. 132.

52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172

53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på littorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 055.

54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of Betula pubescens Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.

55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of Phleum alpinum L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.

56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.

57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.

58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrensefor overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 288.

59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitutt Rapport nr. 86 - 1994.

60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU): OR 16/94.

61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (Vaccinium myrtillus), etasjehusmose (Hylocomium splendens), furumose (Pleurozium schreberi) og krussigd (Dicranum polysetum). Rapport Skogforsk 9/94.

62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94122.

63 Hilmo, O. & Larssen, H.C. 1994. Morfologi hos epifyttisk lav i områder med ulik luftkvalitet. ALLFORSK Rapport 2.

64 Wright, R.F. 1994. Bruk av dynamiske modeller for vurdering av vann- og jordforsuring som følge av redusert tilførsel av sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94112.

65 Hesthagen, T., A. Henriksen & Kvenild, L. 1994. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i norske innsjøer med spesiell vekt på Troms og Finnmark. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.

66 Sagmo Solli, I.M, Flatberg, K.I.F., Söderström, L., Bakken S. & Pedersen, B. 1996. Blanksigd og luftforurensnings-studier. NTNU. Vitenskapsmuseet. Rapport botanisk serie 1996-1.

67 Stuanes, A. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog - en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96.

68 Ogner, G. 1995. Tålegrenser for skog i Norge med hensyn til ozon. Aktuelt fra Skogforsk 3-95.

69 Thomsen, M., Nellemann, C. Frogner, T., Henriksen A., Tomter, S. & Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forurensning. Rapport fra Skogforsk 22-95.

70 Tomter, S. M. & Esser, J. 1995. Kartlegging av tålegrenser for nitrogen basert på en empirisk metode. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Rapport nr 10/95.

71 Pedersen, H.Chr. (red.). 1995. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) Oppdragsmelding 387

72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. ALLFORSK Rapport 3.

73 Sogn, T.A., Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1995. Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog. Rapport fra Skogforsk 21/95.

74 Nygaard, P.H. & Eldhuset, T. 1996. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. Norsk institutt for skogforskning (NISK). Rapport fra Skogforsk 1/96.

75 Mortensen, L. 1993. Effects of ozone on growth of several subalpine plant species. Norw. J. Agric. Sci. 7: 129-138.

76 Mortensen. L. 1994. Further studies on the effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. Norw. J. Agric. Sciences 8: 91-97.

77 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1996. Lufttransporterte forurensninger - tilførsler, virkninger og tålegrenser. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 2/96.

78 Thomsen, M.G., Esser; J., Venn, K. & Aamlid, D. 1996. Sammenheng mellom trærs vitalitet og næringsstatus i nåler og humus på skogovervåkingsflater i Sørøst-Norge (in prep).

79 Tørseth, K., Mortensen, L. & Hjellbrekke, A.-G. 1996. Kartlegging av bakkenær ozon etter tålegrenser basert på akkumulert dose over 40 ppb. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 12/96.

80 Esser, J.M. & Tomter, S.M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS).

81 Henriksen, A. , Hindar; A., Styve, H., Fjeld, E. & Lien, L. 1996. Forsuring av overflatevann, beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3528-96.

82 Henriksen, A., Hesthagen, T. & Fjeld, E. 1996. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3565-96.

83 Wright, R. F., Raastad, I.A., & Kaste, Ø. 1996. Atmospheric deposition of nitrogen, runoff of organic nitrogen, and critical loads for soils and waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3592-97.

84 Mortensen, L.M. 1995. The influence of ozone pollution on growth of young plants of Betula pubescens Ehrh. And Phleum alpinum L. Dose-response relations. Norw. J. Agr. Sci. 9: 249-262.

85 Mortensen, L.M. 1996. Ozone senistivity of Betula pubescens at different growth stages after budburst in spring. Norw. J. Agr. Sci. 10: 187-196.

86 Tørseth, K., Rosendahl, K.E., Hansen, A.C., Høie, H. & Mortensen, L.M. 1997. Avlingstap som følge av bakkenært ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993. SFT-rapport.

87 Rognerud, S, Hognve, D. & Fjeld, E. 1997. Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Kan amosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner slik at det ikke reflekterer berggrunnens geokjemi? Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 3670-97.

88 Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Tjomsland, T. 1997. Vannkjemi, forsuringsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 3646-97.

89 Nordbakken; J.-F. 1997. Småskalaendringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Botanisk Hage og Museum, Univ. Oslo Rapp. 1.

90 Sogn, T.A., Kjønnås, J., Stuanes, A.O., & Abrahamsen, G. 1997. Akkumulering av nitrogen - variasjoner avhengig av bestandsutvikling, nitrogentilførsel og simulert snødekke. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jord- og vannfag, Rapport nr. 10/97.

91 Nygaard, P.H., Ødegård, T. & Flatberg, K.I.F. Vegetasjonsendringer over 60 år i fattig skog- og myrvegetasjon i Karlshaugen skogreservat. Skogforsk (in prep).

92 Knutzen, J., Gabrielsen, G.W., Henriksen, O.E., Hylland, K., Källqvist, T. Nygård, T., Pacyna, J.S. Skjegstad, N. & Steinnes, E. 1997. Assessment of the applicability for pollution authorities ofthe concept "critical load" of long-range transported micrpollutants in relation to aquatic an terrestrial ecosystems. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3751-97.

93 Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 67/97.

94 Henriksen, A. 1998. Application of the first order acicvity balance (FAB) model to Norwegian surface waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3809-98

95 Sogn, T.A. & Wright, R.F. 1998. The model MERLIN applied to Nordmoen, Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3844-98.

96 Skjelkvåle, B.L. & A. Henriksen, 1998. Vannkjemi, forsuringsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Report SNO 3895-98.

97 Henriksen, A. 1998. Binding grid cells – Norway. An evaluation. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3942-98

98 Lükewille, A. & A. Semb. 1998. Deposition in Norwegian Mountain areas. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 66/97.

99 Strand, L.T., Stuanes, A.O. & G. Abrahamsen. 1998. Akkumulering av karbon og nitrogen i unge jordsmonn. Institutt for jord og vannfag, rapport nr 9/98.

100 Wright, R.F. & Henriksen, A. 1999. Gap closure; use of MAGIC model to predict time required to achieve steady-state following implementation of the Oslo protocol. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4012-99

101 Henriksen, A. 1999. Tålegrenser i fjellområder. Hva vet vi og hva bør vi vite? Rapport fra seminar 16.-17. Februar 1999. Rondablikk Føyfjellshotell. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4017-99 .

102 Wright, R.F. 1999. Risk of N leaching from forests to surface waters in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4038-99.

103 Wright, R.F., Mulder, J. & Esser, J.M., 1999. Soils in mountain uplands regions of southwestern Norway: nitrogen leaching and critical loads. Norsk institutt for vannforskning (NIV) Report SNO 4130-99.

104 Lindstrøm, E.A., Kjellberg, G. & Wright, R.F. 1999. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4187-2000.

105 Thomsen, M.G. & Nellemann, Chr. 2000. Mortalitet og tilvekst i relasjon til forurensningsbelastningen i Sør Norge 1920-2000 (under trykking).

106 Henriksen, A & Buan, A.K. 2000. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Norsk institutt for vannforskning (NIVA. Rapport LNR 4179-2000.

107 Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei - effekter av skjøtselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. - NINA fagrapport 044.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon.