

016

FAGRAPPORT

Brenning og kutting av alpin
heivegetasjon:
Effekter på lirype, vegetasjon
og invertebratfauna

Hans Chr. Pedersen



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Brenning og kutting av alpin
heivegetasjon:
Effekter på lirype, vegetasjon
og invertebratfauna

Hans Chr. Pedersen

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 miljøvernadelinger, 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.

Pedersen, H.C. (red.).1996. Brenning og kutting av alpin heivegetasjon: Effekter på liryte, vegetasjon og invertebratfauna. - NINA Fagrapport 16: 1-87.

Trondheim, januar 1997

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-0641-2

Forvaltningsområde:

Bærekraftig bruk

Sustainable use

Copyright ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning

og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Eva M. Schjetne

Kari Sivertsen

Knut Kringstad

Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

Trykt på miljøpapir

Opplag: 500

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12480

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning,
Fylkesmennene i Oppland og Sør-Trøndelag,
Trygve Gotaas fond (Oslo JFF).

Referat

Pedersen, H.C. (red.) 1996. Brenning og kutting av alpin heivegetasjon: Effekter på lirype, vegetasjon og invertebratfauna. - NINA Fagrapport 16: 1-87.

Brenning av alpin heivegetasjon ble introdusert som et mulig biotopforbedrende tiltak for lirype på slutten av 1970-tallet. Etter at tiltaket var tatt i bruk av enkelte private grunneiere ble det i løpet av de neste 10 år diskutert om hvorvidt tiltaket skulle benyttes i større skala. Det var imidlertid knyttet en del uklårheter til tiltakets nytteverdi. Direktoratet for naturforvaltning gav derfor NINA i 1989 i oppdrag å undersøke effekter av brenning og kutting av alpin heivegetasjon på lirypebestanden, avrenning av næringsstoffer, vegetasjon og invertebratfauna. Arbeidet ble gjennomført i perioden 1989-1994 på Dovrefjell, Dovre kommune og Oppdal kommune. I 1989 ble det lagt ut ett kontrollfelt (1,8 km²), ett brannfelt (1,3 km²) og ett kuttfelt (2,8 km²) hvor det ble foretatt taksering av hekkebestand og registrering av reproduksjonsbiologiske parametre av liryper, måling av vannkjemiske parametre, utlegging og analyse av botaniske prøveflater, vegetasjonskartlegging, registrering av invertebrat- og spurvefuglfaunaen. 10% av brennbar areal ble behandlet i mai 1990, mens ytterligere areal ble brent i mai 1991, totalt 15,4%. Tilsvarende ble kutting gjennomført i mai og november 1990 slik at 10,1% av heiarealet ble behandlet. Det ble ikke påvist økt avrenning av næringsstoffer etter brenning og kutting, målt som alkalitet i avrenningsvann fra alle tre feltene hverken i 1990 eller 1991. Det er laget vegetasjonskart over undersøkelsesområdet og de forskjellige vegetasjonstypene er beskrevet. Botaniske undersøkelser dokumenterer vegetasjonssammensetningen i de tre feltene før brenning/kutting ble foretatt og forløpet av suksesjon/regenerering de fem første vekstsesongene. Inngrepene ble utført både i fattig og rik utforming av dvergbjørk-/vierhei (S2a,b) i tillegg til noe dvergbjørk-fjellkreking rabb, reinlav type (R2b). Den brente rabben var mest artsfattig, også ved prosjektets slutt. Det var vesentlig flerårige arter som hører hjemme i den opprinnelige vegetasjonen som ble reetablert i analyseflatene. Gjenveksten gikk raskere i kuttfeltet enn i brannfeltet, selv om brenningen var skånsom. De kuttete flatene var mer artsrike, særlig med hensyn til urter og moser, og gjenveksten i de to feltene er studert hver for seg. I begge feltene viste det seg at forløpet av gjengroingen var mest avhengig av hvordan den opprinnelige vegetasjonssammensetningen hadde vært. Kuttfeltet hadde best utgangspunkt for gjenvekst pga større overlevelse av arter. Bedre næringsforhold, sannsynligvis grunnet en svak gjødslingseffekt fra en sakte nedbrytning av dødt materiale har bidratt til den raskere gjengroingen. I brannfeltet derimot, har det sannsynligvis foregått en erosjon og utvasking av næringsalter, noe som har bidratt til en langsommere utvikling, raskest i kanten av brannflatene. Det viste seg at gjenveksten av blåbær ble svært dårlig i begge feltene, med mange mislykkede etableringsforsøk. Værforholdene varierte en god del i 6-årsperioden, særlig i 1992 var forholdene ekstreme. Da værsituasjonen har stor betydning for gjenveksten, er disse diskutert i et eget avsnitt. I alt 81 billearter og 50 edderkopparter ble påvist ved hjelp av fallfeller. For disse medførte inngrepene kun små endringer i samfunnsstrukturen. Av de middels vanlige artene viste tre billearter og fire edderkopparter en økning etter kutting og brenning

av vegetasjonen. Av de mer fåtallige artene dukket det ellers opp noen klassiske pionér- eller åpenmarksarter i de behandlede feltene. Forskjellen som følge av behandlingen var større første året etter behandling enn andre året, og brenning av vegetasjonen bidro mer til forskjellene enn kutting. Klimatiske forskjeller fra år til år, og forskjeller i vegetasjonsstruktur, var de to faktorene som best forklarte endringene i samfunnsstruktur mellom år og mellom felt med ulike behandlingsregimer. Kropprøver fra lirypekyllinger indikerte ellers at tovinger var viktig føde i lavalpin heivegetasjon. Vindusfeller viste også at denne insektordenen dominerte kraftig (88%) når det gjelder de insektene som svermer mest. Det ble ikke funnet endringer i steggtetthet mellom feltene og antall territorielle stegger varierte lite gjennom hele undersøkelsesperioden (22-28 stegger) (\bar{x} = 3.1 stegger/km² i kuttfelt; \bar{x} =4.5 stegger/km² i brannfelt; \bar{x} =5.4 stegger/km² i kontrollfelt). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom feltene innen år for eggvariablene; antall, volum og klekkeprosent. Det ble funnet forskjeller i eggvariabler mellom år og også klekketidspunkt varierte noe mellom år. Det var ingen indikasjoner på forskjell i predasjonsfrekvens hverken på egg eller høner mellom feltene innen år. På førstegangslagte reir varierte eggpredasjonen mellom 0% og 38%, mens predasjonen av høner etter klekking varierte mellom 7% og 75%. Det ble ikke funnet noen korrelasjon mellom egg- og hønepredasjon. På grunn av høy predasjon var materialet på kullstørrelse begrenset, men det ble likevel ikke funnet indikasjoner på forskjeller i kullstørrelse mellom feltene, hverken i juli eller august. Kullene syntes ikke å preferere de behandlede flatene, men materialet er begrenset. Det ble ikke funnet forskjeller i spurvefuglfaunaen fra 1989 til 1990 som kan tilskrives kutting eller brenning. Forekomsten av smågnagere var svært lav i hele prosjektperioden og det kunne ikke påvises forskjeller mellom feltene. Myrhauk hekket vanlig i området i alle årene og hadde tildels god ungeproduksjon. Predasjon på lirypeegg, kyllinger og voksne var sannsynligvis hovedsakelig forårsaket av røyskatt og myrhauk. Brenning og kutting av heivegetasjonen skapte hverken bedre kullbiotop eller hekkebiotop for lirype.

Emneord: Biotopforbedring - brenning - kutting - lirype - alpin hei - invertebrater.

Hans Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Pedersen, H.C. (ed.). 1996. Burning and cutting of alpine heath vegetation: effects on willow ptarmigan, vegetation and invertebrate fauna. - NINA Fagrapport 16: 1-87

Burning of alpine heath vegetation was introduced at the end of the 1970's as a measure that might improve the biotope for willow ptarmigan. After some private landowners had begun practising it, a debate went on for the next 10 years as to whether it should be done on a larger scale. However, there was some doubt about its usefulness. The Directorate for Nature Management therefore awarded NINA a contract in 1989 to investigate the effects of burning and cutting of alpine heath vegetation on the willow ptarmigan population, the runoff of nutrients, the vegetation and the invertebrate fauna. The investigation was carried out between 1989 and 1994 at Dovrefjell, in the municipalities of Dovre and Oppdal. In 1989, one control area (1.8 km²), one burnt area (1.3 km²) and one cut area (2.8 km²) were laid out, where censuses of the breeding population and recording of the reproductive biological parameters of the willow ptarmigan, the measurement of various parameters in the water chemistry, the laying out and analysis of botanical sample plots, vegetation mapping, and recording of invertebrate and passerine bird faunas were carried out. 10% of the burnable area was burnt in May 1990 and additional areas, totalling 15.9%, were burnt in May 1991. Cutting was carried out in May and November 1990, 10.1% of the heath being manipulated in this manner. No increase in the runoff of nutrients was found in either 1990 or 1991 following the burning and cutting, this being measured as the alkalinity of the runoff from all three areas. A vegetation map was prepared and the various types of vegetation were described. Botanical investigations document the composition of the vegetation in the three areas before burning and cutting, and the course of the succession and regeneration during the first five growing seasons. Cutting and burning took place in both poor and rich varieties of dwarf birch-willow heath (S2a, b), as well as some dwarf birch-mountain crowberry ridges of *Cladonia* (reindeer lichen) type (R2b). The regeneration progressed more rapidly in the cut area than in the burnt one, even though burning was light. The burnt ridge was always poorest in species. The species which became re-established were mostly perennials belonging to the original vegetation. There was a significant difference between the course of the succession in the two manipulated areas; consequently, the regrowth within them was studied separately. In both plots, the progress of regrowth was found to be most dependent upon the original composition of the vegetation. The cut area had the best basis for regeneration because of the greater survival of species, especially herbs and mosses. A weak manuring effect from slow decomposition of dead material probably supplied more nutrients and consequently resulted in more rapid regeneration. In the burnt area, on the other hand, erosion and runoff of nutrient salts probably took place, leading to a slower development, which was quickest at the edges. The regrowth of bilberry proved to be extremely poor in both areas, with many failed attempts to re-establish. The weather conditions varied a good deal during the six-year period, being particularly poor in 1992. Since the weather greatly influences the regeneration, this factor is discussed in a

separate section. A total of 81 species of beetles and 50 species of spiders were found with the help of pitfall traps. The burning and cutting only led to minor changes in their community structures. Of the moderately common species, only three beetles and four spiders showed an increase following cutting and burning of the vegetation. Of the more seldom species, a number of classical pioneer or open-ground species appeared in the manipulated areas. The difference as a consequence of the manipulation was greater in the first year following manipulation than in the second year, and the burning of the vegetation led to greater differences than the cutting. Climatic differences from year to year and differences in the vegetation structure were the two factors which best explain the changes in community structure from year to year and area to area with different manipulation regimes. Crop samples from willow ptarmigan chicks otherwise indicate that Diptera (two-winged flies) are important food items in low-alpine heath vegetation. Window traps also showed that Diptera dominated strongly (88%) among the insects which swarm most. No changes were found in the density of cock willow ptarmigan in the areas and the number of territorial cocks varied little throughout the study period (22-28 cocks) (\bar{x} = 3.1 cocks/km² in the cut area, \bar{x} = 4.5 cocks/km² in the burnt area, \bar{x} = 5.4 cocks/km² in the control area). No statistically significant differences were found for the egg variables, number, volume and hatchability percentage, between areas in the same year. Differences were found in the egg variables from one year to another and the time of hatching also varied somewhat from year to year. There was no indication of any difference in the predation frequency, either on eggs or hens, between areas in the same year. Predation on the first-laid eggs varied between 0% and 38%, whereas that on hens after hatching varied between 7% and 75%. No correlation was found between egg and hen predation. Owing to high predation, the material on brood size was limited, but nevertheless no indications of differences in brood sizes between areas was found, either in July or August. The broods did not seem to prefer the manipulated areas, but the material is limited. No differences in the passerine fauna were found from 1989 to 1990 which can be attributed to the effects of cutting or burning. The occurrence of small rodents was extremely low throughout the project period and no differences could be found between the areas. The hen harrier nested commonly in the vicinity every year and sometimes had a good production of young. Stoats and hen harriers were probably mostly responsible for the predation on willow ptarmigan eggs, chicks and adults. Burning and cutting of heath vegetation created neither better brood biotopes nor nesting biotopes for willow ptarmigan.

Key words: Habitat improvement - burning - cutting - willow ptarmigan - alpine heath vegetation - invertebrates.

Hans Chr. Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Etter initiativ fra Direktoratet for naturforvaltning startet Norsk institutt for naturforskning våren 1989 et prosjekt for å undersøke økologiske effekter av brenning og kutting av heivegetasjon på Dovrefjell. Prosjektet ble planlagt gjennomført i perioden 1989-94 og denne rapporten gir en oppsummering av aktiviteten i hele prosjektperioden.

Flere offentlige og private institusjoner og organisasjoner har blitt søkt om økonomisk støtte til prosjektet og ved siden av NINAs grunnbevilgninger har prosjektet mottatt støtte fra følgende: Direktoratet for naturforvaltning, Trygve Gotaas Fond (Oslo JFF), Fylkesmannen i Oppland, Sør-Trøndelag, Telemark, Nordland, Hedmark, Møre og Romsdal, Buskerud, og Nord-Trøndelag, Norges Jeger og Fiskerforbund, Se og Hør Forlaget A/S, Meraker Brug A/S og Fuglehundklubbenes Forbund.

Arne Bretten og Eli Munkeby Smith, begge hovedfagsstudenter ved Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim, ble tilknyttet prosjektet og har foretatt undersøkelser på hhv. edderkopper og lirype.

I tillegg til undertegnede har Terje Dalen og Tord Bretten hatt hovedansvar for feltarbeidet utenom vegetasjon og invertebrater. I 1992 fungerte Kjetil Bevanger som prosjektleder i undertegnedes fravær. Foruten disse har følgende personer vært involvert: Line Bretten, Peder Fiske, Ketil Boye Hansen, Ragnar Holm, Magnus Jacobsen, Dag H. Karlsen, Lars Krempig, John Atle Kålås, Hans Jacob Lønnum, Ivar Myklebust, Knut Nicolaysen, Tor Harald Ringsby, Odd Sandaker, Roar Sandodden, Johan B. Steen, Sten L. Svartaas, Stein-Are Sæther, Martin Sæther, Arnfinn Veskje og Martin Wickstrøm.

Mange har også deltatt i utarbeidelsen av vegetasjonskartet. Simen Bretten, UNIT utførte feltarbeidet i 1989, mens Eli Munkeby Smith, UNIT utførte tilsvarende oppgaver i forbindelse med tilleggskartleggingen i 1991. Et digitalisert kart ble konstruert av Svein Tore Dahl, Institutt for kart og oppmåling, NTH. Lars Kvenild, NINA var behjelpelig under Arc/Info-bearbeidningen og Knut Kringstad, NINAs grafiske kontor har klargjort kartet for trykking.

I forbindelse med vegetasjonsdelens feltarbeid og dataregistrering har foruten forfatterene følgende personer vært involvert: Gunnar Austrheim, Ottar Michalsen, Eli Grethe Nisja, Harald Taagvold, Jo Wattum, Dag-Inge Øien og Per-Arild Aarrestad. Håkon Holien takkes for hjelp til bestemmning av lav og Ole Reitan for tilrettelegging av værdedata.

Statsskog Oppland, Artilleriregiment nr. 2, Hjerkin Skytefelt, Dovre Fjellstyre og Norsk Kennel Klub har gitt de nødvendige tillatelser til å arbeide i terrenget. Jeg vil takke alle for innsatsen i prosjektperioden.

Trondheim, oktober 1996

Hans Chr. Pedersen

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Undersøkellesområde	7
3 Gjennomføring av brenning og kutting	
Hans Chr. Pedersen	8
3.1 Metoder	8
3.2 Resultater	9
3.3 Diskusjon	9
4 Vannkjemi	10
Hans Chr. Pedersen	
4.1 Metoder	10
4.2 Resultater	11
4.3 Diskusjon	11
5 Vegetasjonskartlegging	
Bodil Wilmann	13
5.1 Metoder	13
5.2 Kartleggingsenhetene	13
5.2.1 Rabbevegetasjon	14
5.2.2 Lesidevegetasjon	14
5.2.3 Fjellbjørkeskog	15
5.2.4 Myr- og snøleievegetasjon	15
6 Effekter av brenning og kutting på vegetasjonen	
Bodil Wilmann	16
6.1 Metoder	16
6.2 Resultater	18
6.2.1 Basisvegetasjonen	18
6.2.2 Værforhold	19
6.2.3 Suksesjoner i brent og kuttet vegetasjon, generell vegetasjonsutvikling	20
6.2.4 Gjenvekst av noen utvalgte arter og artsgrupper ..	26
6.3 Diskusjon	31
7 Effekter av brenning og kutting på invertebratfaunaen	
Oddvar Hanssen, Arne Bretten og Kaare Aagaard	34
7.1 Metoder	34
7.2 Resultater	35
7.2.1 Biller fra fallfellene	35
7.2.2 Insekter fra vindusfellene	35
7.2.3 Samfunnsanalyser	37
7.2.4 Insekter fra vindusfellene	39
7.3 Diskusjon og konklusjon på invertebratforsøkene	39

8 Effekter av vegetasjonsmanipulering på lirype	
Hans Chr. Pedersen	49
8.1 Metoder	50
8.2 Resultater	50
8.3 Diskusjon	52
9 Øvrig biologi	
Hans Chr. Pedersen	54
9.1 Metoder	54
9.2 Resultater	55
9.3 Diskusjon	56
10 Sammenstilling av delresultater	57
11 Sammendrag	58
12 Summary	60
13 Litteratur	63
Publikasjoner	65
Vedlegg	66

1 Innledning

I alle tider har bestanden av lirype *Lagopus l. lagopus* variert i størrelse avhengig av endringer i rypenes naturlige miljø. Karakteristisk for disse endringene har vært år og perioder med mye rype, men også år med svært lite rype. Jegere, forvaltere, grunneiere og rypeforskere har alltid vært opptatt av om, og hvordan, man kunne opprettholde en stor livskraftig rypebestand uten for store «nedturer» i dårlige år. Fra forskjellig hold har det opp gjennom tidene blitt lansert en rekke viltstelltiltak som skulle påvirke enten rypene direkte, f.eks. gjennom rovviltbekjempelse eller indirekte gjennom å forbedre rypenes leveområder, de såkalte biotopforbedrende tiltak (Andersen 1984).

I Skottland har man en flere hundreårig lang tradisjon med å brenne røsslyngheier *Calluna vulgaris* med en omløpstid på 8-10 år, for på den måten å ha frisk, ung røsslyng kontinuerlig tilgjengelig som beiteplante (Hobbs & Grimingham 1987). Til å begynne med ble brenning tatt i bruk for å skaffe bedre husdyrbeite, men etter hvert også for å forbedre viltets leveområder. Spesielt har tiltaket vært rettet mot skotsk lirype eller "red grouse", *Lagopus l. scoticus*, men også andre viltarter som hare *Lepus timidus*, orrfugl *Lyrurus tetrix* og kronhjort *Cervus elaphus*, har nytt godt av dette viltstelltiltaket (Jenkins et al. 1970, Miller et al. 1966, 1970). I Norge har samme praksis blitt benyttet i lang tid på røsslyngkleddede øyer og kystområder på Sør-Vestlandet og på Trøndelagskysten (Skogen 1989). Som i Skottland var hensikten først og fremst å forbedre beitet, spesielt for sau, men det viste seg også at orrfuglen likte disse områdene.

I de siste par tiår har brenning, kutting og gjødsling av alpin heivegetasjon, hovedsakelig dvergbjørkhei *Betula nana*, blitt lansert som et viltstelltiltak for lirype i Norge (Storaas 1988). Det er imidlertid utført eksperimenter for å undersøke effekter av heibrenning, såkalt «lyngbrenning» på lirype. Den første undersøkelsen var Sletthallen-prosjektet i Numedal, Buskerud (Aalerud & Phillips 1984, Phillips et al. 1992), som ble oppstartet i 1978. Resultatene fra Sletthallen har vært tolket på noe forskjellig måte, men både hekkebestand og avskyting har økt i områder hvor brenning har vært gjennomført (Phillips et al. 1984, Myrberget 1988a, Steen 1988). Imidlertid ble bekjempelse av viktige eggpredatorer startet opp allerede i 1975 og har hele tiden foregått parallelt med brenning (Phillips et al. 1992, Steen pers. med.) og årsaken til økningen i hekkebestand og avskyting er derfor fortsatt uklar. I en senere undersøkelse i Vestre Gausdal, Oppland, ble det ikke påvist økning i hekkebestanden etter brenning (Solbraa 1992, 1993).

I Skottland er oppgangen i rypebestanden etter brenning sammenfallende med en økning i næringsinnholdet i rypenes viktigste næringsplante, røsslyng (Miller et al. 1970). Resultater fra Sletthallen og et mindre forsøk på Kvikne i Hedmark viser at denne gjødslingseffekten er borte allerede 2 år etter brenning (Råen 1989, Andersen et al. 1990) og kan derfor ikke forklare en økning i hekkebestanden. Gjennom brenning kan det tenkes at en får et mer mosaikkpreget habitat som i større grad tilfredsstiller rypenes habitatkrav enn et homogent, ensartet vegetasjonsdekke. Hvis dette er riktig vil kutting av vegetasjonen kunne gi samme effekt.

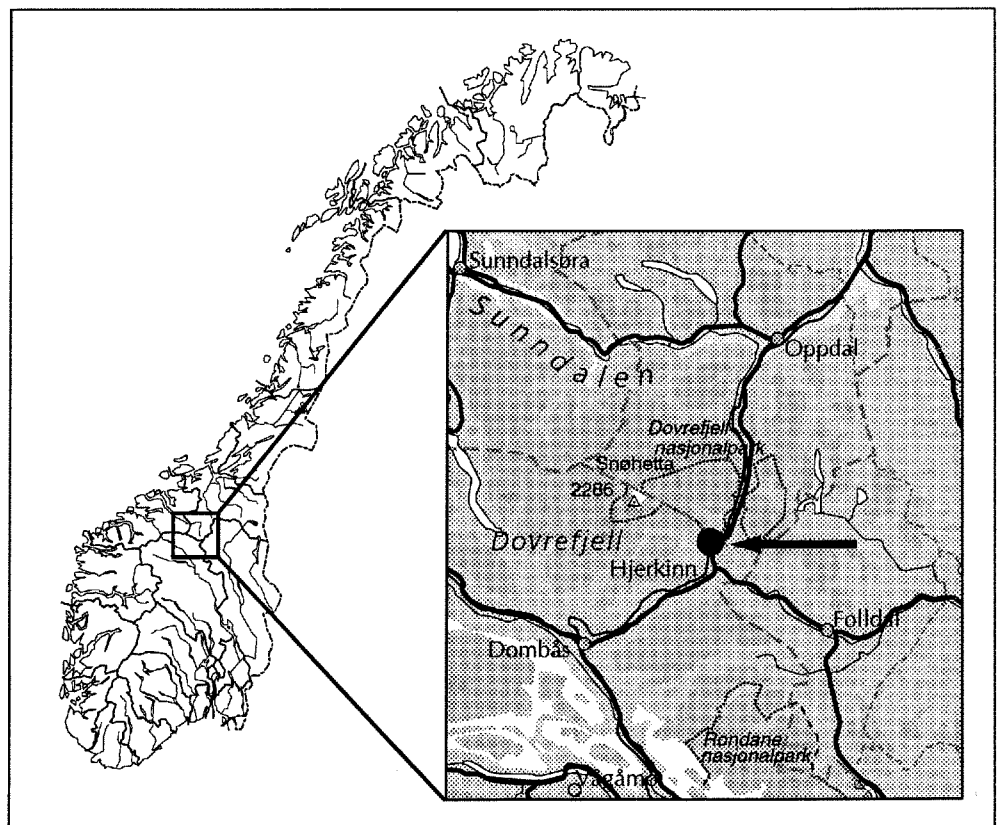
På denne bakgrunn var det et sterkt ønske innen såvel forvaltning som forskning å gjennomføre ytterligere undersøkelser på effekter av brenning og kutting av heivegetasjon i Norge. Det ble derfor initiert et prosjekt av Direktoratet for naturforvaltning i 1989 med Norsk institutt for naturforskning som ansvarlig for gjennomføringen av prosjektet. Prosjektet skulle belyse økologiske effekter av brenning og kutting av heivegetasjon i høyfjellet. Det ble lagt vekt på at undersøkelsen ikke bare skulle omfatte effekter på lirype, men også på vegetasjon, avrenning av næringsstoffer og på invertebratfaunaen. I tillegg ble det undersøkt om tiltakene hadde effekter på andre dyregrupper i området som f.eks. småfugl, smågnagere, rovvilt og hare. Undersøkelsene ble lagt opp etter samme mal for hele prosjektperioden fra 1989 til 1994.

2 Undersøkelsesområdet

Undersøkelsene ble utført i lavalpin dvergbjørkhei på Dovrefjell, dels i Dovre kommune, Oppland og dels i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (**figur 1**). Området ligger mellom 950 og 1050 m o.h., like vest for E 6 mellom Hjerkin og Kongsvoll. Klimadata fra Kongsvoll og Fokstua kan brukes til å beskrive de klimatiske forhold i området. Gjennomsnittlig årlig nedbør er 445 mm på Kongsvoll og 440 mm på Fokstua, hvorav ca 180 mm kommer i de tre sommermånedene. Middeltemperaturen for hele året er $-0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ for Kongsvoll og $0,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ for Fokstua. Juli er varmest med gjennomsnittstemperatur på $+9,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ og $+9,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ for hhv Kongsvoll og Fokstua. Januar er kaldest med gjennomsnittstemperatur $-9,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ for Kongsvoll og $-8,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ for Fokstua (Aune 1993a). Dette viser at området har tørt innlandsklima.

Området ligger i overlappingssonen mellom kambrosilurske bergarter i Trondheimsfeltet i nord og øst og eokambriske gneissområder mot vest og sørvest. Bergartene i Trondheimsfeltet er næringsrike og lettforvitrelige fyllitter og grønnskifer, mens bergartene i gneissområdet er næringsfattige og sent forvitrelige øyegneisser og glimmerskifer. Løsavleiringene i området er bunnmorene avsatt under siste istid. Morenematerialet er sannsynligvis transportert inn fra de eokambriske områdene og danner grunnlag for en relativt fattig heivegetasjon, mens myrene er forholdsvis rike, noe som gjenspeiler de underliggende rikere bergartene fra Trondheimsfeltet (Bretten 1995).

I 1989 ble det lagt ut ett kontrollfelt (1 790 da), ett brannfelt (1 340 da) og ett kuttfelt (2 810 da). Feltene for brenning og kutting ligger sør for fylkesgrensa, innenfor Hjerkinnskytefelt, mens kontrollområdet ligger nord for fylkesgrensa, delvis i



Figur 1. Undersøkelsesområdets geografiske beliggenhet.- The geographical position of the study area.

Drivdalen, Kongsvoll og Hjerkinns landskapsvernområder og delvis i Dovrefjell nasjonalpark. Området omtales i sin helhet i den videre tekst som Hjerkinns. Området leies av Norsk Kennel Klub og brukes som prøveterreng i forbindelse med årlige fuglehundprøver, men området er ikke tilgjengelig for regulær småviltjakt.

3 Gjennomføring av brenning og kutting

Hans Chr. Pedersen

Med bakgrunn i den delvis dokumenterte delvis udokumenterte observasjon av at tidligere tiders gode rypehabitater er utsatt for en stadig gjengroing av f.eks. dvergbjørk *Betula nana* var det ønskelig å foreta fjerning av denne type vegetasjon. Dette kunne gjøres enten ved å brenne eller kutte vegetasjonen. Brenning ble utført etter mønster fra tidligere undersøkelser, mens kutting ble valgt foretatt etter en ny metode med maskinell fjerning.

3.1 Metoder

Brenningen ble gjennomført etter de retningslinjer som man var kommet fram til gjennom arbeidet på Sletthallen (Steen 1989, Aalerud 1989):

- Brenning foretas om våren like etter at områdene har smeltet fram, ennå mens marka enten er frosset eller fuktig.
- Brenning bør foregå ved lav temperatur.
- Man brenner ca 15 % av det arealet som kan behandles. Dette gjøres ved at flere mindre striper og flater fordeles over forsøksfeltet. Bredden på stripene bør ikke overstige 40 meter, men brenningsmønsteret vil imidlertid avhenge av vegetasjonstyper og -mosaikk i prøvefeldene.

Det ble *kuttet* samme type vegetasjon som man brant. Kuttinga ble forsøkt utført på omtrent samme tidspunkt, med samme prosentandel av arealet og med samme fordeling utover prøvefeldet som brenninga. Kutting ble foretatt med en spesialbygd heikutter som kobles til kraftuttaket på en traktor.

Valg av vegetasjonstyper som skulle brennes ble gjort etter de botaniske vurderinger som er framkommet etter brenning på Sletthallen og Kvikne (Råen 1989, Andersen et al. 1990):

- En brenner vegetasjon dominert av forveda arter (einer *Juniperus communis*, dvergbjørk *Betula nana*, vier *Salix* spp., bærlyngarter *Vaccinium* spp., krekling *Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) og med bunnsjikt av urter, gras og moser.
- En unngår å brenne hei med høy andel lav i bunnsjiktet.
- En unngår å brenne de tørreste partiene (enten de har lav eller ikke i bunnsjiktet).

Ved valg av områder som skulle kuttet ble samme kriterier lagt til grunn.

3.2 Resultater

Det ble foretatt befarings av kuttfeltet og brannfeltet sommeren 1989 og på grunnlag av kriterier nevnt ovenfor ble det avmerket hvor brenning og kutting skulle foretas neste vår. På grunn av den tidlige avsmeltingen av området våren 1990 kunne brenning settes igang allerede 9 mai. Bakken var fortsatt svært fuktig og det viste seg å være vanskelig å gjennomføre brenning på de fuktigste utformingene av dvergbjørkheia (se kapittel 6.1). Brenning ble foretatt fram til 15 mai med svært godt resultat. Selv på de områdene hvor innslaget av lav var noe høyere enn ønskelig, stoppet varmen i bunnsjiktet og minimalt av humuslaget syntes å bli skadet. Det ble planlagt videre brenning av de fuktigere områdene etter 17 mai, men pga. værerslag og stadige sluddbyger ble omfanget av denne brenninga noe mindre enn ønskelig. Totalt ble ca. 10 % av brennbart areal behandlet.

Etter en vurdering av de manipulerede arealene våren 1991 kom vi til at en økning av det brente arealet var nødvendig. På grunn av stagnasjon i opptørking av områdene var det ikke mulig å begynne brenning før 26 mai. Opptørking av områdene samt løvsprett i dvergbjørkheia førte til at brenning ble avsluttet 29 mai. Brenninga våren 1991 var allikevel vellykket og totalt brent heiareal utgjør 83,5 da, som tilsvarer 15,4 % av heiarealet (se også vegetasjonskart).

Vegetasjonskuttingen av området ble utført fra 18-21 mai 1990. Det ble benyttet traktor (60 Hk) påmontert spesialbygget heikutter (Mc Connel). Selv i de tetteste dvergbjørkheiene knuste denne kutteren vegetasjonen og finfordelte plantematerialet utover i kuttgata. Vegetasjonen ble kuttet helt ned til bunnsjiktet.

På samme måte som for brenningens del var det ønskelig å øke det kuttete arealet i 1991. Flere forhold gjorde sitt til at kuttingen ikke ble foretatt om våren, men om høsten. En befarings i juli 1991 til et område i Hemsedal hvor kutting hadde blitt gjennomført i oktober 1990 var svært interessant, og en bestemte seg for å foreta kutting på frossen mark. Selve kuttingen ble gjennomført som om våren 1990, og 9-10 november ble det kuttet ca 40 da. Totalt kuttet heiareal utgjør 93,4 da som tilsvarer 10,1 % av heiarealet (se også vegetasjonskartet).

3.3 Diskusjon

Vi vil her i første rekke diskutere de praktiske sider av gjennomføring av brenning i forhold til kutting. I likhet med erfaringer fra tidligere forsøk med brenning av dvergbjørkheia i Norge viste det seg at selve gjennomføringen av tiltaket var svært væravhengig. Dette er også i tråd med erfaringer fra brenning av røsslyngheia i Skottland. Selv om det er tillatt med brenning i Skottland fra 1 oktober til 30 april, fører værforholdene til at kun et fåtall dager kan benyttes (Hobbs & Gimingham 1987). Ved å benytte kutting vil en ikke på samme måte være avhengig av været, men foreta arbeidet når det er planlagt.

På grunn av for høy fuktighet i de mest frodige utformingene av dvergbjørkheia lot det seg ikke gjøre å brenne disse. Det ble derfor valgt å foreta brenning på en noe tørrere dvergbjørkheitype, noe som også førte til at brannen i større utstrekning enn ønskelig spredte seg over på tørre rabber. Brenning av tørre rabber medfører en stor risiko for at det tynne humuslaget brennes opp slik at mineraljorda blottlegges med fare for erosjon (Råen 1989). Gjennom kutting av vegetasjonen vil en kunne behandle den vegetasjonstypen man ønsker, med begrensninger i de aller fuktigste områder som vil kunne ødelegges ved kjøring med traktor. Kutting vil heller ikke innebære uønsket fjerning av humuslaget på de skrinne områdene.

Ved den type brenning som her er foretatt har man en relativt kort periode tilgjengelig om våren fra snøsmelting og fram til vegetasjonen er tørket opp såpass mye at brenningen ikke lar seg kontrollere. Gjennom å kutte vegetasjonen kan en benytte en lengre periode fra snøsmelting og fram til egglegging (ca. 24 mai), uavhengig av fuktighetsforhold i bunnsjiktet. I dette prosjektet ble det også kuttet på frossen mark om høsten noe som forlenger perioden for eventuell manipulering av vegetasjonen ytterligere. Det er ikke kjent om høstbrenning er forsøkt i Norge. I Skottland foretas det meste av brenningen om våren, men høstbrenning forekommer. Problemet med høstbrenning i Skottland synes å være svært varme branner som fører til stort tap av næringsstoffer (Hobbs & Gimingham 1987).

En vesentlig begrensning av å benytte kutting er selvfølgelig at terrenget må være forholdsvis flatt, slik at en kan komme til med traktor. Hvis dette siste kravet kan oppfylles synes kutting å være en vesentlig lettere metode å bruke i praktisk sammenheng enn brenning.

4 Vannkjemi

Hans Chr. Pedersen

I forbindelse med brenning av røsslyngheier i Skotland har undersøkelser på tap av næringsstoffer gjennom avrenning og røyk blitt viet stor oppmerksomhet (Evans & Allen 1971, Gimingham 1972, Hobbs & Gimingham 1987). Undersøkelser av tap av næringsstoffer gjennom avrenning etter brenning av dvergbjørkhei i Norge er foretatt kun i begrenset omfang (Solbraa 1993), mens tap gjennom røyk ikke er undersøkt. I Skotland er det vist at brenning kan medføre utvasking av næringsstoffer ved at aske renner av med overflatevann eller dreneres ned i underliggende grunn og derved blir gjort utilgjengelig for plantene (Gimingham 1972). Selv om man unngår tap av næringsstoffer gjennom røyk ved å benytte kutting kan tap allikevel skje ved at dødt strø skylles bort med f.eks. flomvann. Det var utenfor prosjektets ramme å undersøke tap gjennom røyk ved brenning. Det ble imidlertid foretatt undersøkelse av avrenning av næringsstoffer for å kartlegge hvilke og eventuelt hvor mye som tapes fra de behandlede feltene etter at brenning/kutting er foretatt.

4.1 Metoder

Det ble tatt vannprøver fra én bekk i hvert felt (**figur 2**). Bekkene ble valgt slik at vannføring kunne sikres gjennom hele sesongen, og at et større areal av hvert felt dreneres ut i prøvebekken. Så lenge marka var snø/telefri ble det tatt vannprøver samtidig som vannstanden ble målt. Samtlige analyser ble foretatt ved Norsk institutt for naturforskning (NINAs) analyselaboratorium og det ble analysert på følgende parametre: pH, alkalitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium og nitrat.

Følgende metoder ble benyttet (Langeland 1993):

pH: ble målt potensiometrisk med et Radiometer PHM 84 tilkoblet glass- og kalomelektrode.

Alkalitet: (Alk) ble bestemt med automatisk titrering til $\text{pH}=4.50$ (Alk 4.5) ved hjelp av Radiometer Titrator TTT 80. Radiometer Autoburette ABU 80 og Radiometer pH-meter PHM 84. Alkaliteten ble deretter beregnet som beskrevet av Henriksen (1982): $\text{ALK} = (\text{Alk } 4.5 - 31.6) + 0.646 \times \sqrt{\text{Alk } 4.5 - 31.6}$.



Figur 2. Kart over undersøkelsesområdet med angivelse av plasseringen av botaniske analysefelter (K - kutt, B - brann, invertebratfelter (I) og lokaliteter for innsamling av vannprøver (V). - Map showing the locations of vegetation analysis plots (K - cut, B - burnt), traps for invertebrates (I) and water samples (V).

Nitrat: (NO_3^-) ble bestemt med en FIA Star 5020 Analyser etter Tecator application note ASN 62-01/83 og Norsk Standard.

Kalsium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) og Kalium (K) ble analysert på et Perkin-Elmer 1100 B atomabsorpsjons-spektrofotometer.

4.2 Resultater

Det ble foretatt innsamling av vannprøver ukentlig fra begynnelsen av juni til slutten av juli i 1989-91. I mai og fra begynnelsen av august, og så lenge bekkene var isfrie ble vannprøver tatt mer sporadisk. Det var relativt stor variasjon i samtlige målte parametre i løpet av perioden 1989-1991 (**tabell 1**). I alle feltene ble de høyeste verdiene målt i 1989, med unntak av pH, og endringene i de kjemiske parametrene syntes å være parallelle for alle tre feltene.

Alkaliteten i avrenningsvannet gir et mål på hvor mye av næringsstoffene i jord som vaskes ut fra områdene. Derfor er det denne parameteren som blir presentert nærmere. Ser man på hvordan alkaliteten per felt endres over tid viser materialet tydelig at kontrollfeltet (felt III) har høyere alkalitet enn de to manipulerede feltene (**tabell 1, figur 3**). Dette samsvarer godt med det inntrykket vi har av vegetasjonen i feltet, nemlig at vegetasjonen i kontrollfeltet er noe rikere enn i de to manipulerede feltene. Det ble også funnet signifikante forskjeller mellom feltene innen år i 1989 (ANOVA $F=17,96$, $df=2$, $p<0,0001$) og 1990 (ANOVA $F=4,16$, $df=2$, $p=0,02$), men ikke i 1991 (ANOVA $F=1,03$, $df=2$, $p=0,37$). Selv om det ble funnet en del variasjon innen det enkelte felt mellom år, var ikke denne variasjonen statistisk signifikant for noen av feltene (ANOVA, $p>0,05$). Imidlertid viste totalmaterialet for alle feltene en signifikant forskjell mellom år (ANOVA $F=3,69$, $df=2$, $p=0,03$). Ved å trekke vannstandsmålingene inn i analysen av dataene, ble det funnet som forventet, avtagende alkalitet ved høyere vannføring (**figur**

4). Denne sammenhengen var signifikant for alle feltene; kuttfelt ($r^2=0,25$, $F=7,48$, $n=25$, $p=0,01$), brannfelt ($r^2=0,40$, $F=15,34$, $n=25$, $p<0,001$), kontrollfelt ($r^2=0,31$, $F=8,18$, $n=20$, $p=0,01$).

4.3 Diskusjon

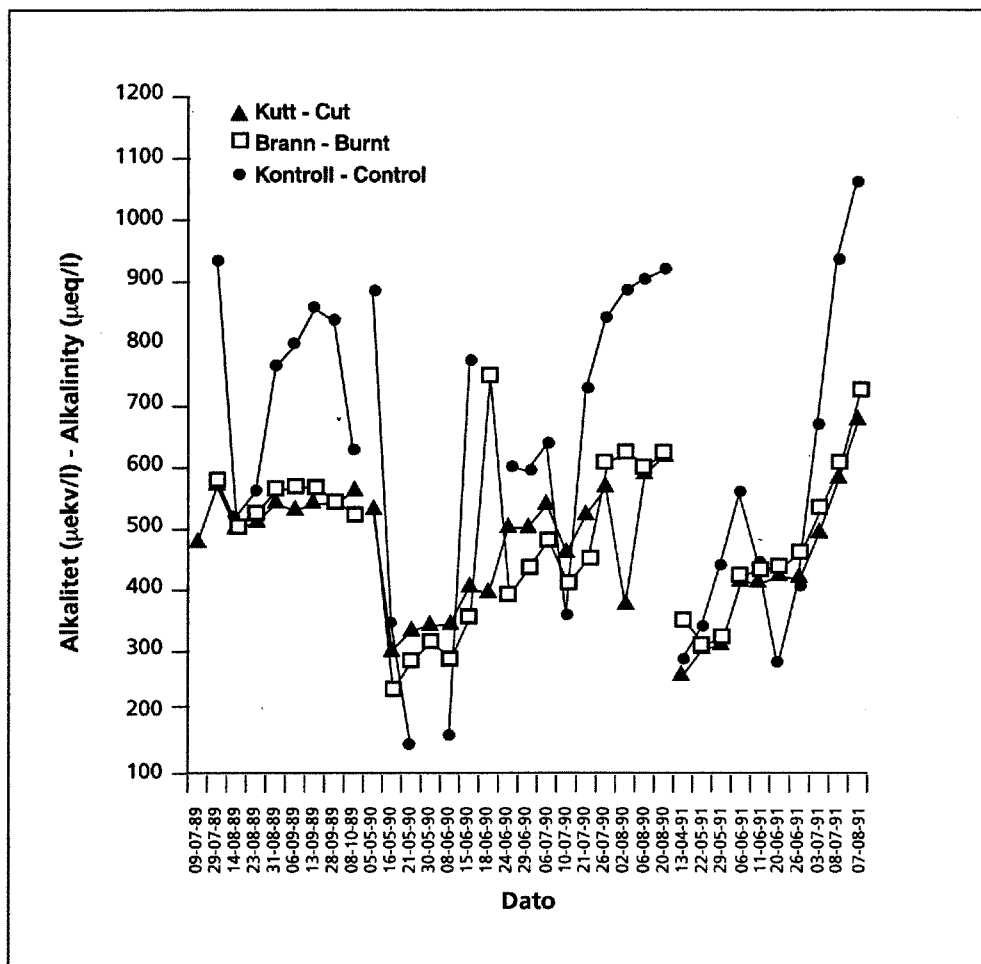
Brenning av er røsslyngheier i Skotland øker tilgjengeligheten av næringsstoffer for plantene i form av aske, men den økte tilgjengeligheten øker også graden av næringstap gjennom utvasking (Hobbs & Grimingham 1987). Den økte tilgjengeligheten fører til en gjødslingseffekt etter brenning i opptil 8 år, som gjenspeiles i et forhøyet næringsinnhold i røsslyngen (Miller et al. 1970). Ved brenning av dvergbjørkheier i Norge vil vi også få en tilsvarende gjødslingseffekt, men resultater fra flere undersøkelser viser at denne er borte allerede 2 år etter brenning (Råen 1989, Andersen et al. 1990). Denne kortvarige gjødslingseffekten kan skyldes at næringsstoffene vaskes raskt ut i det tynne humussjiktet som finnes i norske dvergbjørkheier (Andersen et al. 1990).

På denne bakgrunn ble det forventet at brenning (og eventuelt kutting) ville føre til utvasking av næringsstoffer fra de manipulerede feltene. Hvis brenning/kutting medfører økt utvasking av næringsstoffer, vil man forvente en alkalitetstopp **første** vekstsesong etter inngrepet ble foretatt og deretter en reduksjon. Resultatene fra 1989-1991 viser imidlertid ingen slik topp. Det er heller ikke mulig å påvise økt utvasking hverken første eller andre sesong etter at inngrepene ble foretatt.

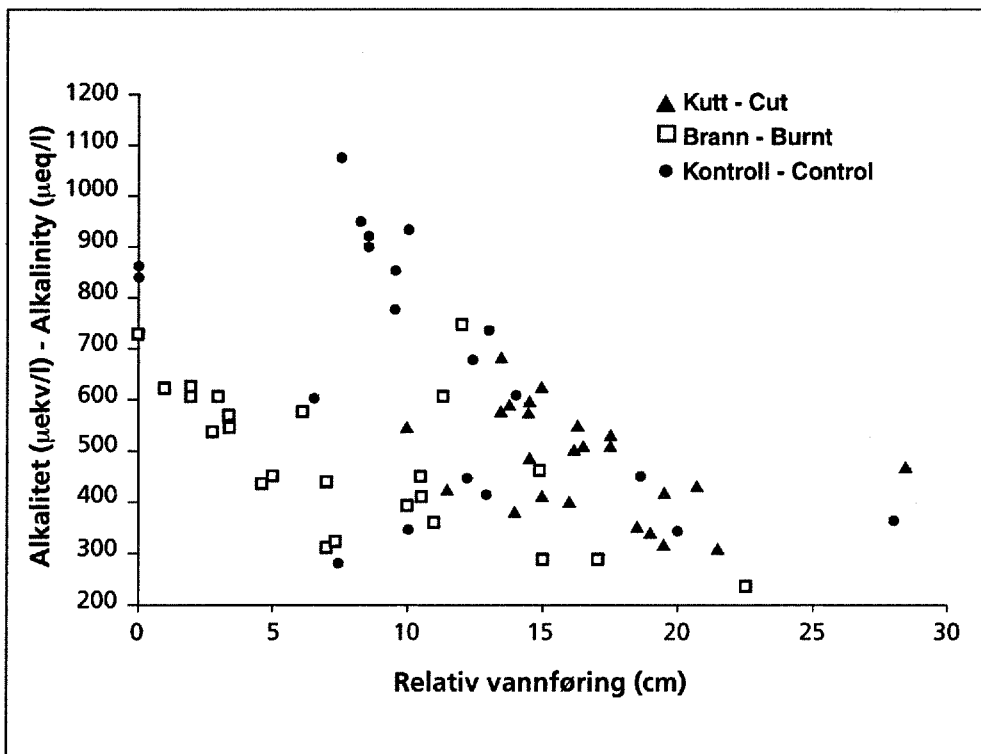
Det er flere forhold som kan føre til at det forventede resultatet uteble, som f.eks. at den valgte prøvetakingsmetoden er for grov, eller at næringsstoffene som vaskes ut blir fanget opp av den omkringliggende intakte vegetasjonen og ikke når bekkene. Fordi nedbørsmengden i området er relativt liten og grunnen veldrenert (vesentlig morenemateriale) vil sannsynligvis utvaske-

Tabell 1. Gjennomsnittsverdier for en del kjemiske parametre i vannprøver fra forsøksfeltene tatt mai - september 1989-91. Alkalitet er oppgitt i mekv/l. Stoffene kalsium, magnesium, natrium og kalium er oppgitt i mg/l, mens nitrat er oppgitt som mg/l. Antall prøver er angitt i parentes. - Mean values of some chemical parameters in watersamples taken in May - September 1989-91. Alkalinity is given as meq/l. Calcium, manganese, potassium and sodium is given as mg/l, and nitrate as mg/l. Sample size in paranthesis.

Felt nr. Area no.	År Year	Kjemisk parameter - Chemical parameter						
		pH	Alk	Ca	Mg	Na	K	NO_3
I	1989 (9)	7,21	533	10,35	0,99	1,35	1,93	23,15
	1990 (16)	7,35	460	8,63	0,84	1,22	1,69	9,93
	1991 (10)	7,31	431	8,34	0,84	1,17	1,73	11,12
II	1989 (9)	7,26	537	9,29	0,98	1,52	1,51	13,46
	1990 (16)	7,24	463	7,83	0,84	1,33	1,31	7,63
	1991 (10)	7,66	462	7,69	0,86	1,32	1,51	10,91
III	1989 (9)	7,46	751	13,22	1,40	1,50	1,54	17,29
	1990 (14)	7,32	634	10,78	1,16	1,36	1,31	7,26
	1991 (10)	7,74	549	9,75	1,14	1,29	1,44	14,25



Figur 3. Alkaliteten i avrenningsvannet 1989-91 i kuttfeltet, brannfeltet og kontrollfeltet.- Alkalinity of runoff water in 1989-91 in the cut, burnt and control areas.



Figur 4. Forholdet mellom alkalitet i avrenningsvannet og vannstand i kuttfeltet, brannfeltet og kontrollfeltet i 1989-91.- Relationship between the alkalinity of runoff water and the water level in the cut, burnt and control areas in 1989-91.

de næringsstoffer stort sett nå bekkene bare etter kraftig regnvær når overflatevannet renner ned i bekkene. Et opplegg hvor prøvetaking ble foretatt ved hver nedbørsepisode ville kanskje

kunne fanget opp endringer i vannkjemi etter behandling. Det er også mulig at bekkene drenerer for store nedslagsfelt i forhold til manipulert andel av disse feltene, slik at en eventuell

utvasking av næringsstoffer fra de manipulerede flatene blir kamuflert av tilfeldige variasjoner. Både i denne undersøkelsen og i en lignende undersøkelse i Vestre Gausdal, (Solbraa 1993) ble det nettopp funnet store tilfeldige variasjoner i kjemisk innhold i vannprøver gjennom sesongen.

Det har ikke latt seg gjøre å påvise noen effekt på intakt vegetasjon umiddelbart i nedkant av de behandlede flatene og vi kan derfor ikke si noe om utvaskede næringsstoffer har blitt fanget opp før de nådde bekken. På grunn av de tildels svært gode dreneringsforholdene i morenematerialet er det også mulig at utvasking av næringsstoffer har foregått under rotsonen og heller ikke blitt tilgjengelig i prøvebekkene.

Ved oppstart av prosjektet i 1989 var prøvetakingen irregulær noe som bidrar til at dataene fra året før feltene ble brent og kuttet er noe begrenset. På grunnlag av den informasjonen vi hadde våren 1992 og på bakgrunn av den valgte innsamlingsmetoden ble videre opplegg diskutert med Nils Christophersen, UiO. Konklusjonen ble at datainnsamling til vanddelen ble avsluttet da det var lite trolig at videre innsamling ville kunne bidra vesentlig.

5 Vegetasjonskartlegging

Bodil Wilmann

Vegetasjonskartet Storranden er primært utført som støtte for rypeundersøkelsene og for å få en bedre stedfesting av de kuttede og brente arealene. Samtidig gir kartet et bilde av naturforholdene i de tre forsøksfeltene med tilgrensende områder. Den geografiske avgrensingen framgår av kartet.

5.1 Metoder

Vegetasjonskartet er laget på grunnlag av forholdsvis omfattende feltbefaring i de ulike delene av kartleggingsområdet somrene 1989 og 1991. Vegetasjonen ble klassifisert i felt og grenser mellom vegetasjonstyper tegnet inn på papirkopier av vertikale, infrarøde flybilder i målestokk 1 : 15 000. I tillegg ble enkelttrær og større steinblokker utfigurert. Som grunnlag for kartet har vi benyttet bilde B 5-6, C 6-9, D 5-6 (8 bilder) fra dekning 7584 som ble fotografert av Norsk luftfoto og fjernmåling 5.8.1982. Fotonor AS foretok flyfotografering for oss 1.9.1992 (dekning 92152). Bildene er infrarøde og har målestokk 1 : 12 000. Som kartgrunnlag er bilde A 3-7 og B 3-5 (8 bilder) benyttet.

Grensene fra papirkopiene er overført til transparente kopier (dias) av de samme flybildene. De manipulerede flatene kunne lett identifiseres og utfigureres på 1992-bildene. Disse danner grunnlaget for konstruksjonen av målriktige kart. Vinteren 1990 ble det digitalisert et topografisk bakgrunnskart på bakgrunn av sort/hvitt flybilder i målestokk 1 : 30 000. Fotograferingen ble utført av Norsk luftfoto og fjernmåling 6.8.1988, og bilde B 4-7 (4 bilder) fra dekning 9629 ble benyttet. Konstruksjon av målriktig kart ble utført av Svein Tore Dahl, Institutt for kart og oppmåling, NTH.

De digitaliserte kartdelene er videre bearbeidet og satt sammen ved hjelp av GIS-programmene Arc/Info og Arc/Draw (GIS: geografisk informasjonssystem). Arc/Info ble også benyttet til arealberegningene (se beskrivelsen av undersøkelsesområdet).

5.2 Kartleggingsenhetene

Området består for det meste av myr-, hei- og rabbvegetasjon. I tillegg finnes små arealer med fjellbjørkeskog, et par små snøleier og et beiteområde ved Grønnbakken i nordøst.

Vegetasjonsenhetene følger i hovedtrekk Fremstad & Elven (1991). Beskrivelsen av dem er i en viss grad tilpasset forholdene på Dovrefjell. I tillegg til min kjennskap til dvergbjørkvegetasjonen er beskrivelsene vesentlig basert på informasjon fra Simen Bretten som hadde ansvaret for feltarbeidet.

Klassifiseringsproblemer

Området preges av et lite antall vegetasjonstyper som til dels glir gradvis over i hverandre og til dels opptre i en mosaikk slik at de ikke kan skilles fra hverandre på et kart. Undertyper av

kartleggingsenhetene ble utfigurert der det var mulig. Disse grensene angis på kartet uten spesifisering av undertyper.

Under feltarbeidet ble det til en viss grad påført tilleggsinformasjon om den/de dominerende buskene og om myrstrukturer. Grenser ble tegnet inn der det var større arealer som lot seg skille ut på flybildene.

I et område i nordøst var vegetasjonen så preget av forsvarrets aktiviteter (luftmålbanen) at det ikke er klassifisert. Området har nok opprinnelig vært en rabb.

5.2.1 Rabbvegetasjon

Rabbene er fattige og arealmessig minst representert i kontrollfeltet. To typer er utfigurert.

Greplyng-lavrabb (R1)

Greplyng-lavrabb finnes øverst på ryggene. Områdene er snøfattige og sterkt eksponerte, ofte med mye stein og åpen grus. Vegetasjonen er artsfattig. Bunnsjikt består vesentlig av snøskylene lavarter, særlig gulskinn (*Cetraria nivalis*) og rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*). Dessuten finnes noe fjellreinlav (*Cladonia mitis*) med et innslag av grå reinlav (*C. rangiferina*). Noe rabbebjørnemose (*Polytrichum piliferum*) finnes også. Feltsjiktet er åpent og består av krypende dvergbjørk (*Betula nana*), lyngarter og graminider. Utformingen ligger nær opp til R1b Gulskinn-type. Lavsjiktet med gulskinn (*Cetraria nivalis*) og rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*) og forekomsten av greplyng (*Loiseleuria procumbens*), rypebær (*Arctostaphylos alpinus*) og melbær (*A. uva-ursi*) skiller vegetasjonen mot dvergbjørkrabben.

Dvergbjørkrabb (R2)

Dvergbjørkrabb danner en markert sone nedenfor greplyng-lavrabben. Den finnes på tørre, veldrenerte områder med et stabilt, tynt snødekke som smelter tidlig på våren. Vegetasjonen er en mosaikk av R2a Kvitkrull-type karakterisert av kvitkrull (*Cladonia stellaris*) og R2b Reinlav-type karakterisert av grå reinlav og fjellreinlav (*Cladonia rangiferina*, *C. mitis*). Det finnes et innslag av saltlav (*Stereocaulon* spp.) i lavmattene. R2 har lave, opprette busker av dvergbjørk (*Betula nana*), ikke krypende som R1, og et lite innslag av sølvvier (*Salix glauca* ssp. *glauca*). Feltsjiktet er sparsomt og består av arter som tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), stivstarr (*Carex bigelowii*), smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina*). Noe storbjørnemose (*Polytrichum commune*) og einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*) finnes også i bunnsjiktet.

I de høyereliggende delene av området finnes det en utforming med spredte kjerr av einer (*Juniperus communis*). Denne utformingen har et noe tykkere snødekke enn hovedutformingen, men særlig eksponisjon og tidlig utsmelting gir tilnærmet samme økologiske forhold som i hovedtypen.

Dvergbjørkrabb har glidende overgang mot dvergbjørk/vier-hei (S2). I brannfeltet finnes brennt dvergbjørkrabb i den nedre delen, like ovenfor dvergbjørk/vier-hei.

5.2.2 Lesidevegetasjon

Lesidene har et stabilt og forholdsvis tykt snødekke, utsmeltingen er likevel relativt tidlig. Dette gir en god markfuktighet, i hvert fall på forsommeren. Lesidene har dermed de økologisk mest gunstige forholdene i fjellet. Mange av de karakteristiske artene er felles med vegetasjonstyper under skoggrensen. Tre typer er utfigurert.

Dvergbjørk/vier-hei (S2)

Dvergbjørk/vier-hei danner en sone med tett, 0,5-0,75 m høy buskvegetasjon nedenfor rabbene. Den finnes på stabil og veldrenert grunn, med stabilt snødekke. Snøen smelter relativt tidlig (før S3). Dette har, i vårt område, blitt den store samleenheten for heisamfunn med dvergbjørk (*Betula nana*), vier (*Salix* spp.) og einer (*Juniperus communis*). Vanlige arter er karplantene tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), gullris (*Solidago virgaurea*), smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina*), mosene etasjemose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og storbjørnemose (*Polytrichum commune*) og flere reinlavarter (*Cladonia* spp.), særlig fjellreinlav (*Cladonia mitis*) (jf. vedlegg 4). Typen omfatter vesentlig en mosaikk av fattig og rik dvergbjørk/vier-hei (S2a og S2b). I tillegg finnes små flekker med fattig og rik høystaude-eng/kratt (S6 og S7). Disse var for små til å kunne bli utfigurert separat. Der det har vært mulig å trekke grenser mellom de rike og fattige utformingene, er det gjort. Det er også trukket grenser mellom utforminger med forskjellig sammensetning av busksjiktet der det har vært mulig.

Større mengder med einer (*Juniperus communis*) finnes for det meste lengst opp mot rabbene og nede på flaten i de tørreste områdene. Sølvvier (*Salix glauca* ssp. *glauca*), lappvier (*S. lapponum*) og grønnvier (*S. phylicifolia*) finnes det mye av i de fuktigste delene av dvergbjørk/vier-hei. De fleste kuttete og brennte områdene finnes i S2, og en nærmere beskrivelse av vegetasjonen finnes i kapittel 6.2.

Blåbær-blålynghei (S3)

Blåbær-blålynghei er en artsfattig, lyngdominert vegetasjonstype med noe innslag av lite næringskrevende graminider og urter. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) dominerer, vanlige arter ellers er blålyng (*Phyllodoce caerulea*), gullris (*Solidago virgaurea*), smyle (*Deschampsia flexuosa*) og gulaks (*Anthoxanthum odoratum*). Bunnsjiktet er moderat utviklet og dominert av moser, bl.a. bergsigd (*Dicranum fuscescens*). Utformingen har et glissent sjikt med dvergbjørk (*Betula nana*) og finnes noen få steder i bratte skrånninger der det legger seg store snøskavler om vinteren. Blåbær-blålynghei finnes som små områder i alle tre feltene.

Fattig høystaudekratt (S6)

Fattig høystaudekratt finnes bare ett sted i brannfeltet. Vegetasjonen er frodig og dominert av storvokste urter og gras. Utformingen er forholdsvis rik og ligger opp mot typen S7 Rikt høystaudekratt. Opplysninger mangler om artssammensetningen. Ut i fra generell kunnskap om forholdene i området antas følgende: Grønnvier (*Salix phylicifolia*) inngår i tillegg til sølvvier (*Salix glauca* ssp. *glauca*) og lappvier (*Salix lapponum*), Urtene skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*), matsyre (*Rumex*

acetosa), rød jonsokblom (*Silene dioica*) og gullris (*Solidago virgaurea*) finnes i tillegg til grasene seterrapp (*Poa pratensis* ssp. *alpigena*) og sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*).

5.2.3 Fjellbjørkeskog

Fjellbjørkeskog finnes bare i kutt- og kontrollfeltene. Arealmessig utgjør skog en meget liten del av feltene. Ellers er enkelttrær angitt i kartet med punktsymbol. Fire skogtyper er utfigurert på kartet.

Lav-fjellbjørkeskog (A1b)

Lav-fjellbjørkeskog er en meget tørr skogtype som bare finnes i kuttfeltet. Den er åpen, svært skrinn og lavdominert med mye reinlav (*Cladonia arbuscula*, *C. rangiferina* og *C. stellaris*). Ellers inneholder den fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) og et markant innslag av dvergbjørk (*Betula nana*) og einer (*Juniperus communis*). Det er lite moser i bunnsjiktet, men det finnes litt av de nøysomme artene bergsigd (*Dicranum fuscescens*) og einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*).

Tyttebær-fjellkrekling-fjellbjørkeskog (A2b)

Tyttebær-fjellkrekling-fjellbjørkeskog er en tørr, artsfattig skogtype som finnes noen få steder i kuttfeltet. Det er en kontinental skogtype dominert av tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*). Den skilles fra A1b ved at den har dominans av moser, særlig etasjemose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og sigdmoser (*Dicranum* spp.). En del lav finnes også, men dominerer ikke (de samme artene som i A1b).

Blåbær-fjellbjørkeskog med einer (A4c)

Blåbær-fjellbjørkeskog med einer er en artsfattig skog dominert av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og med en god del smyle (*Deschampsia flexuosa*). Typen er litt fuktigere enn de to foregående. I tillegg finnes fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*), einer (*Juniperus communis*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose (*Pleurozium schreberi*). Skogstypen finnes et par steder i kuttfeltet.

Lavurt-fjellbjørkeskog (C2b)

Lavurt-fjellbjørkeskog er en frodig, åpen bjørkeskog som finnes noen få steder i kutt- og kontrollfeltene. Utformingen har mye skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*) og vier (*Salix* spp.) i tillegg til artene i A4c.

5.2.4 Myr- og snøleivevegetasjon

Myr opptrer for det meste i forsenkninger i landskapet og langs bekkedrag. De er mosaikker der de enkelte utformingene dekker så små areal eller så smale soner at de ikke lar seg utfigurere i praksis. Myrene er derfor slått sammen i fire samleenheter.

Intermediær kratt- og fastmattemyr (L1/L2)

Intermediær kratt- og fastmattemyr finnes bare ett sted i kuttfeltet. Enheten har et flekkvis innslag av rikmyr. L1 er en intermediær krattmyr med et busksjikt som vesentlig består av vierarter (*Salix* spp.), særlig sølvvier (*Salix glauca* ssp. *glauca*) og noe dvergbjørk (*Betula nana*). Feltsjiktet er artsrikt, dominert av starrarter. Viktige arter er slåttestarr (*Carex nigra* ssp. *nigra*), flaskestarr (*C. rupestris*) og molte (*Rubus chamaemorus*).

Bunnsjiktet består av torvmoser (*Sphagnum* spp.) i tillegg til nøysomme moser og et innslag av mer næringskrevende bladmoserarter. L2 er intermediær fastmattemyr dominert av starrarter og torvmoser (*Sphagnum* spp.), men mer næringskrevende bladmoser inngår også.

Intermediær mykmatte/løsbunnmyr (L3)

Intermediær mykmatte/løsbunnmyr finnes i myrpartier med stagnerende, høyt grunnvann. Utformingen er utfigurert i kuttfeltet i tilknytning til L1/L2. Feltsjiktet er glissent og bunnsjiktet er tett (mykmatte) eller svakt utviklet (løsbunn). Også her finnes det et flekkvis innslag av rikmyr. Viktige arter er dystarr (*Carex limosa*), flaskestarr (*C. rupestris*), strengstarr (*C. chordorrhiza*), duskull (*Eriophorum angustifolium* ssp. *angustifolium*) og torvmoser (*Sphagnum* spp.).

Rik kratt- og fastmattemyr (M1b/M3b)

Rik kratt- og fastmattemyr omfatter her både rik og ekstremrik vegetasjon. Praktisk talt over alt er figurene en mosaikk mellom fastmatte- og krattmyr. Grenser er tegnet inn i noen tilfeller der det er større bestand hvor tuer dekker 20 % eller mer. Dette er den mest vanlige myrtypen i området og finnes i alle feltene. Karakteristisk for begge utformingene er at både feltsjiktet og bunnsjiktet er artsrikt og produktivt.

M1b er en rik krattmyr av myrtevier-sotstarr-type, ofte påvirket av sigevann. Busksjiktet er dominert av myrtevier (*Salix myrsinities*) og har et innslag av sølvvier (*S. glauca*), dvergbjørk (*Betula nana*) og den lavokste småvieren (*Salix arbuscula*). Vanlige arter i M1b er sotstarr (*Carex atrofusca*), broddmose (*Calliergonella cuspidata*), myrstjernemose (*Campylium stellatum*), fagermoser (*Plagiomnium* spp.) og rundmose-arter (*Rhizomnium* spp.).

M3b er en ekstremrik fastmattemyr av sotstarr-blankstarr-type. Utformingen finnes ofte i tilknytning til kilder og svakere grunnvannsframspring. Vanlige arter i M3b er rykveier (*Salix reticulata*), kastanjesiv (*Juncus castaneus*), trillingsiv (*J. triglumis*), blankstarr (*Carex saxatilis*), blåtopp (*Molinia caerulea*), dvergjamne (*Selaginella selaginoides*), gulsildre (*Saxifraga aizoides*) og fjellfrøstjerne (*Thalictrum alpinum*) i tillegg til litt mer nøysomme arter som gullmyrklegg (*Pedicularis oederi*), fjelltistel (*Saussurea alpinum*) og særbustarr (*Carex dioica*). Agnorstarr (*Carex microglochin*) og hårstarr (*C. capillaris*) finnes gjerne på grunnere steder bl.a. i myrkanten.

Rik mykmatte/løsbunnmyr (M4)

Rik mykmatte/løsbunnmyr har et artsfattig, glissent feltsjikt for det meste av graminider og med et varierende bunnsjikt. Vegetasjonen finnes i områder med kalkrik mineraljord på steder med høy grunnvannstand det meste av året. Enheten står nær intermediær mykmatte/løsbunnmyr (L3). Forskjellen er at L3 mangler rikmyrarter og inneholder flere fattigmyrarter, især torvmoser (*Sphagnum* spp.) i tillegg til dystarr (*Carex limosa*) og strengstarr (*C. chordorrhiza*). M4 finnes i kutt- og brannfeltet. Feltsjiktet inneholder arter som trådstarr (*Carex limosa*), flaskestarr (*C. rostrata*), duskull (*Eriophorum angustifolium*), kastanjesiv (*Juncus castaneus*) og trillingsiv (*J. triglumis*). Blankstarr (*Carex saxatilis*) finnes gjerne i kanten. I bunnsjiktet finnes bladmoser som brunmakkemose (*Scorpidium cossonii*), hakenøkkemose (*Warnstorffia tundrae*) og grannkildemose (*Philonotis tomentella*) i tillegg til beiteturvmose (*Sphagnum teres*). På løsbunn dominerer stormakkemose (*Scorpidium scorpioides*).

Gras-snøleie (T1)

Gras-snøleier finnes et par steder i bunnen av bratte skråninger. De er dominert av finnskjeg (Nardus stricta). Setergråurt (Omalotheca norvegica) er en karakteristisk art for denne typen. Dessuten inngår gulaks (Anthoxanthum odoratum), stivstarr (Carex bigelowii) og litt smyle (Deschampsia flexuosa) og fjellmarikåpe (Alchemilla alpina). Bunnsjiktet er dårlig utviklet, moser finnes bare sporadisk.

6 Effekter av brenning og kutting på vegetasjonen

Bodil Wilmann

Gjennom de botaniske undersøkelsene dokumenteres vegetasjonen i forsøksfeltene før brenning/kutting og under suksesjon/regenerering fram til prosjektperiodens slutt. Dette bidrar til å forklare eventuelle endringer i hekketthet og kyllingproduksjon for lirype samt eventuelle forandringer i forekomst av andre herbivore fugler og pattedyr og invertebrater.

6.1 Metoder

Ruteplassing og oppmerking

Under en befaring våren 1989 ble det bestemt hvor brenning og kutting skulle foregå. En fuktig utforming av dvergbjørk/vierhei ble valgt for å unngå å brenne hei med høy andel av lav i bunnsjiktet (se kapittel 3.1). Høsten 1989 ble det lagt ut fire analysefelt i heivegetasjon som skulle kuttes (K2-5), fire i områder som skulle brennes (B1-4) og to i kontrollfeltet (R1-2). I hvert forsøksfelt ble ett av analysefeltene lagt langs med insektfellene. Hvert felt besto av ti fastruter hvorav to var referanseruter (kutt-/brannfeltet). Etter det opprinnelige opplegget skulle fire av rutene ligge i kanten av det manipulerede feltet og fire ligge langs midten. I tillegg ble det lagt ut to små analysefelt i dvergbjørk-rabbvegetasjon, ett i kuttfeltet (K1) og ett i brannfeltet (B5).

Våren 1990 viste det seg at det videre arbeidet måtte modifiseres noe fordi kuttingen ikke foregikk helt som planlagt. Opplegget med kant- og midtruter måtte endres slik at man i stedet målte korteste avstand fra hver manipulerede fastrute til urørt vegetasjon. Noen få av de referanserutene som ikke ble analysert høsten 1989 ble også kuttet. På rabben (K1) var det bare mulig å gjenfinne en av de fire fastrutene etter kuttingen, og den var ikke analysert på forhånd.

Analyseflatene i 1989 var lagt ut i den fuktige utformingen av dvergbjørk/vierhei, og det viste seg svært vanskelig å få brent vegetasjonen før plantene kom ut av vinterdvalen (se kapittel 3.2). Brenningen foregikk dermed andre steder enn der vi hadde lagt ut forsøksfeltene. Kun tre flekkbrente fastruter fra hver av analysefeltene B1 og B4 ble reanalysert. I B1 ble det brent et lite område i nærheten av de to referanserutene; her ble det lagt ut to nye fastruter (B1b). Resultatet var at det ble lagt ut fire nye analysefelt i de brente områdene med dvergbjørk/vierhei (B6-B9). Det ble lagt ut to referanseruter utenfor hvert av analysefeltene B6-B8. Referanseruter mangler ved det rikeste analysefeltet (B9), fordi vegetasjonen rundt sannsynligvis har en annen sammensetning enn den som ble brent.

Våren 1990 ble det også brent noe mer rabb enn det som først var planlagt. Av den grunn ble det lagt ut 18 nye fastruter. Det opprinnelige rabb-feltet B5 ble utvidet til full størrelse. Dessuten ble det lagt ut en referanserute og to ruter i den brente rabben ved B6-feltet (B6b) og et nytt analysefelt med en referanserute og seks ruter i et større brent rabbområde (B10). Rutene fra B6b og B10 er bearbeidet sammen som ett analysefelt (B10).

Høsten 1992 ble det lagt ut og analysert to små analysefelt å fire fastruter i vegetasjon som forsvaret kuttet i 1962, ett i dvergbjørk/vier-hei og ett i rabbvegetasjon (K6-K7).

I alle analysefeltene ble det høsten 1994 satt ned et fastmerke av aluminium av samme type som brukes i offentlig grenseoppmerking. Avstand og kompassretning er registrert mellom fastmerket og en del ruter, og rutene imellom. Analysefeltenes plassering framgår av **figur 2** og **vedlegg 1**.

Ruteanalyse og fotografering

Vegetasjonen i fastrutene er analysert ved hjelp av en analyse-ramme på 1 m² som er delt i 4 x 4 småruter. Alle arter/taksoner er registrert i hver av de 1/16 m² store smårutene etter følgende skala: 1 - få, små, spinkle individ, 2 - maks. 50 % dekning, 3 - over 50 % dekning. I tillegg er det registrert om arten var rotfestet i småruten eller ei. På grunnlag av forekomst/fravær av artene i de 16 smårutene er det beregnet et smårutefrekvens-datasett (%) som danner grunnlaget for den numeriske bearbeidningen.

I tillegg til småruteregistreringen er følgende registreringer foretatt for hver kvadratmeterrute:

- Sjøktvis totaldekning.
- Totaldekning av noen få arter/artsgrupper (siden 1992).
- Om arten er fertil eller ei (karplanter siden 1992).
- Høyden på dvergbjørk (*Betula nana*) og vierartene (*Salix* spp.) (siden 1991).

En 6-gradig utvidelse av Hult-Sernanders skala er benyttet som dekningsmål,

1: <1/16, 2: 1/16-1/8, 3: 1/8-1/4, 4: 1/4-1/2, 5: 1/2-3/4, 6: >3/4.

I august 1989 ble alle de opprinnelige fastrutene analysert, unntatt noen få referanseruter i kuttfeltet og de 10 fastrutene i kontrollfelt K2. Alle de manipulerede fastrutene er analysert årlig i perioden 1990-94. Nærbilder er hvert år tatt av alle analyserutene i forbindelse med analyseringen.

Nomenklatur

Nomenklaturen følger Lid & Lid (1994) for karplanter, Krog et al. (1994) for lav og Frisvoll et al. (1995) for mosene. **Vedlegg 2** gir en oversikt over artsnavn med forkortelser. Det har vært nødvendig å benytte noen kollektiv-taksoner, vesentlig fra bunnsjiktet, fordi bestemmelsene stort sett har måttet foregå i felt. Disse er merket med / i kodenavnet. Det ble bl.a ikke skilt mellom fjellreinlav (*Cladonia mitis*) og lys reinlav (*C. arbuscula*). Lys reinlav er sjelden i området og finnes vesentlig i bjørkeskogen (Eldar Gaare pers. med.), derfor er det sannsynligvis bare fjellreinlav som inngår i analysene (jf. kapittel 5.2). Noen små belegg har vært tatt av de viktigste artene. Stivstarr (*Carex bigelowii*) og slirestarr (*C. vaginata*) vokser delvis i blandingsbestand. Da vi ikke har klart å skille små, sterile individ av disse to artene fra hverandre, har de blitt slått sammen. **Vedlegg 3** gir en oversikt over hvilke karplanter og kryptogamer som er funnet i området. Noen kollektiv-taksoner er oppgitt på slektsnivå, andre ved å navngi de to mest frekvente artene som inngår.

Bearbeiding av vegetasjonsdata

Multivariate, numeriske metoder er benyttet til å beskrive vegetasjonsmønstre, finne gradientstrukturer og kvantifisere vegetasjonsdynamikken i en tidsserie (gjenanalyser). Fordi dominante arter ikke skal ha for stor vekt og sammen med arter med lav frekvens kamulflere strukturen i datasettet, må det tas hensyn til følgende:

- Skalaen må ikke ha for stor rekkevidde. Med en forekomstfrekvens (%) basert på 16 småruter er vektleggingen av dominan- tene moderat. Datasettet er derfor ikke standardisert.
- Arter med lav frekvens kan opptre som avvikere, bidra til støy, men også bidra med noe økologisk informasjon som man ikke ønsker å fjerne. For å kunne beholde alle artene samtidig som man reduserer betydningen av de lavfrekvente, er disse blitt nedveid. Metoden med median nedveining er benyttet da det er ansett å være bedre å ta utgangspunkt i medianfrekvensen enn i maksimumfrekvensen i datasettet (Eilertsen et al. 1990). Formelen er benyttet med $n = 1$ (n er den positive skalaren som bestemmer graden av nedveining).

Basisvegetasjonen i forsøksfeltene er representert ved:

- Alle 1989-analysene og referanserutene fra kuttfeltet (40 stk).
- Referanserutene og 1989-analysene fra de flekkbrente fastrutene fra brannfeltet og rabben (22 stk).
- Alle analysene fra kontrollfeltet (20 stk).

Analysene fra det området som forsvaret kuttet i 1962 (8 stk) er tatt med i tillegg.

Dette vegetasjonsdatasettet er ordinert (DCA) ved hjelp av programpakken CANOCO (ter Braak 1987, 1990) og klassifisert ved hjelp av programpakken TWINSPAN (Hill 1979). DCA-analysen ble utført med en ikke-lineær reskalering av aksene for å få en best mulig plassering av ruter og arter i ordinasjonsrommet. Aksene blir da skalert i SD-enheter (standardavvik-enheter). Siden TWINSPAN-klassifiseringen er basert på en CA-ordinasjon kan man få presentert analysedataene i en tabell som viser omtrent de samme strukturene som de man får fram ved ordinasjonen. Det ble benyttet seks pseudoarter ved klassifiseringen av det nedveide datasettet (0, 2, 5, 10, 20 og 50%).

Kuttet vegetasjon er representert ved analyser av 33 ruter fra hvert av de fem årene 1990-94, totalt 165 analyser. Det er dannet et redusert datasett med analysene fra 1990 og 1994 (66 analyser) for bruk til ordinasjon (DCA og CCA).

Brent vegetasjon er representert ved analyser av 56 ruter fra 1990 og 57 ruter fra 1991-94, totalt 284 analyser. Av disse er 6 ruter fra flekkbrent dvergbjørk/vier-hei (B1, B4) og 16 fra dvergbjørkrabb. Det er dannet et redusert datasett med analysene fra 1990, en rute fra 1991 (brent samme vår) og fra 1994 (114 analyser) for bruk til ordinasjon (DCA og CCA).

To miljødatasett er dannet, ett for rutene i kuttfeltet (1990, 1994) og et for rutene fra den brente heivegetasjonen (1990, 1994). Miljødatasettene består av:

- Tre nominelle variable, de opprinnelig vegetasjonstypene S2a, S2b og S2b - beitet type (S2b *).
- Antall vekstsesonger (Tid).
- Korteste avstand til opprinnelig vegetasjon (Avst).
- Total dekning i feltsjikt (C), bunnsjikt (D) og av mineraljord/sot/strø (Naken flate).

Klassifikasjonen av basisanalysene (**vedlegg 4**) er benyttet til å bestemme den opprinnelige vegetasjonstypen i de kuttete flatene. I de brente rutene ble typen estimert ut fra klassifikasjonen av referanserutene. Rutene i B9 ble antatt å ha type S2b.

Det er utført DCA-ordinasjoner, som beskrevet over, for å finne hovedvariasjonen i følgende datasett basert på det reduserte datasettet:

- Hele det reduserte datasettet med alle vegetasjonsdata fra kutt- og brannfeltene.
- Delsettet med bare kuttete heiruter.
- Delsettet med bare brente heiruter.

I de to siste tilfellene er CANOCO i tillegg benyttet til å analysere sammenhengen mellom ordinasjonsresultatet og det tilhørende miljødatasettet.

Den direkte gradientanalysemetoden CCA med 'forward selection' (ter Braak 1990) er benyttet til å få vurdert betydningen og signifikansen av de forskjellige miljøparametrene. Signifikansen er bestemt med en Monte Carlo permutasjonstest med 99 permutasjoner (begrenset type for tidsserier).

6.2 Resultater

Vegetasjonen og de forholdene den har eksistert under beskrives før og etter inngrepet. Enkelte arter og artsgrupper følges spesielt.

6.2.1 Basisvegetasjonen

Basisvegetasjonen beskriver vegetasjonsforholdene slik de var før inngrepene ble utført.

Dvergbjørk/vier-hei

Dvergbjørk/vier-hei hadde et tett, 0,5-0,75 m høyt busksjikt av dvergbjørk (*Betula nana*) og vier (*Salix* spp.), vesentlig sølvvier (*Salix glauca* ssp. *glauca*) og lappvier (*Salix lapponum*) med et innslag av kraftige einerbusker (*Juniperus communis*).

Bunnsjiktet var tett og besto for det meste av moser, bl.a. av etasjemose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*), storbjørnemose (*Polytrichum commune*), gåsefot-skjeggmosse (*Barbilophozia lycopodioides*) og bakkefrynse (*Ptilidium ciliare*).

Feltsjiktet dekket ca 5-25 % av rutene og omfattet:

- Unge individ av dvergbjørk og vier.
- Små, spredte, sterile individ av lyng, særlig tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*).
- Små urter, vesentlig sterile.
- Små, spinkle gras, vesentlig smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina* ssp. *ovina*).

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) fantes i under halvparten av de analyserte rutene. Der den fantes, ble den som oftest registrert i 8 småruter eller mer av i alt 16 småruter. Individene var små og spinkle og bar tydelig preg av å vokse i skyggen av de tette buskene.

Rabb

Rabbene var dominert av reinlav (*Cladonia arbuscula* coll., *C. rangiferina* og *C. stellaris*), saltlav (*Stereocaulon* spp.) og spredte, lavvokste busker av dvergbjørk (*Betula nana*), 10-20 cm høye. Små, spinkle individ av smyle (*Deschampsia flexuosa*) fantes også her.

Beite

Alle tre forsøksfeltene er beitepåvirket der vegetasjonen er åpen. I kuttfeltet finnes det rester etter en gammel sæter i en sørøstvendt skråning med noe fjellbjørk (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*). Noe av den rike heivegetasjonen, særlig i analysefeltet like ved restene av den gamle sætra (K5), har et stort innslag av sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*). Dette viser at denne heivegetasjonen framdeles er påvirket av tidligere tiders husdyrbeite.

Karakteristisk for et stort beitetrykk på rabbene er at de egentlige reinlavene (*Cladonia* spp.) delvis erstattes av andre arter, særlig saltlav (*Stereocaulon* spp.) (Hämet-Ahti 1963, Sjörs 1971). Saltlav er vanlig, særlig på de åpne rabbene.

Klassifisering av basisvegetasjonen

Den undersøkte dvergbjørk-vegetasjonen (**vedlegg 4**) er klassifisert som:

- Dvergbjørk-fjellkrekling rabb, reinlav type (R2b)
- Dvergbjørk/vier-hei, fattig type (S2a)
- Dvergbjørk/vier-hei, rik type (S2b).

DCA-ordinasjon

Posisjonen til de 90 basisrutene (et veiet middel av artsscorene) langs de to viktigste DCA-aksene er vist i **figur 5**. Tjuefem prosent av variasjonen i vegetasjonen blir forklart av de to første aksene. Førsteaksens gradientlengde er 2,43 SD-enheter og andreaksens 1,82 (**tabell 2**).

Figur 6 viser det tilsvarende artsordinasjonsplottet der posisjonen til artenes centroider er angitt (tilfeldige og lite viktige arter vises ikke på plottet). Arter plassert til venstre i plottet karakteriserer de rutene som ligger til venstre i ruteplottet. Tilsvarende karakteriserer arter plassert til høyre, øverst eller nederst i plottet rutene med en tilsvarende posisjon i ruteplottet.

Førsteaksen kan tolkes som en næringsgradient. Gradienten går fra rutene på rabben (lavdominert), via den fattige heien til den mest urterike heivegetasjonen. Andreaksen kan tolkes som en beitegradient.

Rutene fra kontrollfeltet finnes i den øvre delen av ruteplottet, vesentlig til høyre i diagrammet. Dette stemmer godt overens med det inntrykket vi har fått i felt av at vegetasjonen her er rikere enn i de to andre feltene. Det er derimot ikke stor forskjell på vegetasjonen i kutt- og brannfeltet, tatt i betraktning at referanseanalyser mangler fra det rikeste brannfeltet av praktiske årsaker.

Fysiognomisk er det lett å se hvor forsvaret kuttet vegetasjonen i 1962. Vegetasjonen er mer åpen, og særlig dvergbjørk er mer lavvokst enn i den omkringliggende, fattige vegetasjonen. Ordinasjonen viser derimot at suksesjonen har kommet så langt at artsinventaret ikke skiller seg nevneverdig fra sammensetningen i den fattige rabb- og heivegetasjonen. Rutene i K6 er tatt fra den kuttete heivegetasjonen (rute 4 på overgang mot rabb) og i K7 fra den kuttete rabbvegetasjonen.

6.2.2 Værforhold

For fjellvegetasjonen er det ikke gjennomsnittsklimaet, men værforholdene der og da som er viktig (Walter 1973). I årene 1989-94 har værforholdene på Hjerkinsnå vært svært varierende. At dette har hatt stor betydning for gjenveksten ble svært tydelig under feltarbeidet i august 1992. Da ble det observert store frost-/tørkeskader i de manipulerede feltene, særlig på ungsudd av vier. Dessuten hadde mengden av ungplanter av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og tyttebær (*V. vitis-idaea*) blitt kraftig redusert (Pedersen et al. 1993). Inntrykket av 1993-sommeren var at det fuktige været var svært gunstig med mye reetablering samtidig som allerede etablerte planter hadde en gunstig utvikling. 1994-sommeren var kort, men igjen tørr og varm. Dette var gunstig for kraftige urter og gras, som hadde stor blomstring, mens det igjen var en stor dødelighet blant småplanter som ble etablert året i forveien.

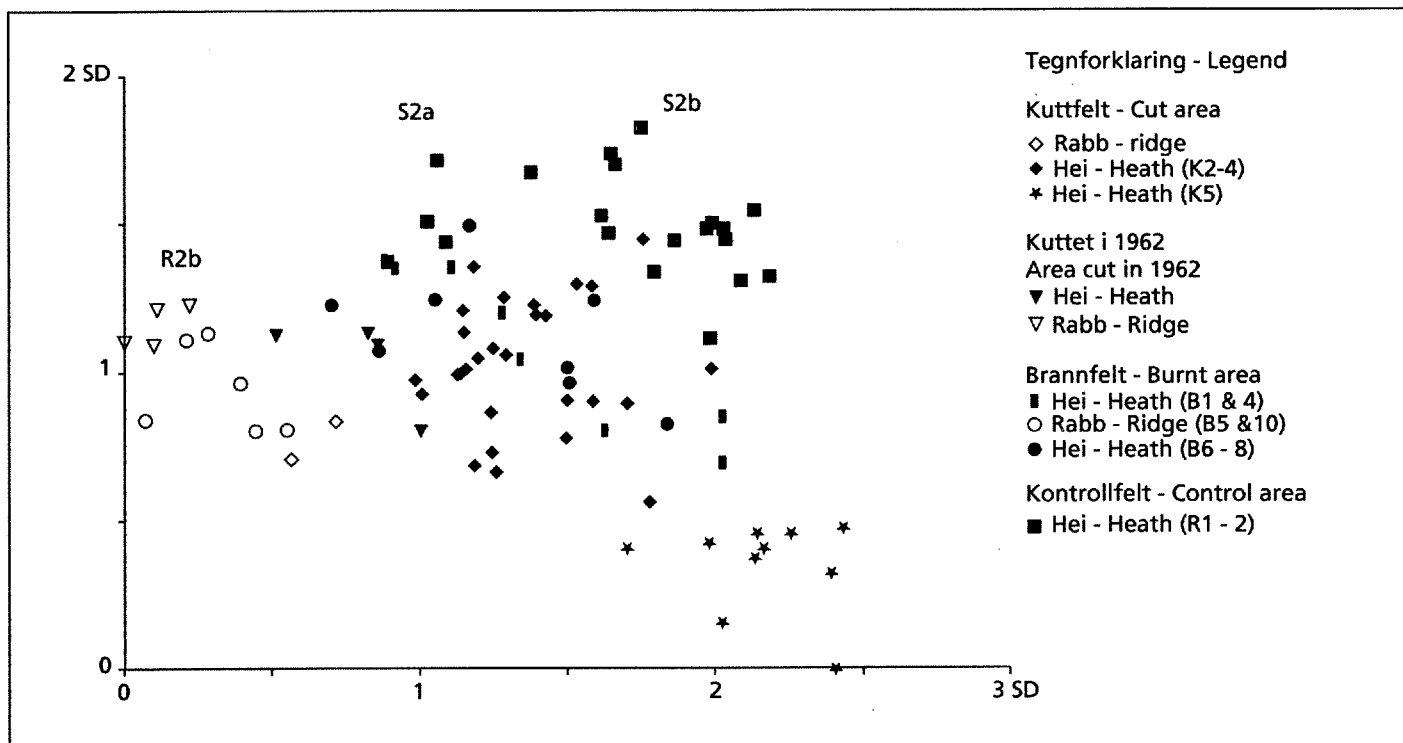
Tabell 3a-c og **figur 7** gir en oversikt over værforholdene i perioden basert på data fra Fokstua målestasjon. Vekstsesongen defineres vanligvis som tiden da døgntemperaturen er over 5 °C (Aune 1993b), men det holder ikke til fjells hvor snødekkets varighet er vel så viktig. Derfor er først den snøfrie perioden definert på grunnlag av snødybde- og snødekkedata. Dvergbjørk/vier-hei antas å være snøbar når snødybden ved målestasjonen er 0 cm og området har et snødekke på 1, dvs. at marken for det meste er bar, men med enkelte snøflekker. Innen den snøfrie perioden er døgntemperaturen brukt til å definere vekstperioden og sommerperioden (døgntemperatur over 10 °C). Kjølige episoder forekommer i varierende grad, også med frost og/eller snø. Dette medfører at det reelle antall dager med døgntemperaturer over 5 °C og 10 °C er lavere. Derfor er også den lengste kontinuerlige varmeperioden definert. Da temperatur- og fuktighetsmålinger ikke er utført, må forholdene i de kuttete og brente områdene beskrives mer generelt.

Temperatur

Temperaturforholdene vil ikke være de samme i manipulert og urørt vegetasjon (Wielgolaski 1978). På flater uten plantedekke vil temperaturen om dagen være høyest helt nede ved bakken. Om natten vil den kalde luften bli liggende like over bakken, temperaturen her kan være mer enn 5-6 °C lavere enn den målte minimumstemperaturen. I den tette buskvegetasjonen deri-

Tabell 2. DCA-ordinasjon av umanipulert dvergbjørkvegetasjon, aksenes egenskaper. SD = gradientlengde målt i SD-enheter, ev = egenverdi, %var = aksens andel av forklart variasjon (ev/Total inertia), $\Sigma\%var$ = den kumulative variasjon i prosent. - DCA-ordination of unmanipulated *Betula nana* vegetation, characteristics of ordination axes. ev = eigenvalue, %var = variation explained by the axis, $\Sigma\%var$ = cumulative percentage variation.

DCA-akse	SD	ev	%var	$\Sigma\%var$
1	2,43	0,273	18,0	18,0
2	1,82	0,106	7,0	25,0
3	1,54	0,066	4,4	29,4
4	1,32	0,048	3,2	32,6
Total inertia		1.512		



Figur 5. DCA-ordinasjon av 90 analysesteder fra dvergbjørkvegetasjon før inngrep, akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. B1 og 4 er flekkbrent. Vegetasjonseenheter er angitt på plottet. R2b: Dvergbjørk-fjellkrekling-rabb, reinlavtype, S2a: Dvergbjørk/vier-hei, fattig type, S2b: Dvergbjørk/vier-hei, rik type. - DCA ordination of 90 sample plots in *Betula nana* vegetation before manipulation, axes 1 and 2 scaled in SD units. B1 and 4 are burnt in patches. Vegetation units are given on the plot. R2b: *Betula nana*-*Empetrum hermaphroditum* ridge, *Cladonia* type, S2a: *Betula nana*/*Salix* heath, poor type, S2b: *Betula nana*/*Salix* heath, rich type.

mot, vil temperaturn maksimum forskyves oppover mot buskenes øvre del samtidig som plantedekket fører til at utstrålingen om natten reduseres. Jordens farge har stor betydning for hvor mye av innstrålingen som blir absorbert og dermed for hvordan temperaturen varierer. Forsøk har vist at mørk jord uten plantedekke er mye varmere enn lys jord. Men da også et tørt, luftfylt strøsjikt varmes raskt og sterkt opp om dagen, er det vanskelig å sammenligne temperaturforholdene i de kuttete og brente flatene. Felles for dem er:

- Første sommer var alle flatene åpne og dermed utsatt for større døgnvariasjon enn det som framgår av målingene.
- Forskjellen mellom temperaturforholdene i og utenfor feltene reduseres etter hvert som vegetasjonen gror igjen, men døgnvariasjonen er fremdeles større enn i den lukkede vegetasjonen.
- Reetableringen av vegetasjon har kommet kortest i de brente områdene; det antas derfor at forskjellen i temperaturforholdene mellom de kuttete og brente flatene vil øke.

Fuktighet og frost

På de åpne flatene vil vegetasjonen være mer utsatt for uttørring enn i den lukkede buskvegetasjonen. Buskene skjermer mot vind og skygger for sol slik at luften ikke blir så varm om dagen og holder bedre på fuktigheten. På åpne flater derimot, vil tørr, varm luft i kombinasjon med en del vind medføre både større fordampning fra overflaten og større transpirasjon fra plantene (Wielgolaski 1978). Mineraljorda på de kuttete flatene er

dekket av et sjikt med døde og levende moser, noe som gjør at disse områdene ikke tørker opp like fort som de brente.

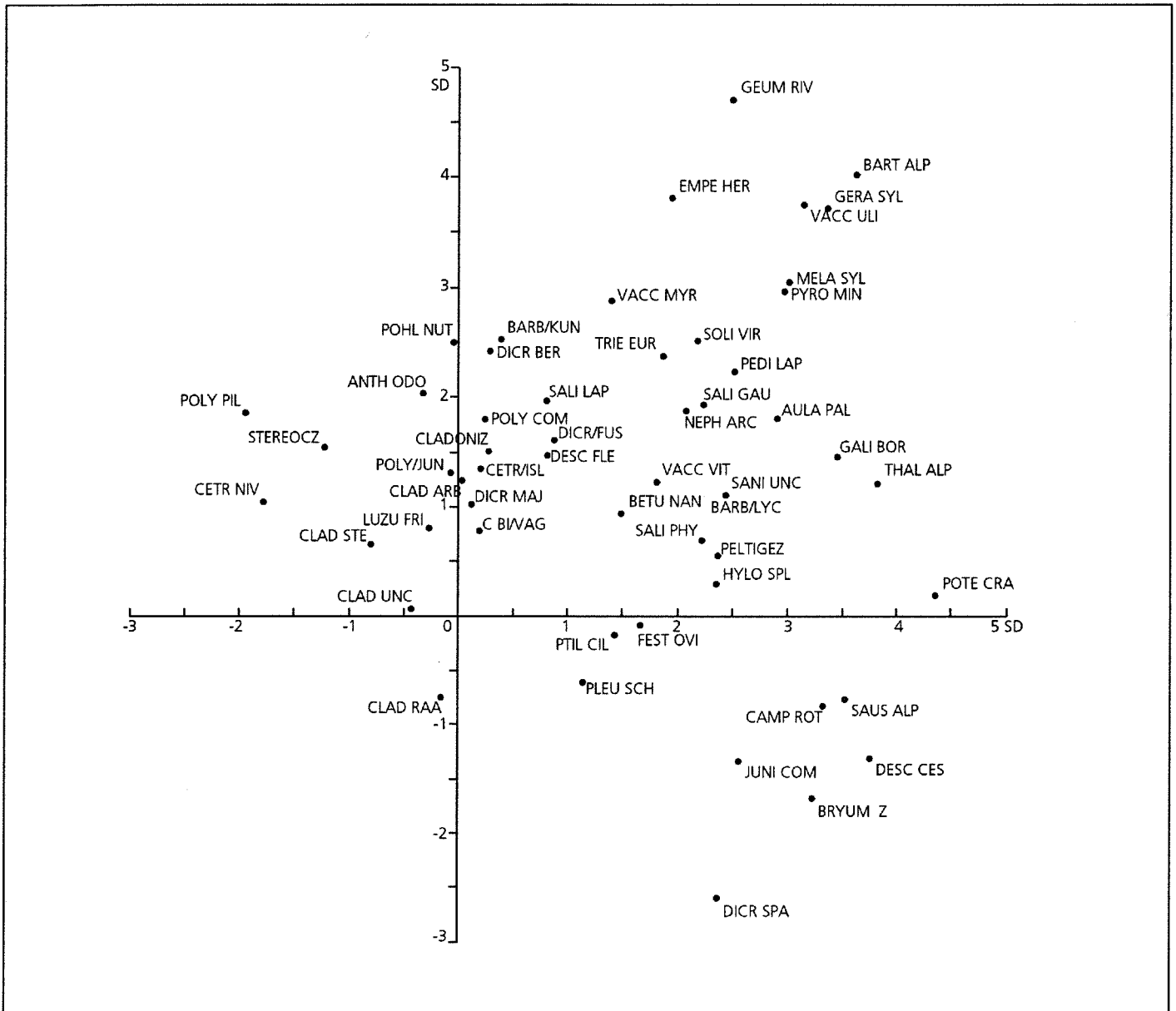
De meteorologiske målingene (**tabell 3b**) bekrefter inntrykkene fra feltarbeidet:

- 1992 hadde den lengste og tørreste varmeperioden.
- 1993 hadde en relativ kort og noe fuktigere varmeperiode.
- 1994 hadde en lang og tørr varmeperiode med det høyeste temperaturnivået.

En ni dager lang, kjølig periode, med nattefrost fire av nettene, kom etter varmeperioden i 1992. Minimumstemperaturen var helt nede i $-2,5$ °C. Ingen av de andre årene var det nattefrost rett etter varmeperioden.

6.2.3 Suksesjon i brent og kuttet vegetasjon, generell vegetasjonsutvikling

Et fellestrekk ved gjenveksten er at antall arter har økt i alle analysefeltene (se **vedlegg 5**). I de seks flekkbrente rutene er det totale artsantallet av samme størrelsesorden som i kuttfeltet; ellers er artsantallet i brannfeltet generelt mye lavere. Vegetasjonsutviklingen i disse rutene går fram av **vedlegg 6e**. I den vanligste heitypen (K2-4 og B6-8) var det gjennomsnittlig færre arter i de brente flatene i 1994 (10,9) enn det var allerede høsten 1990 i de kuttete flatene (18,2). Også de gjennomsnittlige verdiene for 1994 fra den rikeste, brente vegetasjonen ligger lavere (15,5 og 17,0, se **vedlegg 5**).



Figur 6. DCA-artsordinasjon av 90 analyseruter fra dvergbjørkvegetasjon, akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. - DCA species ordination of 90 sample plots from *Betula nana* vegetation, axes 1 and 2 scaled in SD units.

Rabb

Den brente rabben var som ventet mest artsfattig (se **vedlegg 5** og **6f**). Den ene kuttete analyseruten er ikke representativ for rabbene i feltet. Den stammer fra et rikt rabbområde på overgangen mot dvergbjørk/vier-hei, med mange urter og lavarter.

Dvergbjørk/vier-hei

I kuttfeltet skiller utviklingen i analysefelt K5 seg fra de andre (K2-4) (se **vedlegg 6a-b**). Dette er som ventet. K5 ligger like ved restene av den gamle sætra og hadde en annen sammensetning av basisvegetasjonen (se **vedlegg 4**). Feltsjiktet var rikere alle årene, med både flere urter og graminider (gras og halvgras) enn feltsjiktet i K2-4 hadde (se **vedlegg 5**). Bunnsjiktet består for det meste av moser. Det var meget artsfattig i begynnelsen, men mange arter etablerte seg de siste to årene.

Også de rike analysefeltene i brannfeltet er karakterisert ved et større antall urter og graminider (se **vedlegg 5**). Særlig analyse-

feltet B9 har en annen artsammensetning med bl.a. geitrams (*Epilobium angustifolium*), hvitmaure (*Galium boreale*), skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*), teiebær (*Rubus saxatilis*), fjelltistel (*Saussurea alpina*), rød jonsokblom (*Silene dioica*), seterrapp (*Poa pratensis* ssp. *alpigena*) og mye sauesvingel (*Festuca rubra*), (se **vedlegg 6c-d**).

Tyttebær (*Vaccinium vitis-idea*) var den eneste lyngen som etablerte seg med småplanter i de fleste rutene. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) hadde problemer med å etablere seg, særlig i brannfeltet.

Generell vegetasjonsutvikling

For å få en samlet oversikt over utviklingen i femårsperioden 1990-94 i kuttet og brent vegetasjon, ble det utført DCA- og CCA-ordinasjoner basert på det reduserte datasettet med 1990- og 1994-analysene.

Tabell 3a. Lengde (dager) av forskjellige tidsperioder. Antall dager med temperatur over 5 °C, 10°C og med frostnetter i vekstsesongen og om sommeren. - Duration (days) of some periods. Number of days with temperatures higher than 5 °C, 10 °C and with night frost for the growing season and the summer.

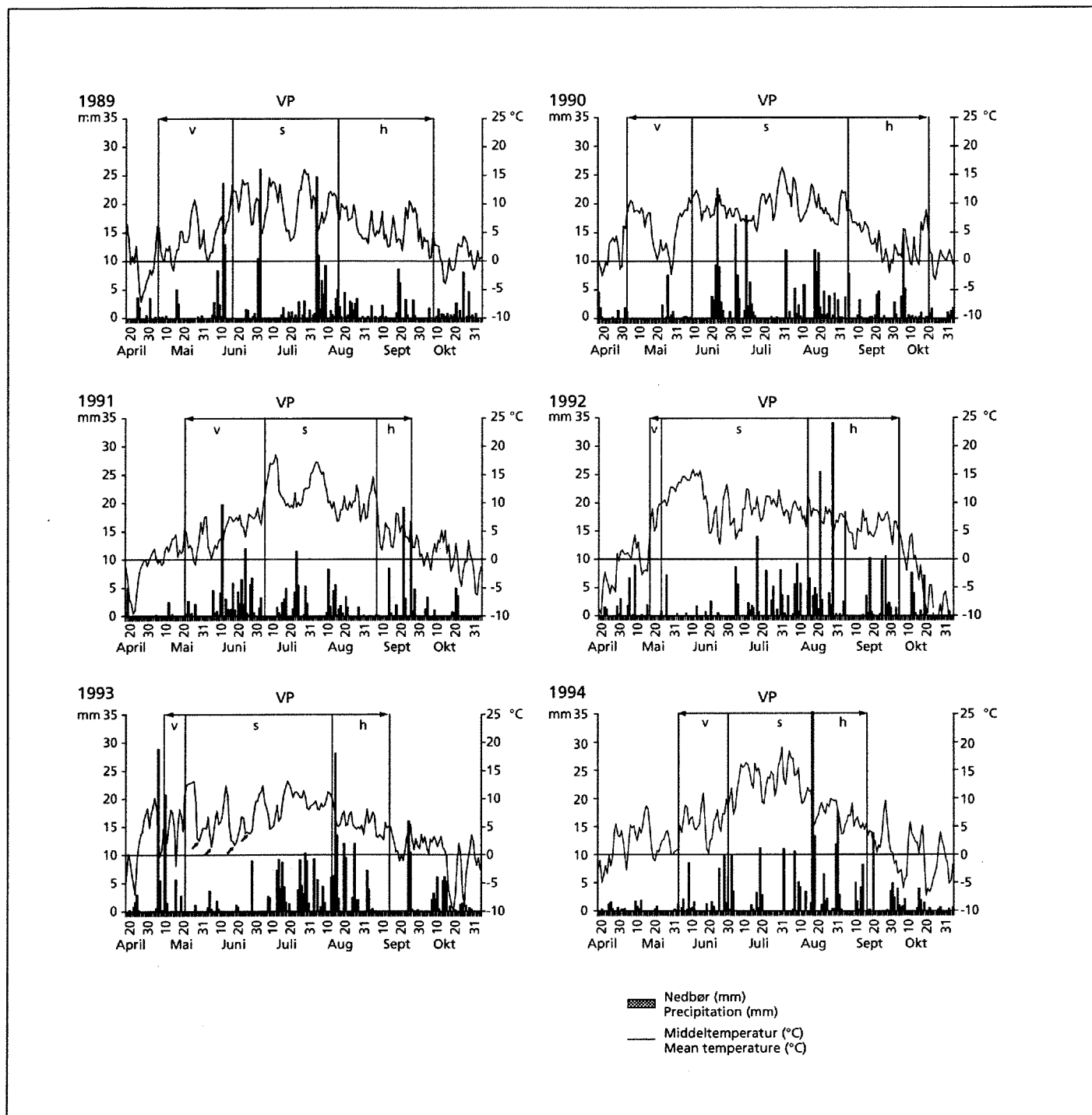
År - Year	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Ant. dager - No. of days						
Snøfri periode - Period without snow	171	187	154	145	157	125
Vekstsesong - Growing season	156	145	128	137	127	105
Vår - Spring	41	38	45	4	11	28
Sommer - Summer	61	88	64	83	84	46
Høst - Autumn	54	19	19	50	32	31
Døgnmiddeltemp. (5°C - Daily mean temp. (5°C						
Ant. dager - No. of days						
Vekstsesong - Growing season	103	125	98	117	90	92
Sommer - Summer	56	88	64	77	62	46
Døgnmiddeltemp. (10°C - Daily mean temp. (10°C						
Ant. dager - No. of days						
Vekstsesong - Growing season	39	37	43	40	27	41
Sommer - Summer	35	35	43	40	27	40
Ant. frostnetter - No. of nights with frost						
Vekstsesong - Vegetational season	34	18	20	15	34	11
Sommer - Summer	4	2	0	11	19	0

Tabell 3b. Minimum- og maksimumstemperaturer (°C) i vekstsesongen og om sommeren. Lengste varmeperiode med døgnmiddel over 10°C (dager), og temperatur (°C) og nedbør (mm) i denne perioden. - Minimum and maximum temperature for the vegetational season and the summer. Duration of the warmest period (days) with mean daily temperature higher than 10°C, and temperatures (°C) and precipitation (mm) for this period.

År - Year	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Min.temp. - Min. temp.						
Vekstsesong - Vegetational season	-6,0	-6,4	-4,7	-5,6	-4,8	-2,8
Sommer - Summer	-2,9	-0,2	0,2	-2,9	-4,2	1,9
Maks.temp. - Max. temp.	21,9	22,7	25,8	23,0	19,5	23,7
Varmeperiode - Warm period						
Ant. dager - No. of days	11	12	23	25	13	20
Middeltemp. - Mean temp.	12,1	13,2	12,8	13,1	11,2	14,5
Maks.temp. - Max. temp.	17,9	18,9	17,8	19,2	15,3	20,4
Gj.sn. maks.temp. - Mean max. temp.	14,2	16,3	17,2	15,8	13,1	19,1
Min.temp. - Min. temp.	5,7	7,8	8,1	6,5	7,4	8,9
Gj.sn. min.temp. - Mean min. temp.	8,7	9,5	9,0	9,5	10,1	10,4
Gj.sn. nedbør - Mean precipitation	0,3	1,6	1,9	0,4	2,9	1,6

Tabell 3c. Nedbør (dager og mm) i vekstsesongen og om sommeren. - Precipitation (days and mm) for the vegetational season and the summer.

År - Year	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Ant.dager - No.of days						
Vekstsesong - Vegetational season	69	63	63	57	50	47
Sommer - Summer	28	43	27	30	32	16
Totalt, mm - Total amount, mm						
Vekstsesong - Vegetational season	231,9	234,0	217,1	261,1	261,1	222,5
Sommer - Summer	117,3	196,8	73,5	114,2	128,9	68,3



Figur 7. Døgnmiddeltemperatur (T °C) og nedbør (mm) på Fokstua målestasjon i tidsrommet 15 april - 31 oktober 1989-94. Vekstperioden (VP) er definert som snøfri periode med $T \geq 5^\circ$. Den er inndelt i vår (V) hvor $5^\circ \leq T < 10^\circ$, sommer (S) hvor $T \geq 10^\circ$ og høst (H) hvor $10^\circ > T \geq 5^\circ$. Piler angir eventuelle frostnetter i sommerperioden. - Daily mean temperature (T °C) and precipitation (mm) at Fokstua from 15.4 to 31.10 in 1989-94. The growing season (VP) is defined as the period during which the ground is free of snow and $T \geq 5^\circ$. It is divided into spring (V) with $5^\circ \leq T < 10^\circ$, summer (S) with $T \geq 10^\circ$ and autumn (H) with $10^\circ > T \geq 5^\circ$. Arrows indicate possible night frost periods through the summer.

Forholdet mellom kutt- og brannfelt

Resultatet av DCA-ordinasjonen av data fra alle de kuttete og brente flatene (tabell 4) viser at gradienten langs akse 1 er forholdsvis lang (3,28 SD) og at bare 22,3 % av variasjonen i data-settet blir forklart av de to første aksene.

Første-aksen skiller primært mellom de to inngrepestypene (figur 8). Selv fem sesonger etter brenning har vegetasjonen i brannfeltet ikke fått en vegetasjonssammensetning som tilsvarer den som fantes i kuttfeltet høsten etter kutting. De flekkbrente flatene ligger derimot i nærheten av kuttfeltrutene fra 1990.

Hovedtrenden i utviklingen, slik den fremgår av DCA-plottene (figur 8-9), er:

- Rutene fra kuttfeltet finnes på venstre side i ruteplottet. 1994-rutene ligger nedenfor og til venstre for 1990-rutene. Dette har bl.a. sammenheng med et bedre utviklet, mer artsrikt bunnsjikt.
- K5-rutene, fra det rike analysefeltet like ved den gamle setra, ligger øverst til venstre i ruteplottet. Sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og flekkmure (*Potentilla cranzii*) som ligger øverst til venstre i artsplottet, har sitt tyngdepunkt her. K5-rutene inneholder dessuten til dels andre mosearter (se vedlegg 6a,b).
- De brente rutene finnes i høyre del av ruteplottet. 1990-rutene ligger mer samlet enn 1994-rutene.
- Rabbrutene ligger stort sett nederst til høyre i ruteplottet, men ikke i en gruppe isolert fra heirutene.
- Det har skjedd betydlige forskyvninger av rabbrutene, 1994-rutene ligger dessuten mer spredd enn 1990-rutene. Vegetasjonsutviklingen i kuttet og brent rabb framgår av vedlegg 6f. Rabbene blir ikke behandlet nærmere i denne rapporten.
- Rutene fra rik dvergbjørk/vier-hei (S2b) finnes øverst til høyre i ruteplottet. Artene geitrams (*Epilobium angustifolium*), rød jonsokblom (*Silene dioica*), teiebær (*Rubus saxatilis*) og seter-rapp (*Poa pratensis* ssp. *alpigena*) er karakteristiske for denne vegetasjonen.
- Den høyre delen av artsplottet inneholder få arter, særlig i den nedre delen. Arter som dvergbjørk (*Betula nana*), smyle

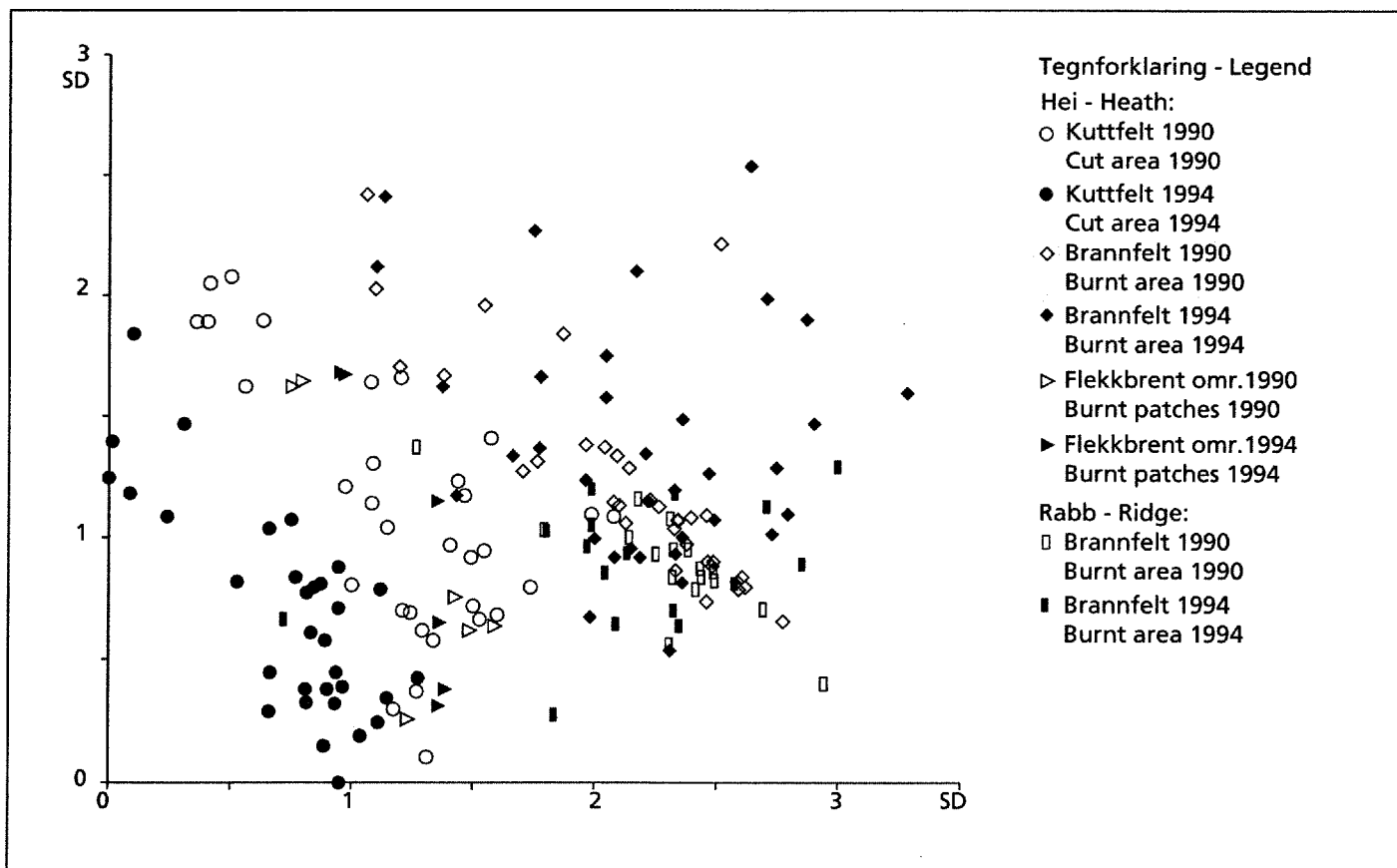
(*Deschampsia flexuosa*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og storbjørnemose (*Polytrichum commune*) finnes i de fleste analyserutene, men i brannfeltet var det stort sett lite annet i tillegg.

Som tabell 4 viser er aksene 2-4 omtrent like lange, og akse 3-4 forklarer ca. 10 % av variasjonen. Dette indikerer at materialet er heterogent. En mulig forklaring er at utviklingen har gått i forskjellig retning i de to forsøksfeltene. Analysene av den kuttete og brente dvergbjørk/vier-heien ble derfor også ordinert hver for seg.

Kuttet dvergbjørk/vier-hei

Resultatet av DCA-ordinasjonen viste at hovedvariasjonen i kuttfeltet (akse 1, figur 10) avspeiler den opprinnelige sammensetningen. Gradienten har en lengde på 2,3 SD, og 32,7 % av variasjonen forklares av de to første aksene (tabell 5). Forklaringsgraden er mye større enn den var for DCA-analysen av totalmaterialet (32,7 % mot 22,3 %). 40,7 % av variasjonen i artsdatasettet forklares av parametrene i miljødatasettet, eller av ikke målte variable de er korrelert med (tabell 5).

CCA-analysen bekreftet at den opprinnelige sammensetningen er den viktigste av de registrerte miljøparametrene, og at det er en signifikant sammenheng med vegetasjonsutviklingen etter kutting ($P = 0,01$).



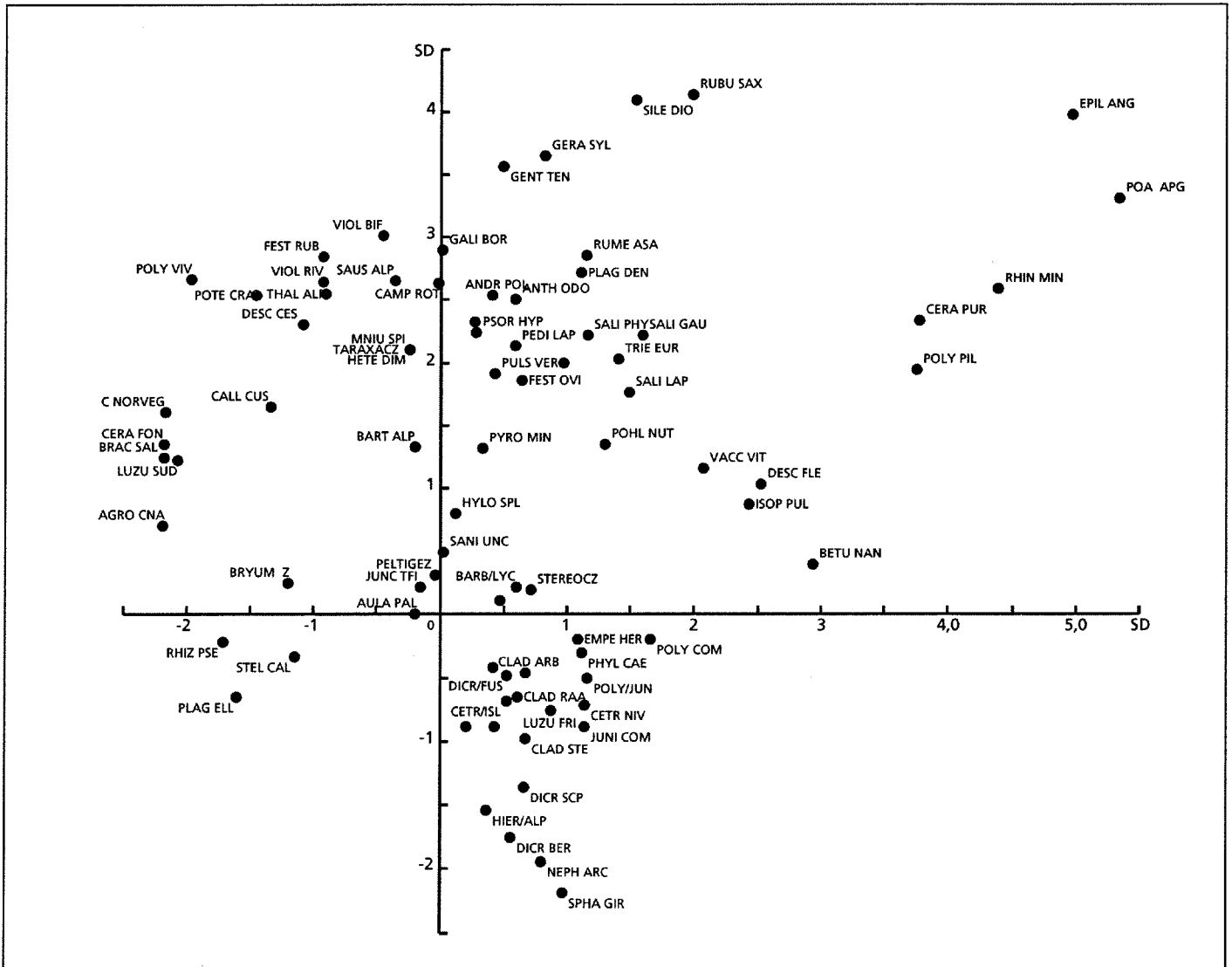
Figur 8. DCA-ordinasjon av alle rutene i kuttet og brent dvergbjørkvegetasjon, 1990 og 1994 (175 analyser). Akse 1 og 2 er skalert i SD-enheter. DCA ordination of 175 sample plots in *Betula nana* vegetation in 1990 and 1994. Axes 1 and 2 are scaled in SD units.

Andre-aksen kan tolkes som en gjengroingsakse (**figur 10**). Vegetasjonen blir mindre åpen, og både felt- og bunnsjikt får større dekning. Monte Carlo-testen (CCA-analysen) viste at det er en signifikant sammenheng mellom variasjonen i artsdatasettet og total dekning både i felt- og bunnsjiktet ($P = 0,01$).

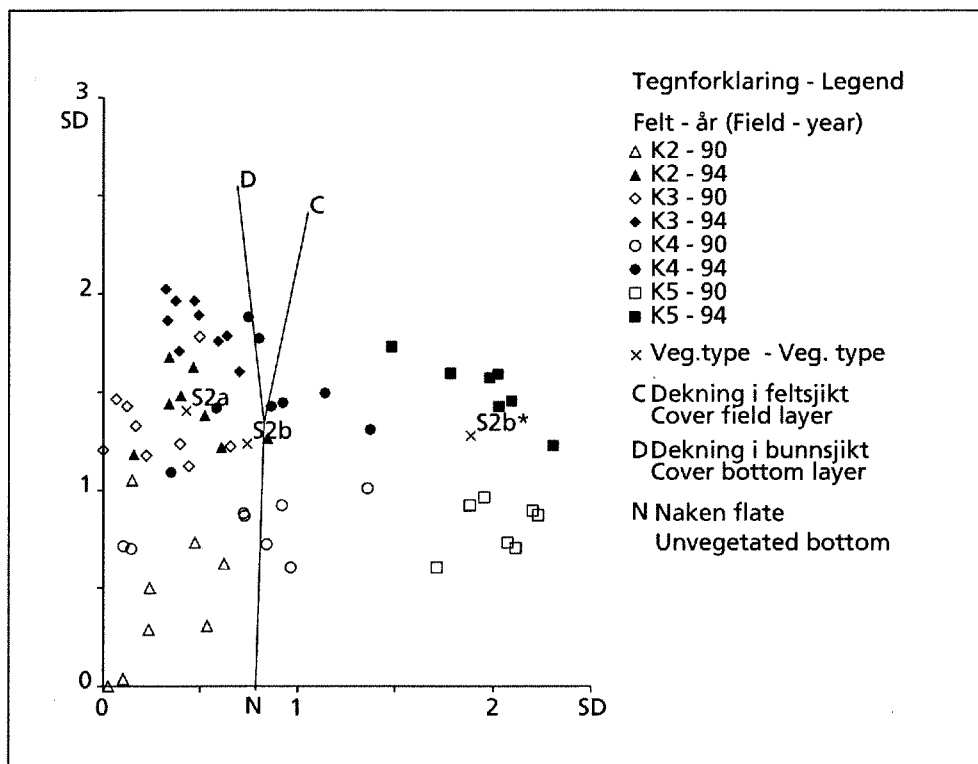
CCA-analysen viser at tid, uttrykt ved antall vekstsesonger (ikke inntegnet, pilen går parallellt med y-aksen), er den parameteren som har nest størst forklaringsgrad ($P = 0,01$). Gjengroingen, representert ved dekning i felt- og bunnsjikt, forklarer vel halvparten av denne variasjonen. Resten er ikke korrelert med noen

Tabell 4. DCA-ordinasjon av analysene fra kuttet og brent dvergbjørkvegetasjon i 1990 og 1994, aksenes egenskaper. SD = gradientlengde målt i SD-enheter, ev = egenverdi, %var = aksens andel av forklart variasjon (ev/Total inertia), $\Sigma\%$ var = den kumulative variasjon i prosent. - DCA-ordination of the 1990- and 1994-analysis from cut and burnt *Betula nana* vegetation, characteristics of ordination axes. ev = eigenvalue, %var = variation explained by the axis, $\Sigma\%$ var = cumulative percentage variation.

DCA-akse	SD	ev	%var	$\Sigma\%$ var
1	3,28	0,362	13,8	13,8
2	2,53	0,231	8,5	22,3
3	2,67	0,148	5,6	27,9
4	2,28	0,115	4,3	32,2
Total inertia		2,660		



Figur 9. DCA-artsordinasjon av kuttet og brent dvergbjørkvegetasjon, 1990 og 1994 (175 analyser). Akse 1 og 2 er skalert i SD-enheter. - DCA species ordination of 175 sample plots in cut and burnt *Betula nana* vegetation. Axes 1 and 2 are scaled in SD units.



Figur 10. DCA-ordinasjon av 32 ruter i kuttet dvergbjørk/vier hei, 1990 og 1994 (64 analyser). De viktigste miljøparametrene er inkludert (biplot), akse 1 og 2 er skalert i SD-enheter. - DCA ordination of 32 sample plots in cut *Betula nana*/*Salix* spp. Heath in 1990 and 1994 (64 analyses). Important environmental parameters are included (biplot). Axes 1 and 2 are scaled in SD units.

av de andre parametrene i datasettet. Analysen viste også at avstanden til ukuttet hei var uten betydning.

Brent dvergbjørk/vier-hei

Resultatet av DCA-ordinasjonen viste at hovedvariasjonen i brannfeltet, som i kuttfeltet, avspeiler den opprinnelige sammensetningen (akse 1, **figur 11**). Gradienten er litt kortere (2,2 SD) og variasjonen som forklares av akse 1-2 er lavere (25 %) enn i kuttfeltet (**tabell 5-6**). Forklaringsgraden er likevel større enn den var for DCA-analysen av totalmaterialet (25 % mot 22,3 %). Mindre av variasjonen i brannfeltet forklares av parametrene i miljødatasettet, eller av ikke målte variable de er korrelert med (30,4 % mot 40,7 % i kuttfeltet, **tabell 5-6**).

CCA-analysen bekreftet at den opprinnelige arts sammensetningen også er den viktigste av de registrerte miljøparametrene i brannfeltet, og at denne sammenhengen er signifikant ($P = 0,01$).

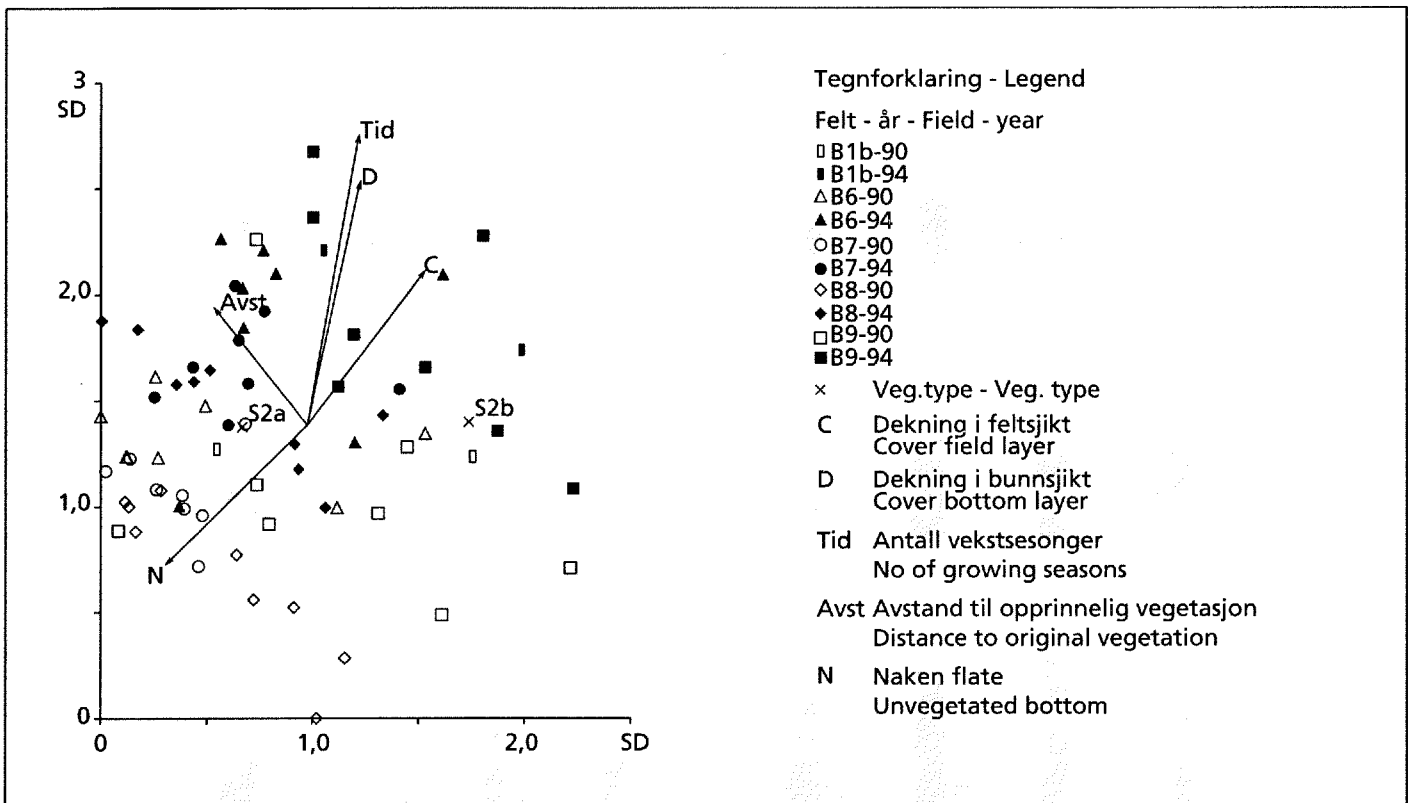
Andre-aksen er korrelert med antall vekstsesonger (tid) som delvis kan tolkes som en gjengroingsakse (**figur 11**). Monte Carlo-testen (CCA-analysen) viste at det er en signifikant sammenheng både mellom variablene tid og total dekning i felt- og bunnsjikt med variasjonen i artsdatasettet ($P = 0,01$). Men i motsetning til i kuttfeltet viste det seg at nest etter tid var det avstand til intakt dvergbjørk/vier-hei som hadde størst betydning for utviklingen ($P = 0,01$).

6.2.4 Gjenvekst av noen utvalgte arter og artsgrupper

Vegetasjonen i analysefeltene K2-4 og B6-8 er representativ for de fleste heiene i området. Derfor blir den behandlet mest inngående. I brannfeltet mangler dessverre 1989-analysene. Derfor er det bare den ene ruten som ble brent våren 1990 (rute 9 i B8) som er analysert før brenning. Denne ruten vil derfor bli behandlet for seg.

Tabell 5. DCA-ordinasjon av analysene fra kuttet dvergbjørk/vier-hei 1990 og 1994, aksenes egenskaper. SD = gradientlengde målt i SD-enheter, ev = egenverdi, %var = aksens andel av forklart variasjon (ev/Total inertia), $\sum\%var$ = den kumulative variasjon i prosent, Sp/env = art-miljøkorrelasjoner, $\sum con.ev$ = summen av alle kanoniske egenverdiene, $\sum con.ev\%$ = % variasjon forklart av miljødatasettet - DCA-ordination of the 1990- and 1994-analysis from cut *Betula nana*/*Salix* spp. heath, characteristics of ordination axes. ev = eigenvalue, %var = variation explained by the axis, $\sum\%var$ = cumulative percentage variation, Sp/env = species-environment correlations, $\sum con.ev$ = sum of all canonical eigenvalues, $\sum con.ev\%$ = % variation explained by the environmental variables.

DCA-akse	SD	ev	%var	$\sum\%var$	Sp/env		
1	2,30	0,344	23,5	23,5	0,910	Total inertia	1,463
2	2,02	0,135	9,2	32,7	0,832	$\sum con.ev$	0,595
3	1,59	0,079	5,4	38,1	0,630	$\sum con.ev\%$	40,7
4	1,25	0,048	3,3	41,4	0,475		



Figur 11. DCA-ordinasjon av 35 ruter fra brent dvergbjørk/vier-hei, 1990 og 1994 (70 analyser). De viktigste miljøparametrene er inkludert (biplot), akse 1 og 2 er skalert i SD-enheter. - DCA ordination of 32 sample plots in burnt *Betula nana*/*Salix* spp. heath in 1990 and 1994 (64 analyses). Important environmental parameters are included (biplot), axes 1 and 2 are scaled in SD units.

Tabell 6. DCA-ordinasjon av analysene fra brent dvergbjørk/vier-hei 1990 og 1994, aksenes egenskaper. SD = gradientlengde målt i SD-enheter, ev = egenverdi, %var = aksens andel av forklart variasjon (ev/Total inertia), $\sum\%var$ = den kumulative variasjon i prosent, Sp/env = art-miljø korrelasjoner, $\sum con.ev$ = summen av alle kanoniske egenverdiene, $\sum con.ev\%$ = % variasjon forklart av miljødata-settet - DCA-ordination of the 1990- and 1994-analysis from burnt *Betula nana*/*Salix* spp. heath, characteristics of ordination axes. ev = eigenvalue, %var = variation explained by the axis, $\sum\%var$ = cumulative percentage variation, Sp/env = species-environment correlations, $\sum con.ev$ = sum of all canonical eigenvalues, $\sum con.ev\%$ = % variation explained by the environmental variables.

DCA-akse	SD	ev	%var	$\sum\%var$	Sp/env
1	2,23	0,369	15,3	15,3	0,844
2	2,67	0,236	9,7	25,0	0,791
3	2,38	0,149	6,2	31,2	0,595
4	2,05	0,102	4,2	35,4	0,521

Total inertia	2,417
$\sum con.ev$	0,735
$\sum con.ev\%$	30,4

Dvergbjørk og vier

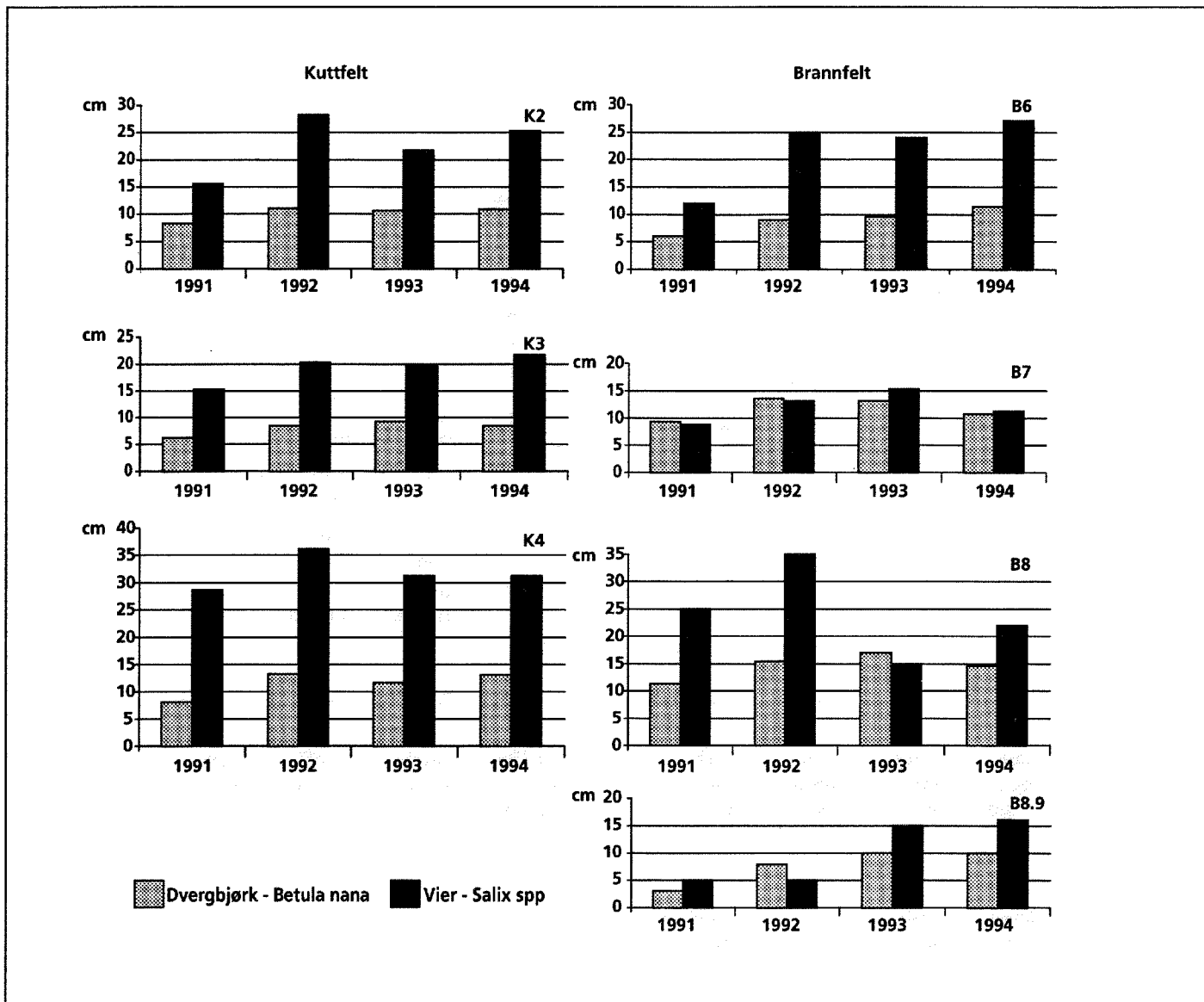
Dvergbjørk (*Betula nana*) finnes i omtrent alle rutene. Vier (*Salix* spp.), som er meget vanlig i kuttfeltet, forekommer bare i ca. halvparten av rutene i brannfeltet. Noen ganger kan det være mer enn én vierart i en rute, særlig i kuttfeltet.

Dekningsgraden, høyden og antall småruter dvergbjørk og vier finnes i (totalt 16), sier noe om forholdet dem imellom innen den enkelte rute. Høydemålinger finnes fra 1991-94 og registreringer av dekningsgrad fra årene 1992-94. Vertikalfotografier og målinger tatt i referanserutene viser at høyden på de fleste buskene var godt over 50 cm, i flere tilfelle 70-80 cm før inngrepet ble foretatt. Horisontalfotografier viser at dvergbjørk stort sett hadde en

dekningsgrad på 3-4 og vier på 2-3. K4 hadde mer vier enn de andre kuttfeltene, med en dekningsgrad på 4 i flere ruter.

Figur 12 viser hvordan det gjennomsnittlige høydenivået for dvergbjørk og vier har utviklet seg. En art kan komme inn i nye småruter enten ved nyetableringer eller som oftest ved vekst av individet i naboruten. **Figur 13** viser denne utviklingen i kuttfeltet inkludert basisanalysene fra 1989. **Figur 14** viser den tilsvarende utviklingen i brannfeltet. Merk at her mangler basisanalysene for alle ruter unntatt rute 9 i B8, som ble brent først våren 1991.

Dvergbjørk fantes i alle rutene i kuttfeltet og sannsynligvis også i alle rutene i brannfeltet. Gjenvæksten har stort sett vært sterkere i



Figur 12 Gjennomsnittlig høydenivå (cm) av dvergbjørk (*Betula nana*) og vier (*Salix spp.*) i kuttfeltet (K2-4) og brannfeltet (B6-8). Dvergbjørk fantes i alle rutene i brannfeltet og vier i fire ruter pr. analysefelt (B6 og B7). 1991-analysen fra rute 9 i B8 er tatt første år etter brenning. I B8 fantes vier bare i én rute i tillegg til rute 9. - Mean height (cm) of *Betula nana* and *Salix spp.* on the cut and burnt sites (K2-4 and B6-8). *Betula nana* was found on all the burnt sites and *Salix spp.* on only 4 (B6-7). The 1990 analysis of plot 9 from B8 was made before the burning. *Salix spp.* was found on one B8 plot in addition to plot 9.

brannfeltet enn i kuttfeltet både med hensyn til dekning (tabell 7) og småruteantall (figur 13-14). Høydeveksten har gått langsomt, i 1994 var nivået kommet opp i 10-15 cm i begge feltene (figur 12).

Vier reagerer forskjellig på de to inngrepene. Hvor stor andel av rutene det var vier i og hvor stor dekningen var før feltene ble brent, er vanskelig å si siden 1989-data mangler. I 1990 ble det funnet vier i fire brente ruter i B6 og fire i B7. I B8 var det vier i en brent rute i tillegg til i rute 9 som ble brent neste vår. Gjenvæksten har i hvert fall vært god der vieren har etablert seg, selv om utviklingen ikke er like sterk som i kuttfeltet.

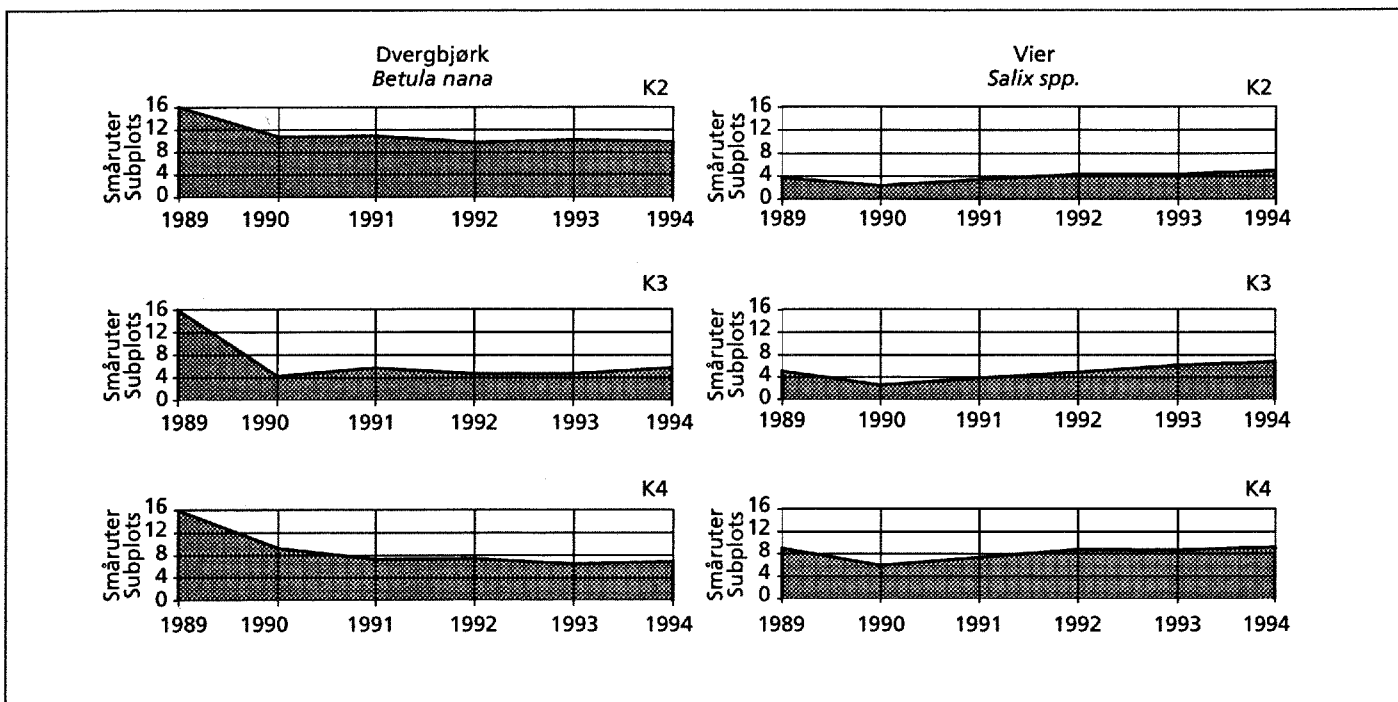
I kuttfeltet er det kommet nyetableringer i flere ruter hvor vier manglet i 1989. Resultatet er at vier fantes i omtrent alle rutene i 1994. Buskene er stort sett høyere og kraftigere enn dvergbjørka (figur 12). Særlig gjelder dette K4-feltet hvor den gjennomsnittlige dekningen er kommet opp i 3. Småruteantallet falt rett etter kut-

ting for deretter å øke igjen. Ved forsøkets avslutning fantes vier gjennomsnittlig i flere småruter enn før kuttingen (figur 13).

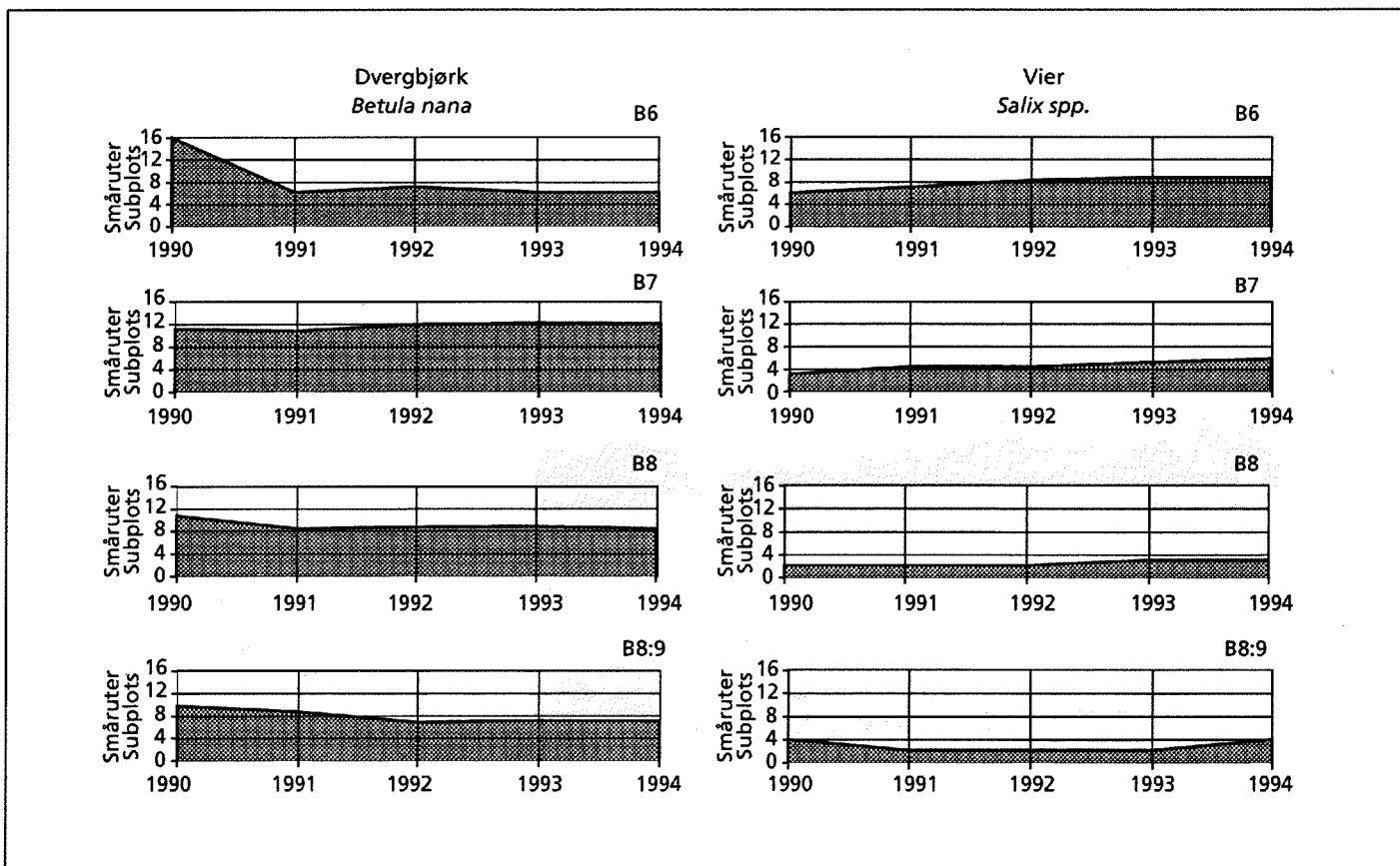
Det ble ikke funnet noe som indikerte at vier eller dvergbjørk hadde vært beitet i løpet av de seks årene forsøket varte. Det ble heller ikke observert skader forårsaket av insekter annet enn et par steder i kontrollfeltet sommeren 1989.

Blåbær

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) finnes det ikke mye av i den tette dvergbjørk/vier-heien i området. Individene er som regel små og spinkle. I utgangspunktet var det bare i analysefelt K2 at det fantes blåbær i alle analyserutene før kutting (vedlegg 4). Blåbær manglet helt i K3 og fantes bare i tre av K4-rutene og i én K5-rute. Dekningen var dessuten meget liten. Det generelle inntrykket av forholdene i brannfeltet tilsier at det neppe var noe særlig annerledes i de brente områdene.



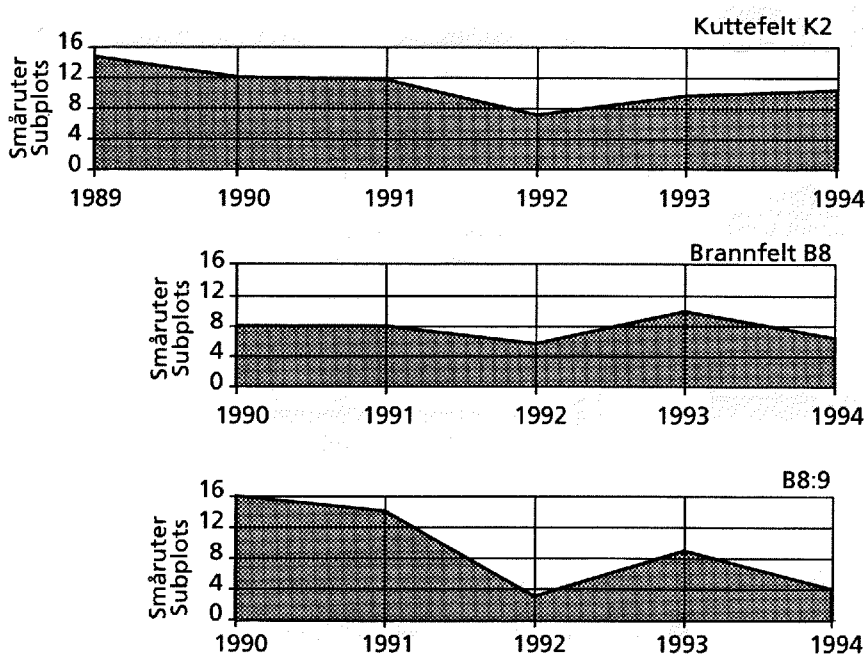
Figur 13 Gjennomsnittlig antall småruter pr. analysefelt (K2-4) av dvergbjørk (*Betula nana*) og vier (*Salix spp.*) i kuttfeltet 1989-94. 1989-analysene ble utført før vegetasjonen ble kuttet. - Mean number of subplots per cut site (K2-4) of *Betula nana* and *Salix spp.* in 1989-94. The 1989 analysis was made before the cutting.



Figur 14 Gjennomsnittlig antall småruter pr. analysefelt (B6-8) av dvergbjørk (*Betula nana*) og vier (*Salix spp.*) etter brenning i perioden 1990-94. 1990-analysen av rute 9 i B8 ble utført før vegetasjonen ble brent. - Mean number of subplots per burnt site (B6-8) of *Betula nana* and *Salix spp.* in 1990-94. The 1990 analysis of plot 9 from B8 was made before the plot was burnt.

Tabell 7. Gjennomsnittlig dekning av dvergbjørk (*Betula nana*), vier (*Salix spp.*), lyng, urter og graminider i de kuttete og brente analysefeltene med heivegetasjon og antall ruter de finnes i. - Mean cover of *Betula nana*, *Salix spp.*, *Vaccinium spp.*, herbs and graminoids in the cut and burnt heath vegetation sites and number of plots where they occur.

	Dvergbjørk <i>Betula</i> <i>nana</i>	Vier <i>Salix</i> <i>spp.</i>	Lyng <i>Vaccinium</i> <i>spp.</i>	Urter Herbs	Graminider Graminoids
Kuttfeltet - Cut area					
K2-4					
Ant. ruter - No. of plots	24	23	25	24	25
1992	1	2	1	1	3
1993	1	2	1	1	4
1994	1	2	1	1	3
K5					
Ant. ruter - No. of plots	0	3	7	7	7
1992	0	1	1	2	4
1993	0	1	1	3	4
1994	0	1	1	2	4
Brannfeltet - Burnt area					
B6-8					
Ant. ruter - No. of plots	25	11	21	14	25
1992	2	2	1	1	3
1993	2	2	1	1	3
1994	2	2	1	1	3
B9					
Ant. ruter - No. of plots	7	7	8	6	8
1992	1	3	1	3	3
1993	2	3	1	3	3
1994	1	3	1	3	3



Figur 15 Gjennomsnittlig antall småruter pr. analysefelt av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) basert på 8 ruter fra kuttfeltet (K2), tre ruter fra det brente B8-feltet og rute 9 i B8 hvor 1990-analysen ble utført før vegetasjonen ble brent. 1989-analysene ble utført før vegetasjonen ble kuttet. - Mean number of subplots per site of *Vaccinium myrtillus* from the cut site K2 (8 plots), the burnt site B8 (3 plots) and plot 9 from B8 in 1990-94. The 1989-analysis was made before the cutting and the 1990 analysis of plot 9 from B8 was made before the plot was burnt.

Gjenveksten viste seg å bli dårlig; i 1994 var ikke individene blitt mer enn en 2-3 cm høye. De fleste småruteregistreringene er av få, små, spinkle individ. Totaldekningen pr. rute var neppe noe sted mer enn 1 %.

Figur 15 og **vedlegg 6a** viser utviklingen i K2-feltet der arten hadde overlevd kuttingen. Allerede første høst etter kutting fantes det småplanter i 7 av de 8 rutene, og året etter også i den åttende. Det gjennomsnittlige småruteantallet sank litt etter inngrepet for så å synke drastisk i 1992. Det var tydelig å se at mange småplanter hadde dødd under tørken tidligere på sommeren. De nyetableringene som skjedde de siste to årene var stort sett i ly av vierbuskene. Bortsett fra to ruter i K4, har de fleste andre småplantene som kom ett år forsvunnet igjen det neste.

Forholdene i brannfeltet var heller verre (**vedlegg 6c**), med mange mislykkede etableringsforsøk. **Figur 15** viser utviklingen i B8-feltet hvor blåbær var best representert (4 ruter). Rute 9 er illustrert særskilt siden denne først ble brent våren 1991. Som i kuttfeltet døde mange individ i 1992. Nye individ kom opp året etter under de gunstige, fuktige forholdene, men klarte ikke å overleve den tørre 1994-sommeren.

Smyle og sauesvingel

Som det framgår av **tabell 7**, var det graminidene som dominerte feltsjiktet. Det vil i praksis si de to grasene smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina* ssp. *ovina*) da de andre artene bare fantes i små mengder, særlig i kuttfeltet (**vedlegg 6a,c**).

Smyle regenererte raskt i både kutt- og brannfeltet. I nesten alle smårutene utviklet individene seg kraftig etter at vegetasjonen ble åpnet. Allerede sommeren 1991 var det stor smyleblomstring. **Figur 16-17** viser utviklingen i rutene uttrykt ved gjennomsnittlig antall småruter pr. analysefelt.

Sauesvingel regenererte senere, individene vokste ikke så fort som smyle og blomstret skikkelig først de to siste somrene. Det virket som kuttingen var særlig gunstig for arten. Ikke bare økte smårutefrekvensen, sauesvingel etablerte seg også i flere nye ruter. **Figur 16-17** viser utviklingen i de to feltene.

Urter

Som det framgår av **tabell 7** og **vedlegg 5** er den kuttete vegetasjonen mer urterik enn den brente både når det gjelder antall arter og deres mengde. Gullris (*Solidago virgaurea*) er mest vanlig. Den blomstret de fire siste somrene, særlig var det god blomstring i 1991 og 1994. Ellers finnes det spredte forekomster av andre arter, særlig hvitmaure (*Galium boreale*), blåklokke (*Campanula rotundifolia*) og fjelltistel (*Saussurea alpina*), mest i den litt rikere heien (S2b). Alle tre blomstret i 1994; da fantes flere større partier med disse urtene, til dels utenfor analyserutene.

Moser

Bunnsjiktet består for det meste av moser. Det ble gjort en del mekanisk skade på bunnsjiktet under kuttingen. Mineraljorda var likevel beskyttet mot utvasking av et lag med levende og død mose. På de brente flatene, derimot, var alt overjordisk brent opp, levende som dødt. Det svarte askelaget hadde ingen beskyttelse mot erosjon og utvasking. Dette gir to vidt forskjellige utgangspunkter for regenereringen. Oversikten over total

dekning (**tabell 8**) og artsantall (se **vedlegg 5**) gir et godt bilde av utviklingen. Mens bunnsjiktet i 1994 ikke dekket mer enn ca 5 % av rutene i brannfeltet (dekningegrad 1 tilsvarer en dekning < 1/16), var dekningen oppe i 4 (25-50 %) i kuttfeltet. Andelen av ubeskyttet mark dekket av sot og aske var fremdeles 50-75 % i brannfeltet, mens kuttfeltet hadde mye døde planterester der bunnen ikke var dekket av levende planter.

I begge feltene var bjørnemoser raske med å etablere seg, særlig storbjørnemose (*Polytrichum commune*). Den var også vanlig i rutene før inngrep (se **vedlegg 4**). Høsten 1994 hadde den kommet tilbake omtrent alle stedene der den fantes før kuttingen ble foretatt. Den hadde også etablert seg noen få nye steder i kuttfeltet. Dette til tross for at tørkeskade ble observert på en del tuer sommeren 1992. I brannfeltet var tuene av storbjørnemose mer spredd. Noen tuer var store, men i store områder manglet storbjørnemose helt. Der storbjørnemose finnes er den i 1994 gjennomsnittlig registrert i 6-7 småruter pr. rute. Mengden har ikke vært jevnt økende. I noen ruter var det mer storbjørnemose før 1994, men tørken i 1992 og 1994 virket reduserende.

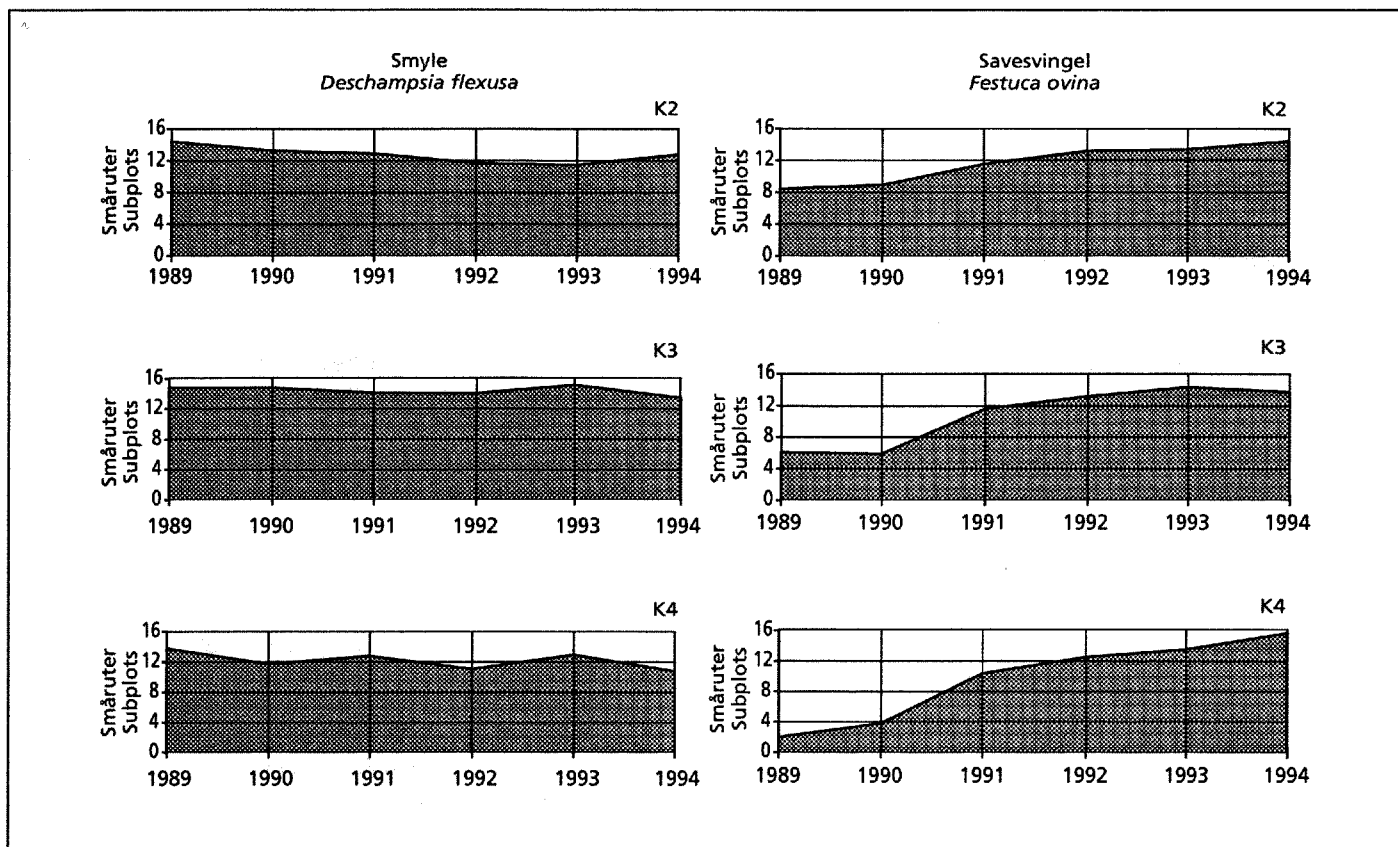
Det er også noe einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*) i feltene; utviklingen for den er omtrent som for storbjørnemose med den forskjell at einerbjørnemose fantes i mindre mengder.

Det var ventet at veimose (*Ceratodon purpureus*) raskt skulle kolonisere de brente flatene. Det skjedde ikke, først sommeren 1993 dukket de første småplantene opp. Allerede året etter var den derimot blitt mer vanlig.

6.3 Diskusjon

Som i tidligere forsøk har det, i begge forsøksfeltene, skjedd et skifte til en vegetasjon med mindre andel busker og økt andel smyle (*Deschampsia flexuosa*) (Råen 1989, Andersen et al. 1990, Solbraa 1993). Både dvergbjørk (*Betula nana*) og vier (*Salix* spp.) overlevde inngrepene og dannet nyskudd fra røttene mens einer (*Juniperus communis*) døde. At dvergbjørk regenererte best etter brenning stemmer godt overens med de tidligere undersøkelsene. Men i motsetning til forsøket i Vestre Gausdal (Solbraa 1993) var det vier som hadde best gjenvekst i de kuttete flatene. I Vestre Gausdal ble buskene kappet med ryddesag, områdene fikk ikke en jevn næringstilførsel fra nedbrytningen av det finkuttete materialet som på Hjerkin. Det at vier utviklet seg dårligst der buskene ble fjernet etter ryddingen (Solbraa 1993) og best der feltet ble gjødslet en gang tyder på at en jevn, øket næringstilgang kan være en av årsakene til den gode gjenveksten av vier på Hjerkin. En annen årsak kan være at vier var sterkere representert med kraftige busker i den opprinnelige vegetasjonen på Hjerkin enn i Vestre Gausdal.

En av målsetningene ved forsøket var å få en foryngelse av buskene, særlig vier, med ungsudd nær bakken slik at de blir tilgjengelige for rypene. I kuttfeltet er mange vierbusker blitt så store at de burde være ideelle for beiting. Unge, friske blader finnes like over bakken og er tilgjengelige for kyllingene, samtidig som buskene er så store at de kan brukes som skjul. Det var allikevel ingen tegn på buskene som tydet på at de var blitt beitet.



Figur 16 Gjennomsnittlig antall småruter pr. analysefelt (K2-4) av grasene smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina*) i kuttfeltet 1989-94. 1989-analysene ble utført før vegetasjonen ble kuttet. - Mean number of subplots per cut site (K2-4) of *Deschampsia flexuosa* and *Festuca ovina* in 1989-94. The 1989 analysis was made before the cutting.

Gjenveksten i feltsjiktet besto for det meste av flerårige arter som fantes på stedet fra før. De fleste er hemikryptofytter, dvs. planter som overvintrer med knopper i selve jordoverflaten (Ellenberg et al. 1992). I tillegg finnes det noen få geofytter som overvintrer med helt underjordiske knopper. Kuttingen kan ha ødelagt noen av overvintringsknoppene i jordoverflaten, men neppe alle. Den skånsomme brenningen har sannsynligvis ødelagt mer, men også her må noe antas å ha overlevd.

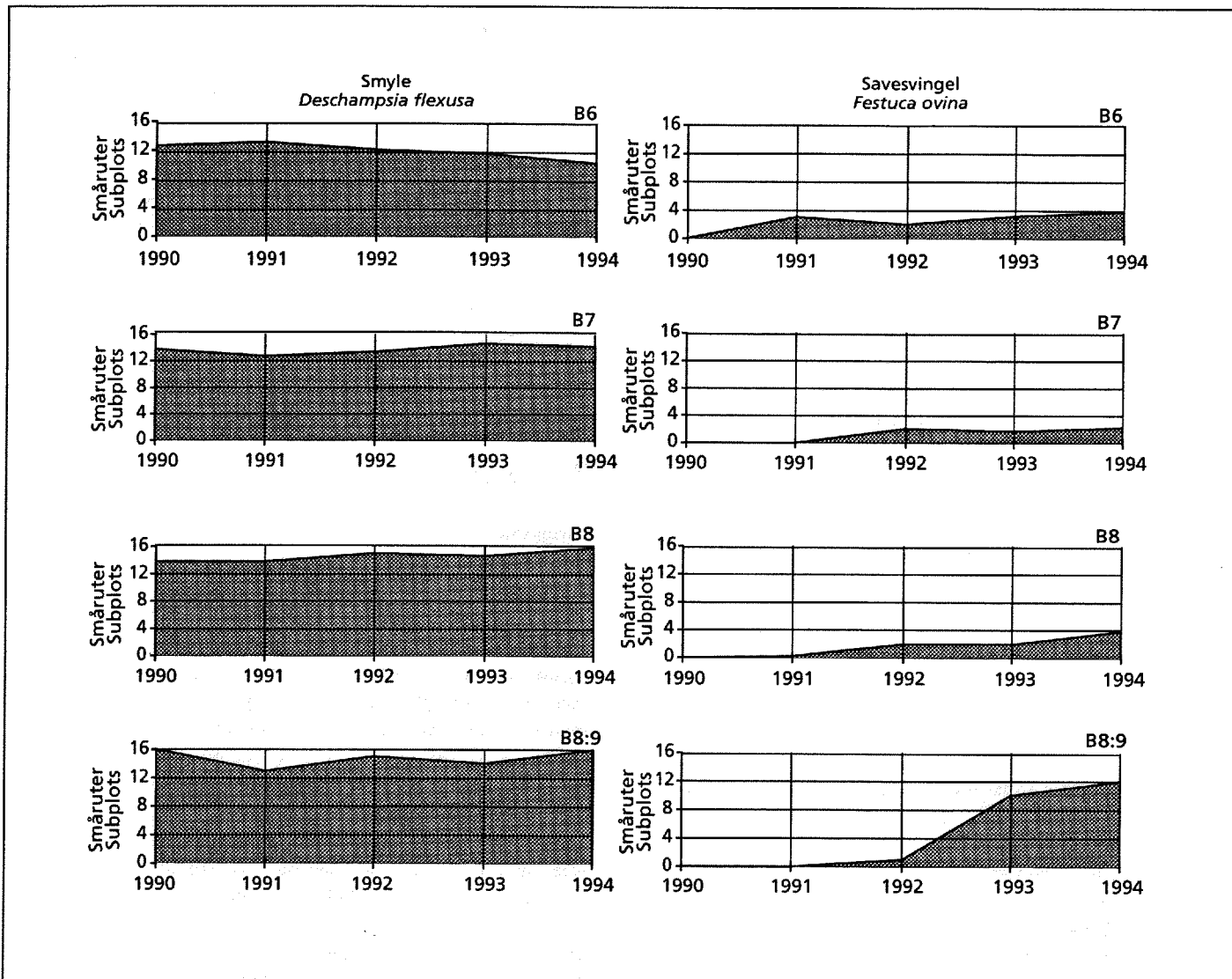
Få av de sentrale artene danner frøbank; blåklokke (*Campanula rotundifolia*) kan ha regenerert fra slike frø (Grime et al. 1988), men også blåklokke har nok vesentlig regenerert fra overlevende planter. Ellers er det mulig at etableringen av skogfiol (*Viola riviniana*) i K5 og teiebær (*Rubus saxatilis*) i B9 kan skyldes frø fra frøbank (Milberg 1994).

Hos de fleste artene som har regenerert på de manipulerte flatene, er frøene kortlevete og inngår sjelden eller aldri i frøbanken. De spirer som regel samme høst eller senest neste vår (Grime et al. 1988, Milberg 1994, Diemer & Prock 1993), men det er langt fra alle år at det dannes modne frø. Derfor er det ikke uventet at det er arter med vegetativ forering (klonedannende) som har regenerert best.

Smyle (*Deschampsia flexuosa*) regenererer effektivt både vegetativt og fra frø (Grime et al. 1988). Tuene ble store og tette på få år. Det var stor smyleblomstring i området alle år fra og med 1991, særlig i brannfeltet. Derfor er det rimelig å anta at den store smyleandelen skyldes en kombinasjon av vegetativ og seksuell forering. På Sletthallen (Råen 1989) ble det påvist noen få tilfeller med dårlig gjenvekst av smyle. Dette gjelder også noen få enkeltruter på Hjerkin. Felles for dem er at rutene ligger i områder hvor det var en sterkere brann eller som ble brent to år på rad. Arten er med andre ord en effektiv kolonisor på områder der det har vært en brann med lav intensitet, men ikke like effektiv etter branner med høye temperaturer (Grime et al. 1988).

Tabell 8. Gjennomsnittlig dekning av bunnsjiktet i de kuttete og brente analysefeltene med heivegetasjon. - Mean cover of the bottom layer in cut and burnt heath vegetation.

År - Year	1990	1991	1992	1993	1994
Kuttfelt - Cut area					
K2	2	2	1	3	4
K3	3	3	2	4	4
K4	2	2	3	4	3
K5	1	1	2	4	4
Brannfelt - Burnt area					
B1b	0	1	1	1	1
B6	1	1	1	1	1
B7	1	1	1	1	1
B8	1	2	1	1	1
B9	0	1	1	1	1



Figur 17 Gjennomsnittlig antall småruter pr. analysefelt (B6-8) av grasene smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina*) etter brenning i perioden 1990-94. 1990-analysen av rute 9 i B8 ble utført før vegetasjonen ble brent. - Mean numbers of subplots per burnt site (B6-8) of *Deschampsia flexuosa* and *Festuca ovina* in 1990-94. The 1990 analysis of plot 9 from B8 was made before the plot was burnt.

Sauesvingel (*Festuca ovina*) er sensitiv for brenning (Grime et al. 1988). Dette forklarer at det var så lite sauesvingel i de brente flatene de første årene. Etableringen her må vesentlig ha skjedd fra frø. Disse er kortlevete (Grime et al. 1988), så etableringen etter brann vil være avhengig av frøsetning og spredning fra de omkringliggende områdene. Når sauesvingel først er etablert, vil den spres videre, i første rekke vegetativt i det den danner tette tuer. Etter hvert som disse blir fertile, vil tilgangen på nye frø øke, og dermed også andelen av nyetableringer. På Sletthallen (Råen 1989) etablerte arten seg raskere enn på Hjerkin. Frøtilgangen kan med andre ord ha vært bedre der.

Sauesvingel overlevde kuttingen, og tuene vokste raskt. Som smylen blomstret arten hvert år fra og med 1991. Etableringer skjedde både i ruter der arten manglet før og innen den enkelte rute (se kapittel 6.2.4), så frøformering må ha spilt en stor rolle også for sauesvingel. I noen småruter ble mindre smyleindivid konkurrert ut av store, kraftige tuer med sauesvingel. Dette er den vesentlige årsaken til den svake tilbakegangen for smyle i to av analysefeltene i 1994 (figur 16).

Gullris (*Solidago virgaurea*) og geitrams (*Epilobium angustifolium*) har vindspredning og stor frøproduksjon. Gullris var vanlig i basisvegetasjonen og blomstret rikelig allerede sommeren 1991. At arten er blitt så vanlig som den er antas å skyldes en kombinasjon av overlevelse og nyetablering fra frø, etter som arten ikke spres vegetativt (Grime et al. 1988). Geitrams finnes i området, men neppe inne i den tette buskvegetasjonen som ble brent. Den antas å ha etablert seg fra vindspredde frø, og senere også vegetativt fra de etablerte individene (Grime et al. 1988).

En av hensiktene med prosjektet var å undersøke om det å åpne vegetasjonen ville gi bedre forhold for blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og dermed både flere og kraftigere planter. Resultatene så langt tyder på at dette ikke er tilfelle. Blåbær har heller gått mer tilbake på Hjerkin enn i de andre forsøkene (Råen 1989, Andersen et al. 1990, Solbraa 1993). Blåbærdominerte vegetasjonstyper i fjellet finnes i områder med god snøbeskyttelse vinterstid og som har forholdsvis sein vekststart. I undersøkelsesområdet finnes omtrent ikke slik vegetasjon (se kapittel 5.2.2).

Blåbær forekommer bare som småplanter beskyttet av den tette buskvegetasjonen. Når denne åpnes, forværes vekstforholdene; blåbær blir mer utsatt for frost og tørke. Derfor er det ikke urimelig at 1992-sommeren fikk en reduserende effekt. Blåbær danner frøbank (Grime et al. 1988), og de gjentatte mislykkede etableringsforsøkene antas derfor å skyldes spiring fra frø.

Bjørnemoser (*Polytrichum* spp.), særlig storbjørnemoser (*Polytrichum commune*), regenererte raskest av artene i bunn-sjiktet, særlig i brannfeltet, og dannet stedvis store matter (se kapittel 6.2.4). Dette henger sammen med at bjørnemosene er hemikryptofytter i motsetning til de fleste andre mosene (Ellenberg et al. 1992). Underjordiske deler kan overleve, og mosen kan regenerere med nye sidegrener fra disse (Pedersen 1974). Storbjørnemoser var den vanligste arten i basisvegetasjonen (se **vedlegg 4**) og dermed også vanligst etter manipulering.

Selv om det er påvist at utviklingen har variert fra år til år, viser ordinasjonene (se kapittel 6.2.3) at hovedretningen er stort sett den samme i femårsperioden for områder med omtrent samme utgangspunkt. Dette virker rimelig da den opprinnelige vegetasjonen på et sted avspeiler de økologiske forholdene. En forklaring kan være at værforholdene setter rammen for utviklingen, og at særlig fuktighetsforholdene er en begrensende faktor. Betydningen av fuktighetsforholdene for vegetasjonen i undersøkelsesområdet blir eksemplifisert av følgende forhold:

- Det rike B9-feltet ligger nedenfor et lite, rikt og fuktig drag. Dette har ikke tørket like lett ut som andre felt uten tilsig ovenfra, noe som kan ha bidratt til den gunstige utviklingen.
- Det området forsvart kuttet i 1962 krysser en flate med rabbovegetasjon dominert av dvergbjørk (*Betula nana*) og reinlav (*Cladonia* spp.). Jordsmonnet er meget tynt og ligger over morenemateriale. Her ble det observert store tørke-/frostskader i 1992 også der det ikke var kuttet. Da området ble oppsøkt igjen i 1994, viste det seg at dvergbjørka regenererte fra grunnen av som i kuttfeltene. Tette tuer av blomstrende smyle (*Deschampsia flexuosa*) omga og til dels dekket dvergbjørka. Smyle fantes bare rundt buskene der marka ikke var dekket av lav.
- Mengden av juvenile individ var størst i fuktige somrer, mens dødeligheten var størst når sommeren var tørr.

Temperaturforholdene har størst betydning etter at et individ er etablert. Med et velutviklet rotsystem tørker det ikke så lett ut. Dermed kan en varm sommer utnyttes både til vekst, blomstring og til å danne frø. Planter i sterk vegetativ vekst tåler som oftest lite kulde (Wielgolaski 1978), nattefrosten etter den lange, tørre varmeperioden i 1992 kan ha vært medvirkende til de store skadene som ble observert dette året.

7 Effekter av brenning og kutting på invertebratfaunaen

Oddvar Hanssen, Arne Bretten og Kaare Aagaard

Denne undersøkelsen hadde som formål å finne ut hvordan vegetasjonsmanipulering, her brenning og kutting, påvirker invertebratfaunaen. Da vi av ressursmessige årsaker ikke kunne involvere alle invertebrater i undersøkelsen, blir den her konsentrert om biller og edderkopper. Disse behandles på artsnivå. I tillegg blir tovinger behandlet på biomassenivå p.g.a. deres relativt store betydning som føde for rypekyllinger (Spidsø 1980, Erikstad & Spidsø 1982).

7.1 Metoder

Fangstmetoder

Det ble benyttet to typer feller til innsamling i forsøksfeltene; fallfeller og vindusfeller.

Fallfellene var plastkopper med indre diameter på 6,4 cm og dybde på 9,4 cm. Fallfellene ble trekvart fylt med etylenglycol som konserveringsmiddel. De ble satt ut tidlig i juni og tømt med en til fire ukers mellomrom, vekslende etter år og sesong. Fallfellene ble satt ut parvis med to meters avstand og med tolv par (24 feller) i hvert av de tre feltene (**figur 18**). Fellene ble satt i en ca 150 m lang linje i hvert felt med 10 -15 meters avstand mellom hvert fellepar. Fallfeller fanger for det meste bakkelevende arter, i stor grad biller og edderkopper. Fangsten vil bli et produkt av artenes tetthet og aktivitet.

Vindusfeller består av to gjennomsiktige plexiglass- eller lexanplater (21 cm brede og 40 cm høye) montert i kryss og satt ned i en plasttrakt med 22 cm diameter (**figur 19**). En oppsamlingsflaske er festet til trakttuten, denne flasken er halv-fylt med etylenglycol. Fellene fanger flyvende insekter som kolliderer med de gjennomsiktige platene. Metoden er kjent for å være best egnet for biller, da disse i større grad enn andre insekter lar seg falle etter sammenstøt med vindusplatene. Resultatet blir et produkt av svermeaktiviteten til de artene som forekommer i området og fangbarheten av disse. Det ble brukt 12 vindusfeller i hvert av de tre feltene (**figur 18**). Vindusfellene ble satt midt mellom de parvis utsatte fallfellene og i samme linje som disse, med 10 -15 meters avstand. Vindusplatene befant seg 1 - 1,5 m over bakken, det vil si like over busksjiktet.

I de tre første årene (1989 -1991) ble alle fellene som regel tømt med en til to ukers mellomrom. Vindusfellene var ikke i bruk i 1992. Tømmeintervallene for fallfellene i 1992 -1994 og vindusfellene i 1993 og 1994 var omtrent en måned og fangstsesongen noe redusert i forhold til de tre første årene.

Fordi det viste seg vanskelig å foreta brenning av de fuktigste utformingene av dvergbjørkheia (se kapittel 3), ble brenningen foretatt ca 30 m fra det området som var planlagt. Felleserien som var satt opp i 1989 måtte i 1990 derfor flyttes slik at den kom innenfor det brente området. Materialet fra dette feltet fra 1989 er følgelig fra et annet område enn fra de etterfølgende

årene. Deler av vegetasjonen i brannfeltet ble også brent våren 1991 (**figur 18**). I kuttfeltet og kontrollfeltet var felleplasseringen den samme under hele forsøksperioden (1989-1994).

Statistiske metoder

Innsamlingsdata for et utvalg av artene ble analysert ved hjelp av Wilcoxon ikke-parametriske test for sammelingning av to uavhengige prøveserier og Kruskal-Wallis test for analyse av flere uavhengige prøveserier. Til disse analysene ble det brukt et program som arbeider i Excel regneark med handelsnavnet "Astute" fra Leeds universitet.

Til ordinasjonsanalysene ble det benyttet Detrended Correspondance Analysis (DCA) i programvare fra Uppsala universitet.

7.2 Resultater

Biller og edderkopper fra fallfellene er vist i **tabell 9** og **10**, mens **tabell 11** og **12** gir en oversikt over vindusfelle materialet, henholdsvis etter orden og etter billearter. Mange av artene forekommer i så lave antall at de vanskelig lar seg behandle enkeltvis i relasjon til behandlingen. Noen av disse artene har imidlertid så kjent levevis at de lar seg relatere til vegetasjonstype og suksesjonstrinn. Utvikling i forekomst hos de vanligste artene blir beskrevet under. Ordinasjonsanalysene behandler derimot alle arter og gir et mer helhetlig bilde av hvordan invertebratsamfunnet responderer på brenning og kutting av vegetasjonen, se **figur 22-26**.

7.2.1 Biller fra fallfellene

Det ble i alt påvist 81 arter biller i fallfellene. Alle artene er listet i taksonomisk rekkefølge i **tabell 9**. Statistiske analyser av de vanligste artene er utført og gjengitt i **figurene 20 a-l**. Kommentarer til et utvalg av artene gruppert etter levested følger her.

Arter som i hovedsak lever av byttedyr:

- Den mest tallrike billearten i materialet var kortvingen *Liogluta alpestris* (**figur 20 a**). Arten viser en nedgang i brannfeltet fra 1989 til 1990 ($p < 0,05$). Også fra 1990 til 1991 er det markerte endringer hos denne arten ved at antallet i kuttfeltet gikk ned ($p < 0,05$).
- Løpebillen *Patrobis assimilis* (**figur 20 c**), den tredje hyppigste billearten i fallfelle materialet, viste omtrent den samme utviklingen i antall i alle tre felter fra 1989 til 1991, dvs en nedgang etterfulgt av en stabilisering. Antallene fra kontrollfeltet lå imidlertid 3-5 ganger høyere enn tallene fra kuttfeltet og brannfeltet.
- Løpebillen *Notiophilus germyni* (**tabell 9**) særpreger materialet ved at den bare ble funnet i kontrollfeltet og økte i antall fra 1990 til 1991.
- Kortvingen *Quedius fellmani* (**figur 20 e**) viste en sterk økning i antall i kuttfeltet og kontrollfeltet fra 1989 til 1990 ($p < 0,05$). I 1991 gikk imidlertid antallet ned igjen i de samme feltene, mens antallet i brannfeltet var stabilt gjennom alle tre år. Fravær av økning fra 1989 til 1990 i brannfeltet indikerer at arten i realiteten hadde en nedgang etter brenningen.
- Kortvingen *Boreaphilus henningianus* (**figur 20 f**) økte i antall i

alle tre feltene fra 1989 til 1990 ($p < 0,05$). Fra 1990 til 1991 avtok arten i antall i kutt- og kontrollfeltet, mens den forble på 1990-nivå i brannfeltet.

- Jordløperen (løpebille) *Carabus glabratus* (**figur 20 k**) avtok i de behandlede feltene første år, men økte igjen i det andre året etter behandling, særlig i brannfeltet. Arten forekom ellers i lave antall i kontrollfeltet.
- Løpebillen *Cyminidis vaporariorum* (**tabell 9**) økte i de behandlede feltene og forekom i lave antall i kontrollfeltet. Både denne og forrige art favoriseres av at skyggende vegetasjon fjernes.
- Løpebillene *Miscodera arctica*, *Amara alpina* og *A. nigricornis* (**tabell 9**) er alle typiske for åpen mark med lite vegetasjon. De to førstnevnte var tilstede i noen få individer i brannfeltet etter behandling, mens sistnevnte var representert med kun ett eksemplar i kuttfeltet etter behandling.

Arter som både er carnivore (rovdyr) og fytofage (planteetere):

- Løpebillen *Amara brunnea* (**figur 20 g**) økte i alle feltene fra 1989 til 1990 ($p < 0,05$), men hadde fra 1990 til 1991 omtrent samme antall i kuttfeltet, et noe lavere antall i brannfeltet og en klar nedgang i kontrollfeltet.

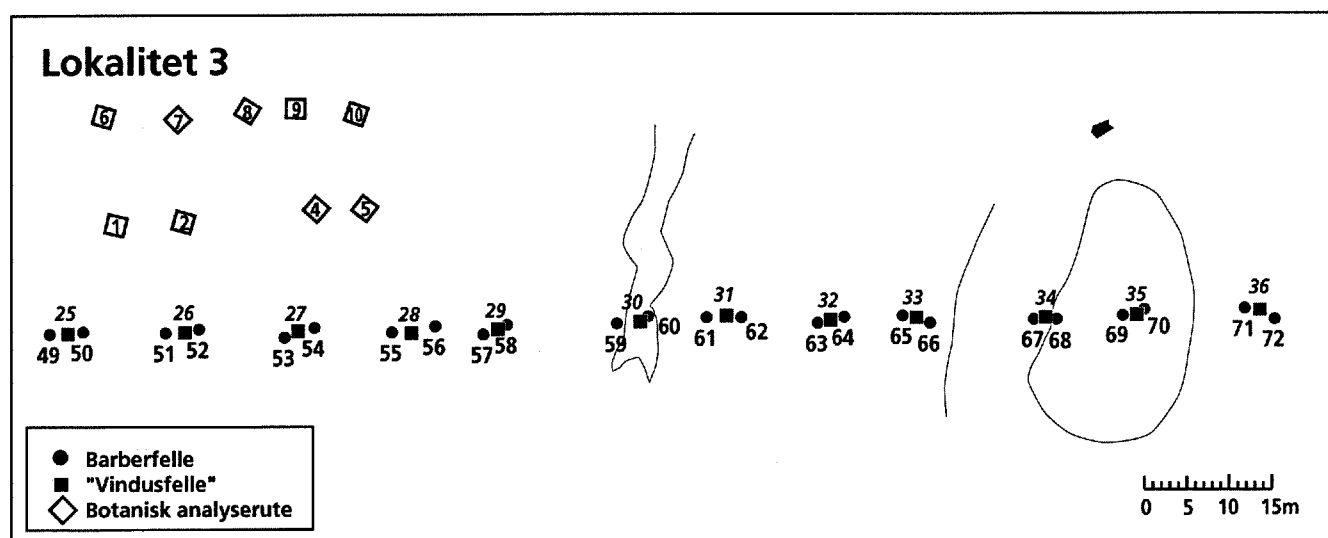
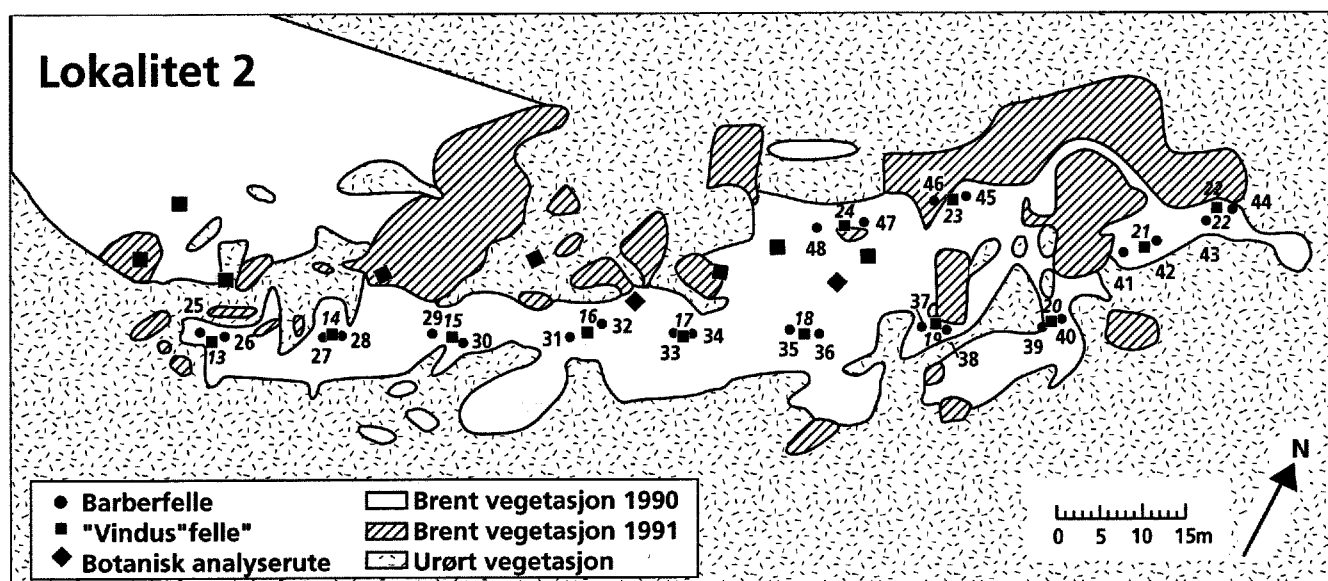
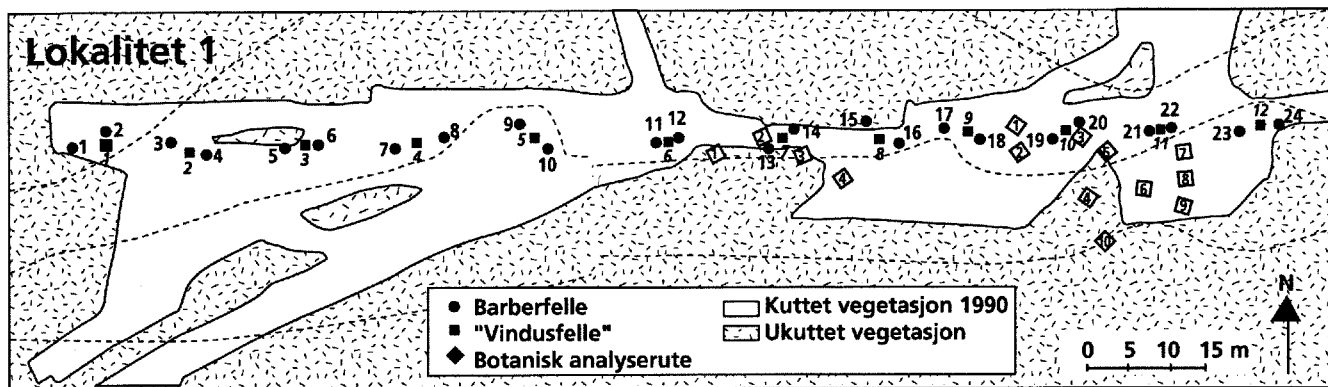
Arter som lever både av byttedyr og av detritus:

- Kortvingen *Eucnecosum tenue* (**figur 20 b**), den nest tallrikste billearten i fallfelle materialet, avtok i alle tre feltene fra 1989 til 1990 ($p < 0,05$), men hadde fra 1990 til 1991 en klar nedgang kun i kontrollfeltet.
- Kortvingen *Eucnecosum brachypterum* (**figur 20 i**) viste en jevn økning i antall i kuttfeltet etter behandling, mens den i de andre to feltene viste en svak nedgang etterfulgt av en svak oppgang.
- Kortvingen *Acidota quadrata* (**tabell 9**) hadde svært små antall i alle feltene i 1989, men økte i antall i kuttfeltet både i 1990 og 1991 ($p < 0,05$).
- Kortvingen *Mycetoporus nigrans* (**figur 20 d**) var den fjerde tallrikste billearten i fallfelle materialet. Den viste en jevn oppgang i brannfeltet og en oppgang etterfulgt med en svak nedgang i kuttfeltet, men avtok derimot jevnt i kontrollfeltet.
- Kortvingen *Mycetoporus monticola* (**figur 20 h**) og *M. erichsonianus* (**tabell 9**) hadde en økning i kutt- og brannfeltet fra 1989 til 1990. *M. monticola* hadde en kraftig nedgang i kuttfeltet fra 1990 til 1991, mens *M. erichsonianus* hadde en nedgang både i kuttfeltet og brannfeltet.
- Kortvingen *Tachinus elongatus* (**figur 20 l**), som i 1989 bare ble funnet i ett eksemplar i kuttfeltet, opptrådte i større antall både i kuttfeltet og brannfeltet i 1990 og økte ytterligere i antall i brannfeltet i 1991. Arten hadde en svært lav opptreden i kontrollfeltet i de samme årene.
- Kortvingen *Oxypoda annularis* (**figur 20 j**) viste en svak nedgang i kontrollfeltet, men økte i de to behandlede feltene fra 1989 til 1990. Fra 1990 til 1991 hadde artene en tilsvarende nedgang i de behandlede feltene.

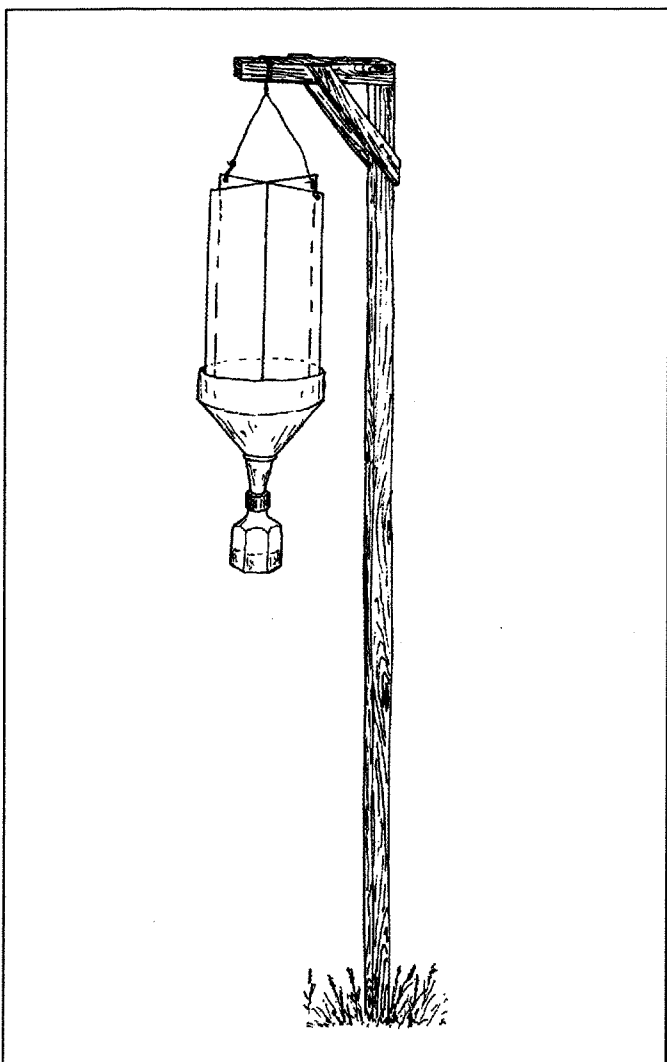
7.2.2 Edderkopper fra fallfellene

Edderkoppmaterialet besto av 50 arter (**tabell 10**). Statistiske tester er utført på de mest tallrike artene, jf. **figur 21 a-f**.

- *Pardosa hyperborea* (**figur 21 a**) var den dominerende arten i alle felt og alle år med mer enn 50% av alle individene i edderkoppmaterialet. Antall *P. hyperborea* varierte mer fra år til år



Figur 18 Plassering av fallfeller (barberfeller), flygefeller (vindusfeller) og botaniske analyseruter i forhold til manipulert og intakt vegetasjon i kuttfeltet (lok 1), brannfeltet (lok 2) og kontrollfeltet (lok 3). - Position of pitfall traps (Barber traps), window traps and botanical sample plots in relation to manipulated and intact vegetation in the cut (I), burnt (II) and control areas (III).



Figur 19 Vindusfelle opphengt i trestativ omtrent 1,5 m over bakken.- Window trap hung about 1.5 m above the ground.

enn mellom feltene innen samme år. I alle tre år var antallet lavest i brannfeltet.

- *Gnaphosa leporina* (**figur 21 b**) opptrådte i meget like antall i alle tre felt i 1989. I 1990 avtok antallet i kontrollfeltet, men i 1991 var antallet i alle felt igjen nokså likt. Arten var en av de tre vanligste artene i edderkoppmaterialet.

- *Oedothorax retusus* (**figur 21 c**) opptrådte også i stort antall. Arten var den nest mest tallrike etter *P. hyperborea* i 1989. Antallet gikk ned i 1990 og 1991 i alle felt sammenlignet med 1989, nedgangen var mest markert i brannfeltet.

- *Walckenaeria clavicornis* (**figur 21 d**) opptrådte i middels stort antall. I 1989 var antallet relativt likt i alle feltene. I 1990 økte antallet i kuttfeltet og i 1991 i brannfeltet ($p < 0,05$).

- *Pelecopsis mengei* (**figur 21 e**) var middels tallrik. I 1989 var antallet i de feltene som skulle kuttes og brennes nesten dobbelt så høyt som antallet i det feltet som skulle brukes som kontrollfelt. I 1990 var antallet i brannfeltet falt til samme nivå som kontrollfeltet og i 1991 var alle feltene like.

- *Gnaphosa lapponum* (**figur 21 f**) var middels tallrik. Antallet var noenlunde stabilt mellom feltene og årene i 1989 og 1990, men falt noe i de behandlede feltene i 1991.

7.2.3 Samfunnsanalyser

Bille- og edderkopp-materialet fra fallfellene ble langt inn i en matrise med kolonner for alle feller i årene 1989-1991. Resultatene av DCA-analysen er vist i **figurene 22-26**. Det er her vist en presentasjonsmetode hvor ordinasjonsaksene holdes like fra diagram til diagram mens ulike felt eller årganger fremheves eller fjernes helt ved ulik symbolbruk. Felt som ønskes markert som "bakgrunn" er gjerne slått sammen under samme symbol (stjerne).

Figur 22 viser resultatet av DCA-ordinasjonen av materialet fra referansefeltene dvs kontrollfeltet i 1989-1991 og kutt- og brannfeltet i 1989. Fellene fra kontrollfeltet i tidsperioden 1989-1991 ligger langs akse 1. Det er et skille i materialet fra kontrollfeltet, felle materialet fra 1989 og 1990 ligger relativt samlet i venstre del av plottet mens 1991 materialet er forskjøvet ut til høyre i plottet. Fellene fra brannfeltet og kuttfeltet i 1989 ligger i øvre del av plottet. Det er en tendens til at felle materialet fra brannfeltet er klarere separert fra resten av materialet enn feller fra kuttfeltet. Akse 1 må tolkes som en klimagradiant, da været i feltsesongen 1991 var klart dårligere enn i de to foregående sesongene. Akse 2 må ut fra plottet tolkes som en vegetasjonsgradient fra de fattigste og mest rabbepregede delene av kutt- og brannfeltet i øvre del av plottet, ned mot fattig heivegetasjon i kutt- og brannfeltet i midtre del av plottet og over i rik heivegetasjon i kontrollfeltet i nedre del av plottet.

Figur 23 viser resultatet av DCA-ordinasjonen av materialet fra kuttfeltet og brannfeltet i 1990 mot referansefeltene. Fellene fra kuttfeltet og brannfeltet ligger langs akse 2 i øvre halvdel av plottet. Fellene fra brannfeltet er klarere separert fra referansefeltene enn fellene fra kuttfeltet. Fellene fra referansefeltene ligger langs akse 1 i nedre del av plottet. Akse 1 må også i dette plottet tolkes som en klimagradiant. Akse 2 må ut fra plottet tolkes som en vegetasjonsgradient med feller i brente og kuttede arealer i øvre del og feller fra referansefeltene i nedre del av plottet.

Figur 24 viser resultatet av DCA-ordinasjonen av materialet fra kuttfeltet og brannfeltet i 1991 mot referansefeltene. Fellene fra brannfeltet ligger fortsatt i øvre del av plottet mens fellene fra kuttfeltet ligger lenger ned og til høyre i plottet. Dette gjør at akse 1 også i denne analysen må tolkes som en klimagradiant ved at kutt- og kontrollfeltet har mer lik respons på været sommeren 1991 enn brannfeltet. Dette skyldes sannsynligvis en raskere revegetering i kuttfeltet enn i brannfeltet. Akse 2 må i dette plottet tolkes som en vegetasjonsgradient fra de brannflatene i brannfeltet ned til den urørte vegetasjonen i kontrollfeltet.

Figur 25 viser resultatet av DCA-ordinasjonen av materialet fra brannfeltet i 1990 og 1991 mot referansefeltene. Materialet fra brannfeltet i 1990 ligger til venstre i øverste del av plottet, mens materialet fra 1991 ligger nede og til høyre for 1990-materialet.

Figur 26 viser resultatet av DCA-ordinasjonen av materialet fra kuttfeltet i 1990 og 1991 mot referansefeltene. Plasseringen i plottet og tendensen/retingen er den samme som i **figur 25** men separasjonen av kuttfeltet fra referansefeltene er mindre klar enn i foregående plott.

Tabell 9. Arter og antall av biller (Coleoptera) fra fallfeller i de tre feltene i perioden juni-september 1989, 1990 og 1991.- Species and numbers of beetles (Coleoptera) from pitfall traps in the three areas in June-September 1989, 1990 and 1991.

Familie - Family	Felt I - Area I			Felt II - Area II			Felt III - Area III			SUM			
	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	TOTAL
Art - Species													
CARABIDAE - løpebiller													
Carabus glabratus	22	8	14	34	14	41	5	0	2	61	22	57	140
Cychrus caraboides	6	2	5	0	0	0	2	0	2	8	2	7	17
Notiophilus bipunctatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
Notiophilus aquaticus	4	17	33	1	2	10	9	11	28	14	30	71	115
Notiophilus germinyi	0	0	0	0	0	0	16	15	62	16	15	62	93
Miscodera arctica	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6	6
Patrobus assimilis	77	58	60	87	34	42	216	125	115	380	217	217	814
Agonum ericeti	0	0	0	1	0	0	1	1	6	2	1	6	9
Amara alpina	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	1	4	5
Amara brunnea	6	59	52	15	104	69	3	89	17	24	252	138	414
Amara nigricornis	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Cymindis vaporariorum	1	7	9	3	8	22	0	0	0	4	15	31	50
HYDROPHILIDAE - vannkjær													
Helophorus glacialis	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2
LEIODIDAE													
Sogda suturalis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Agathidium arcticum	1	1	0	1	0	5	0	0	0	2	1	5	8
SILPHIDAE - åtselbiller													
Thanatophilus lapponicus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2
CHOLEVIDAE													
Catops alpinus	15	0	0	11	0	3	1	1	1	27	1	4	32
Catops coracinus	2	0	0	3	0	1	5	6	4	10	6	5	21
Catops morio	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Catops tristis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
STAPHYLINIDAE - kortvinger													
Quedius fellmanni	23	122	61	12	14	12	47	109	52	82	245	125	452
Othius angustus	0	0	0	0	0	0	7	3	1	7	3	1	11
Omalius brevicolle	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Omalius caesum	1	1	0	2	2	0	1	1	0	4	4	0	8
Deliphrum tectum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Olophrum rotundicolle	0	0	0	1	1	1	16	5	3	17	6	3	26
Eucnecosum brachypterum	33	53	85	29	13	23	28	15	28	90	81	136	307
Eucnecosum tenue	180	104	94	355	108	84	336	172	53	871	384	231	1486
Acidota crenata	7	4	8	7	4	9	2	3	5	16	11	22	49
Acidota quadrata	2	12	34	1	0	0	4	0	0	7	12	34	53
Anthophagus alpinus	28	14	20	17	18	13	9	8	7	54	40	40	134
Anthophagus omalinus	4	0	0	3	1	2	2	1	3	9	2	5	16
Boreaphilus henningsianus	22	95	48	14	34	38	38	112	33	74	241	119	434
Mycetoporus mulsanti	1	3	0	3	4	1	5	0	1	9	7	2	18
Mycetoporus monticola	14	125	43	19	75	61	15	22	15	48	222	119	389
Mycetoporus erichsonianus	8	51	29	6	20	8	1	2	0	15	73	37	125
Mycetoporus inaris	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Mycetoporus clavicornis	0	2	1	1	1	2	0	2	0	1	5	3	9
Mycetoporus nigrans	47	84	74	62	73	100	34	13	9	143	170	183	496
Mycetoporus splendidus	18	18	12	4	6	4	13	2	2	35	26	18	79
Bryoporus rugipennis	6	13	13	1	1	3	1	0	1	8	14	17	39
Bryoporus punctipennis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
Tachinus pallipes	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Tachinus elongatus	1	34	11	0	18	64	0	2	3	1	54	78	133
Aleochara moerens	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Oxypoda procerula	0	6	7	2	0	1	21	12	8	23	18	16	57
Oxypoda spectabilis	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
Oxypoda umbrata	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2
Oxypoda annularis	11	78	10	21	110	38	15	8	3	47	196	51	294
Cephalocousya nivicola	2	18	13	0	8	10	0	0	0	2	26	23	51
Parocysa rubicunda	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Liogluta letzneri	2	0	1	2	0	0	38	22	18	42	22	19	83
Liogluta alpestris	180	220	20	259	58	71	462	335	168	901	613	259	1773

Atheta (Philhygra) arctica	4	15	21	5	3	3	11	2	8	20	20	32	72
Atheta (Microdota) subtilis	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	2
Atheta (Boreophila) munsteri	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Atheta (Boreophila) picipennis	0	0	0	1	1	0	2	0	0	3	1	0	4
Atheta (s.str.) atramentaria	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
Atheta (s.str.) laevicauda	3	13	10	1	1	1	4	0	0	8	14	11	33
Atheta (s.str.) graminicola	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
Atheta (s.str.) diversa	2	1	0	0	0	0	0	0	3	2	1	3	6
Atheta (Anopleta) depressicollis	2	4	0	0	0	0	1	0	0	3	4	0	7
Stenus carbonarius	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1
Stenus ludyi	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	2
Stenus geniculatus	0	0	0	0	0	0	1	1	4	1	1	4	6
CANTHARIDAE - bløtvinger													
Rhagonycha limbata	1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0	3
Rhagonycha elongata	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
Absidia schoenherrii	2	6	2	0	2	1	1	0	2	3	8	5	16
BYRRHIDAE - pillebiller													
Simplocaria semistriata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Byrrhus arietinus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Byrrhus fasciatus	1	3	4	4	3	11	0	0	1	5	6	16	27
Byrrhus pilula	2	0	0	5	2	3	8	7	4	15	9	7	31
CRYPTOPHAGIDAE - muggbiller													
Cryptophagus setulosus	4	0	0	4	0	1	2	0	0	10	0	1	11
COCCINELLIDAE - mariehøner													
Nephus bisignatus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Coccinella trifasciata	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	2	3
LATHRIDIIDAE - muggbiller													
Corticaria serrata	1	2	0	2	2	1	0	0	0	3	4	1	8
CHRYSOMELIDAE - bladbiller													
Gonioctena pallida	0	0	0	0	0	0	3	2	2	3	2	2	7
Longitarsus holsaticus	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	2	0	3
CURCULIONIDAE - snutebiller													
Otiorhynchus nodosus	6	11	11	11	16	15	6	4	0	23	31	26	80
Hylobius abietis	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
SCOLYTIDAE - barkbiller													
Hylastes brunneus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
TOTAL	757	1268	810	1012	767	790	1400	1117	678	3169	3152	2277	8598

Akse 1 i figur 25 og 26 må også i disse plottene tolkes som en klimagradiant, forskjellen mellom kuttfeltet og brannfeltet ligger langs akse 2 ved at responsen på brenning er sterkere enn responsen på kutting ved at akse 2 er lenger i analysen av materialet fra brannfeltet.

7.2.4 Insekter fra vindusfellene

Vindusfellene fanget nesten 38 tusen insekter på de tre feltene i løpet av fem år (1989-1991, 1993, 1994). Mer enn 33 tusen av disse insektene var tovinger. Av andre insektordener ble det samlet til sammen rundt tusen individer hver av ordenene tege, biller og årevinger. Videre ble det fanget et mindre antall insekter av de øvrige ordnene (tabell 11). Billene fra vindusfellene er bestemt til art og resultatene er gitt i tabell 12. Kun tre arter opptrådte i større antall, leioididen *Agathidium arcticum*, samt kortvingene *Anthophagus alpinus* og *A. omainus*.

Et utvalg av tovingematerialet ble veid. Dette gjelder prøver fra samme tidsperiode som rypekyllinger utnytter insekter som føde, dvs tiden frem til 20 juli. Resultatene er gitt i tabell 13. Det ble funnet større biomasse av tovinger i vindusfellene fra kuttfeltet før kutting (1989) og fra brannfeltet etter behandling (1990 og 1991) enn fra de andre feltene.

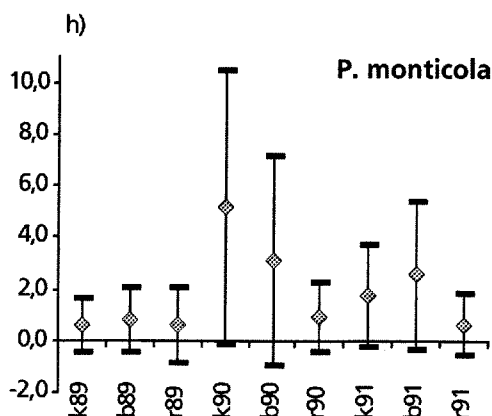
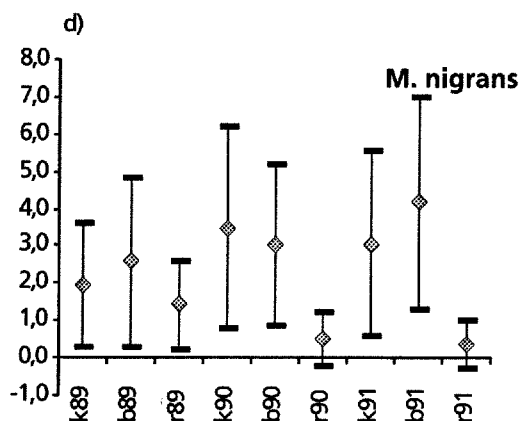
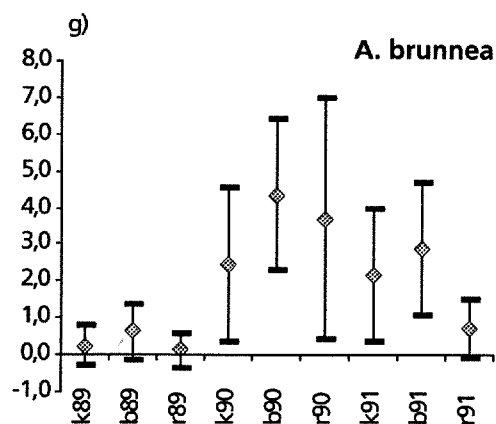
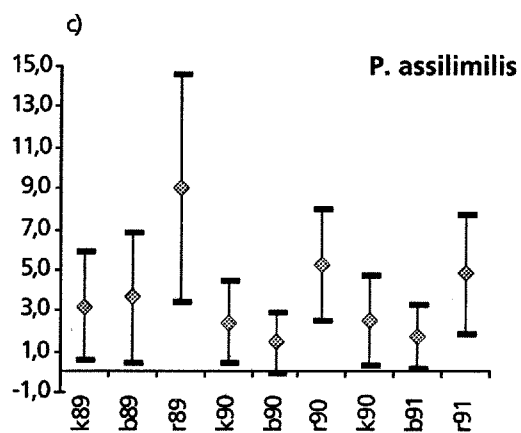
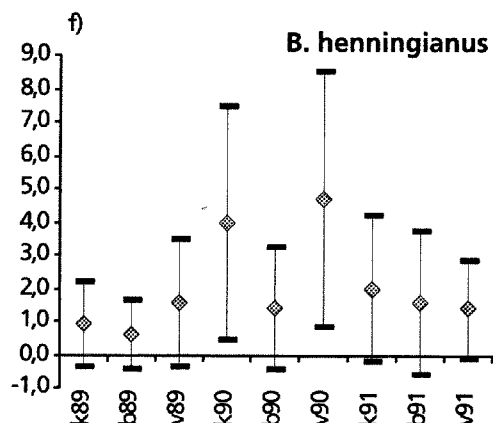
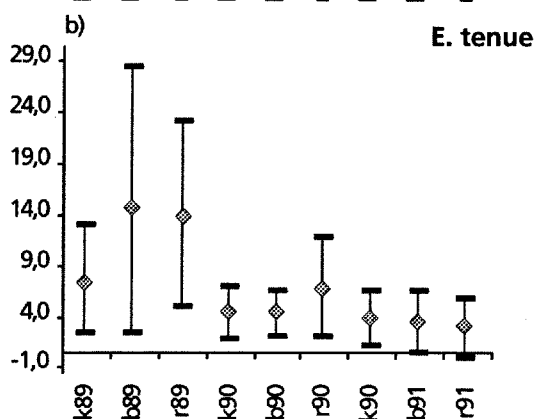
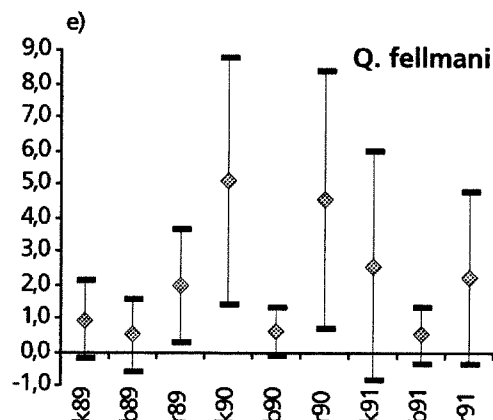
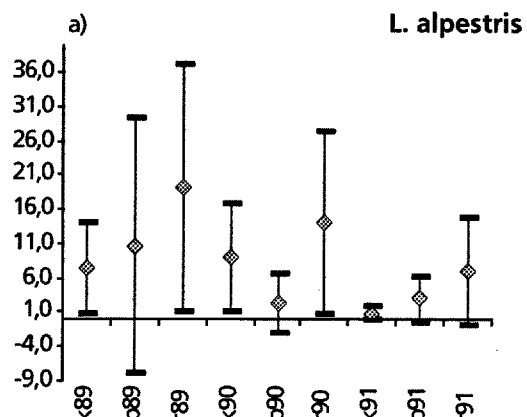
7.3 Diskusjon og konklusjon på invertebratforsøkene

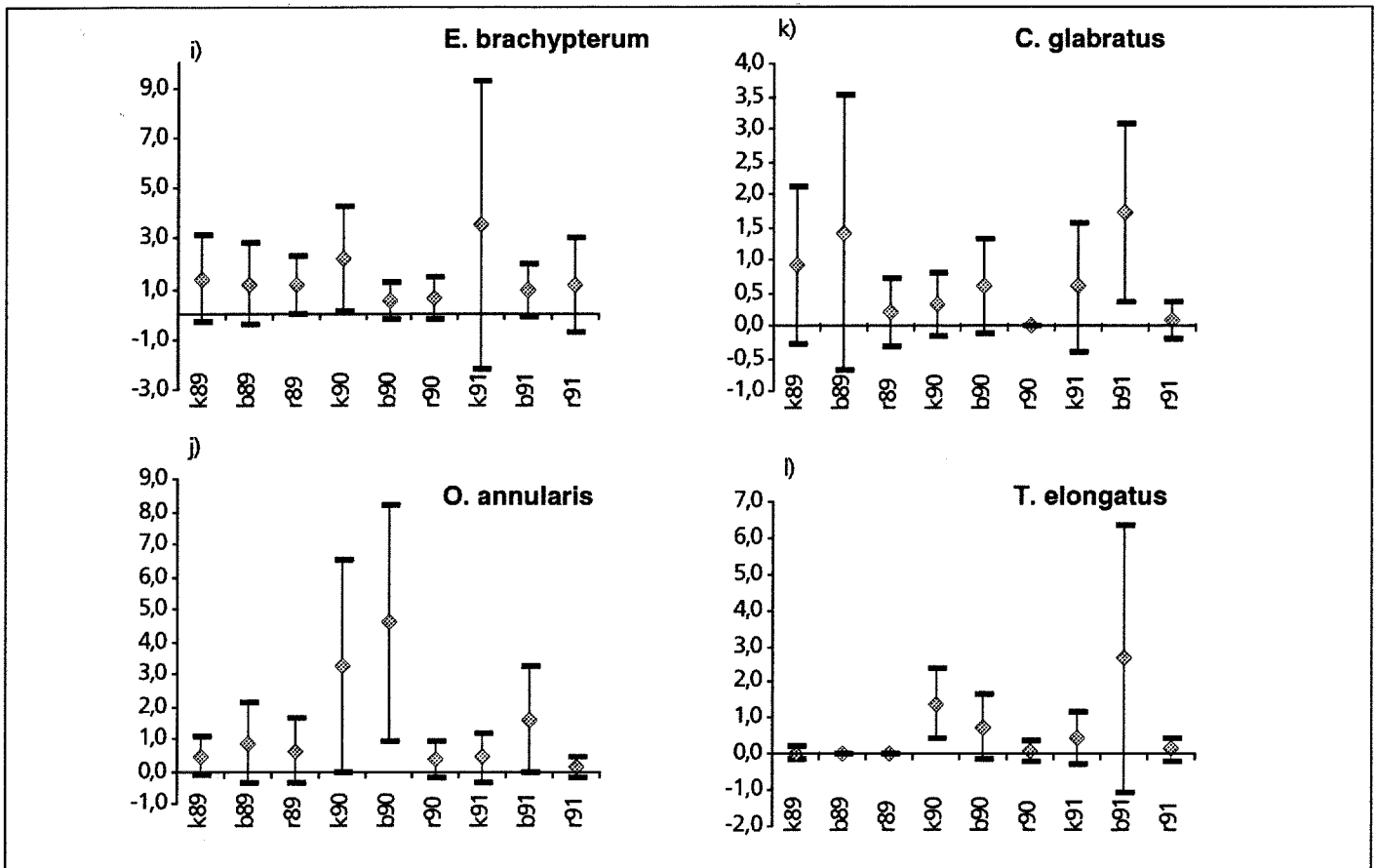
Hensikten med invertebratundersøkelsene var todelt:

1. Bidrar kutting og brenning til økt produksjon av invertebrater som føde for rypekyllinger?
2. Gir brenning og kutting effekter på invertebratfaunaen?

Det er ingen tvil om at habitatene til et antall invertebratarter som lever i slike manipulerede flater blir endret, og at artene vil respondere på ulikt vis. Det er heller ingen tvil om at brann utrydder en relativt stor andel av de individene som oppholder seg i flaten under brannen, og at en rekolonisering fra de omkringliggende arealer straks vil starte. Ved kutting av vegetasjonen forventes en høy overlevelse av individene fra de aktuelle flatene, men med en påfølgende endring i artssammensetningen i tråd med de enkelte arters habitatpreferanser.

Effekten av inngrepet med hensyn til økt matproduksjon for rypekyllinger kan trolig best måles ut fra resultatene i vindusfellene. Vindusfelle materialets tovingedominans gjenspeiler sannsynligvis at denne ordenen utgjør en stor andel av insektfaunaen i lavalpin sone. Områder ovenfor skoggrensen



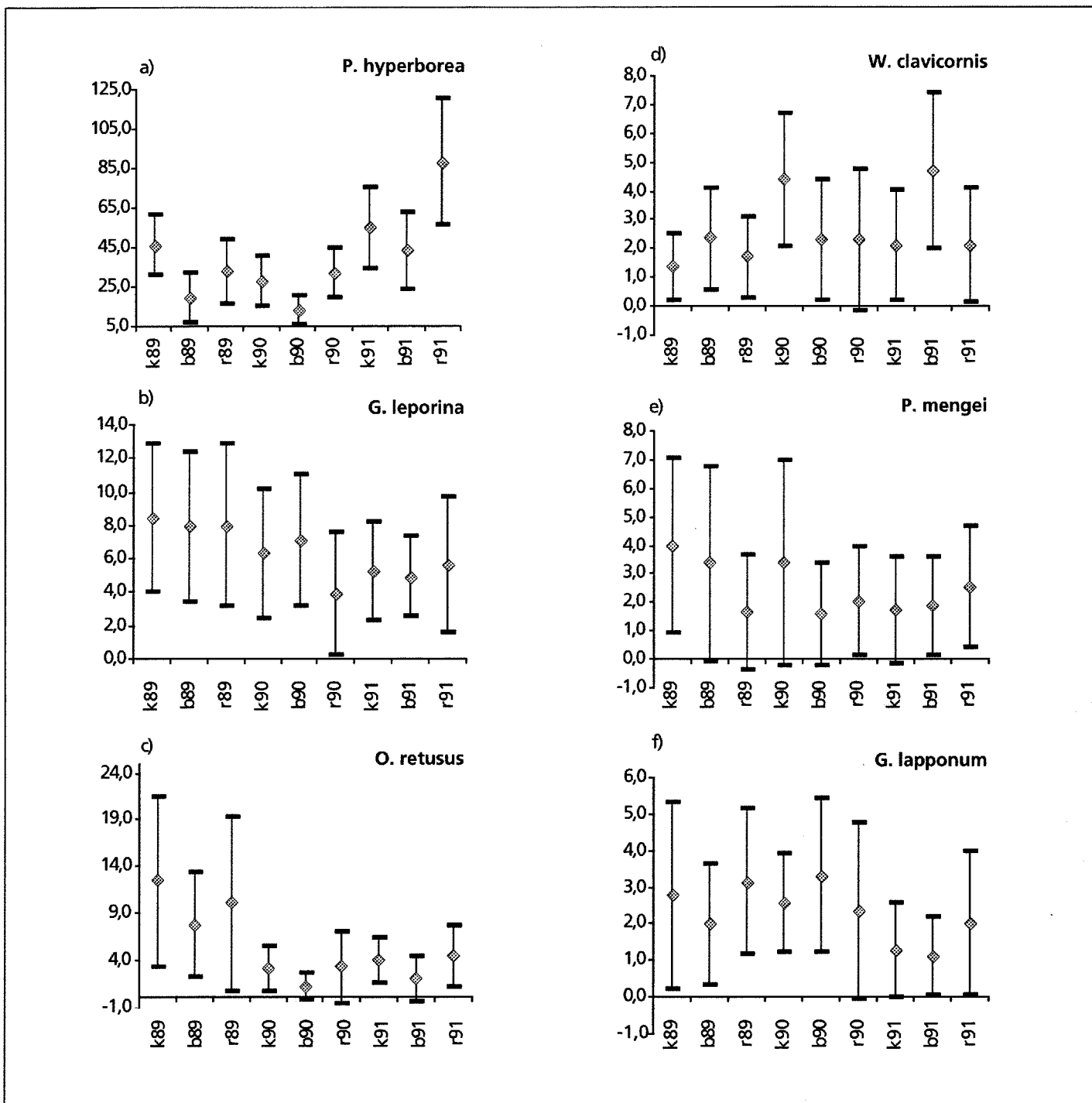


Figur 20 (a-l) De mest tallrike billeartene i fallfelle materialet. a) *Liogluta alpestris*, b) *Eucnecosum tenue*, c) *Patrobus assimilis*, d) *Mycetoporus nigrans*, e) *Quedius fellmani*, f) *Boreaphilus henningianus*, g) *Amara brunnea*, h) *Mycetoporus monticola*, i) *Eucnecosum brachypterum*, j) *Oxypoda annularis*, k) *Carabus glabratus*, l) *Tachinus elongatus*. Figurene gir gjennomsnittstall for antall individer i 24 feller og standardavvik. De ulike seriene er merket med k for kuttfelt, b for brannfelt og r for kontrollfelt. 89 er året før behandling, mens 90 og 91 er henholdsvis ett og to år etter behandlingen.- The most numerous beetle species from the pitfall trap material: a) *Liogluta alpestris*, b) *Eucnecosum tenue*, c) *Patrobus assimilis*, d) *Mycetoporus nigrans*, e) *Quedius fellmani*, f) *Boreaphilus henningianus*, g) *Amara brunnea*, h) *Mycetoporus monticola*, i) *Eucnecosum brachypterum*, j) *Oxypoda annularis*, k) *Carabus glabratus*, l) *Tachinus elongatus*. The figures show the mean of individual numbers in 24 traps and the SD. The cut, burnt and control areas are marked k, b and r, respectively. 89 is the year before manipulation, and 90 and 91 are the first and second years after.

synes da også å ha langt flere habitater for tovinger enn for f.eks. biller. Kroprøver fra syv rypekyllinger som ble tatt i 1990 (**tabell 14**) viser en tilsvarende dominans av tovinger. Kortvingen *A. alpinus*, som var en av de dominerende artene i vindusfelle materialet, var også relativt tallrik i fallfellene, og fantes i en av kroprøvene.

I kuttfeltet gikk samlet biomasse i vindusfellene for perioden frem til ca 20 juli tilbake etter behandling (jf. **tabell 13**). I brannfeltet var resultatet det motsatte, hvor de største verdiene ble funnet etter behandling (1990 og 1991). Felleserien ble flyttet litt innen brannfeltet fra 1989 til 1990 slik at resultatene i verste fall ikke er helt sammenlignbare. Økningen i brannfeltet kan skyldes at fysiske forhold ved dette feltet gjorde det mer attraktivt som svermeområde for tovingefaunaen med opprinnelse i de omkringliggende områder. For eksempel vil den svarte overflaten på brannfeltet absorbere mer solvarme og gi høyere lufttemperatur over feltet på soldager. Biomassen av tovinger i kontrollfeltet økte ikke tilsvarende. Tovingene fra vindusfelle materialet er ikke bestemt til familie eller art og vi kan derfor ikke kommentere ytterligere hvilke grupper eller arter innen tovinger som har gått frem eller tilbake.

DCA-analysene viser at edderkopp- og billefaunaen endres fra felt til felt og fra år til år. Årsvariasjonen reflekteres ved at de enkelte fellenes plassering i plottene forskyves langs den første aksene. Inngrepene gir en effekt som viser seg som en forskyvning oppover langs akse 2. Effekten av begge inngrepene synes å være i samme størrelsesorden som årsvariasjonen. Forskjeller i fellefangst fra år til år kan ofte forklares ved meteorologiske forhold. Disse forholdene er tilnærmet like for alle feltene. På grunn av ulik fenologi (livssyklus) vil de meteorologiske forholdene slå ulikt ut på forskjellige arter. De fleste bille- og edderkopparterne i fjellstrøk har sin aktivitetstopp på forsommeren, det vil si i tiden mellom Sankthans og midten av juli. I denne perioden var middeltemperaturen 9.4 °C i 1989, 7.8 °C i 1990 og 11.5 °C i 1991. Nedbøren i samme periode og år var henholdsvis 56, 76 og 35 mm. Nedgangen i antall individer i fallfellene fra 1989 til 1990 for mange arter faller sammen med den lavere middeltemperaturen. Middeltemperaturen økte fra 1990 til 1991 uten at det totale antall insekter og edderkopper økte tilsvarende. Dette er trolig en forsinkelseeffekt, ved at dårlig vær ett år påvirker populasjonsstørrelsene neste år. Da mange fjellarter er flerårige (Sømme 1989), kan denne effekten imidlertid først gi utslag flere år senere.



Figur 21 (a-f) De mest tallrike edderkoppartene i fallfelle materialet. a) *Pardosa hyperborea*, b) *Gnaphosa leporina*, c) *Oedothorax retusus*, d) *Walckenaeria clavicornis*, e) *Pelecopsis mengei*, f) *Gnaphosa lapponum*. Figurene gir gjennomsnittstall for antall individer i 24 feller og standardavvik. De ulike seriene er merket med k for kuttfelt, b for brannfelt og r for kontrollfelt. Tallet 89 er året før behandling, mens 90 og 91 er henholdsvis ett og to år etter behandlingen.- The most numerous spiders from the pitfall trap material: a) *Pardosa hyperborea*, b) *Gnaphosa leporina*, c) *Oedothorax retusus*, d) *Walckenaeria clavicornis*, e) *Pelecopsis mengei*, f) *Gnaphosa lapponum*. The figures show the mean of individual numbers in 24 traps and the SD. The cut, burnt and control areas are marked k, b and r, respectively. 89 is the year before manipulation, and 90 and 91 are the first and second years after.

Inngrepene medfører ikke dramatiske endringer i samfunnsstrukturen, som f.eks. at dominante arter elimineres. Dette underbygges av analysen av hvordan de vanligste artene av edderkopper og biller endres i antall gjennom undersøkelsesperioden. Hos de aller vanligste artene er årsvariasjonen, selv etter behandlingen, større enn ulikheten mellom feltene. Hos middels vanlige arter er det imidlertid noen påfallende endringer.

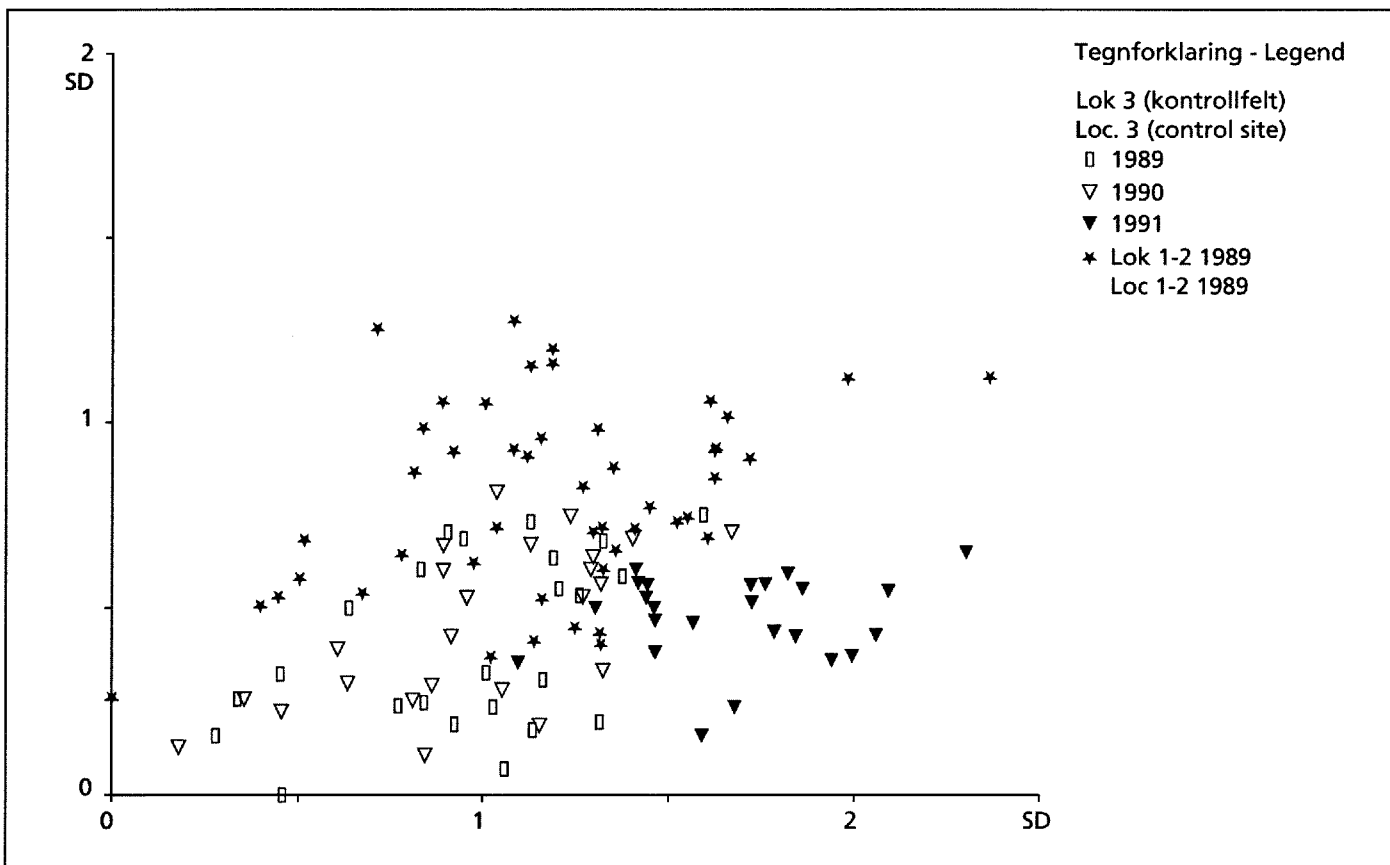
Enkelte arter, mest rovlevende biller og edderkopper, øker i antall i de behandlede feltene. Eksempler på dette er løpebillene *Carabus glabratus*, *Cymindis vaporariorum* og kortvingen *Tachinus elongatus*, samt edderkoppene *Micaria alpina*, *Haplodrassus signifer*, *Pardosa palustris* og *Cnephalocotes obscurus*. Blant de mest fåtallige artene er det også ulike mønstre, men da materialet er for lite for statistisk testing kan de ikke brukes til

Tabell 10. Arter og antall av voksne og juvenile edderkopper (Araneae) fra fallfeller i de tre feltene i perioden juni-september 1989, 1990 og 1991.- Species and numbers of adult and juvenile spiders (Araneae) from pitfall traps in the three areas in June-September 1989, 1990 and 1991.

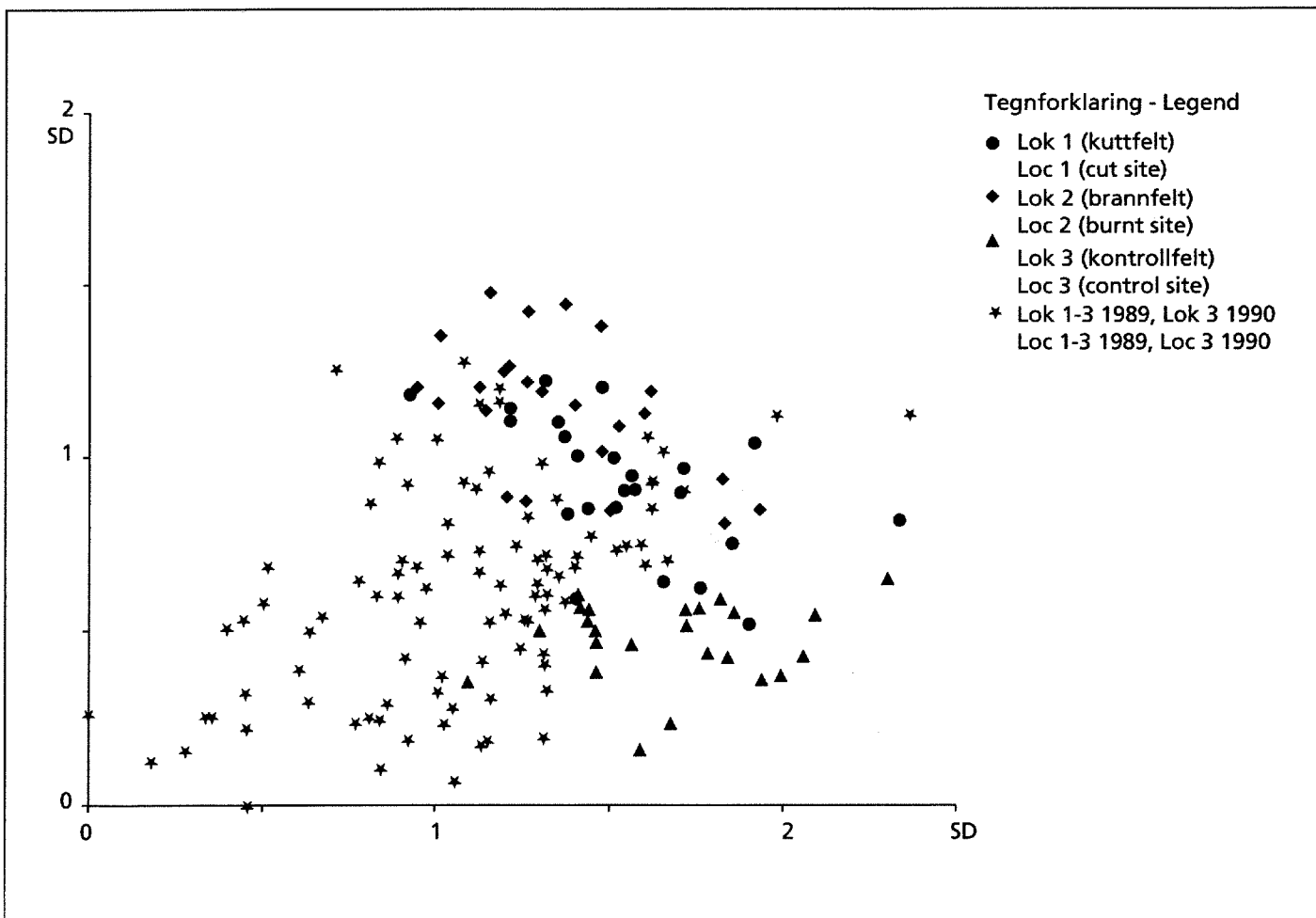
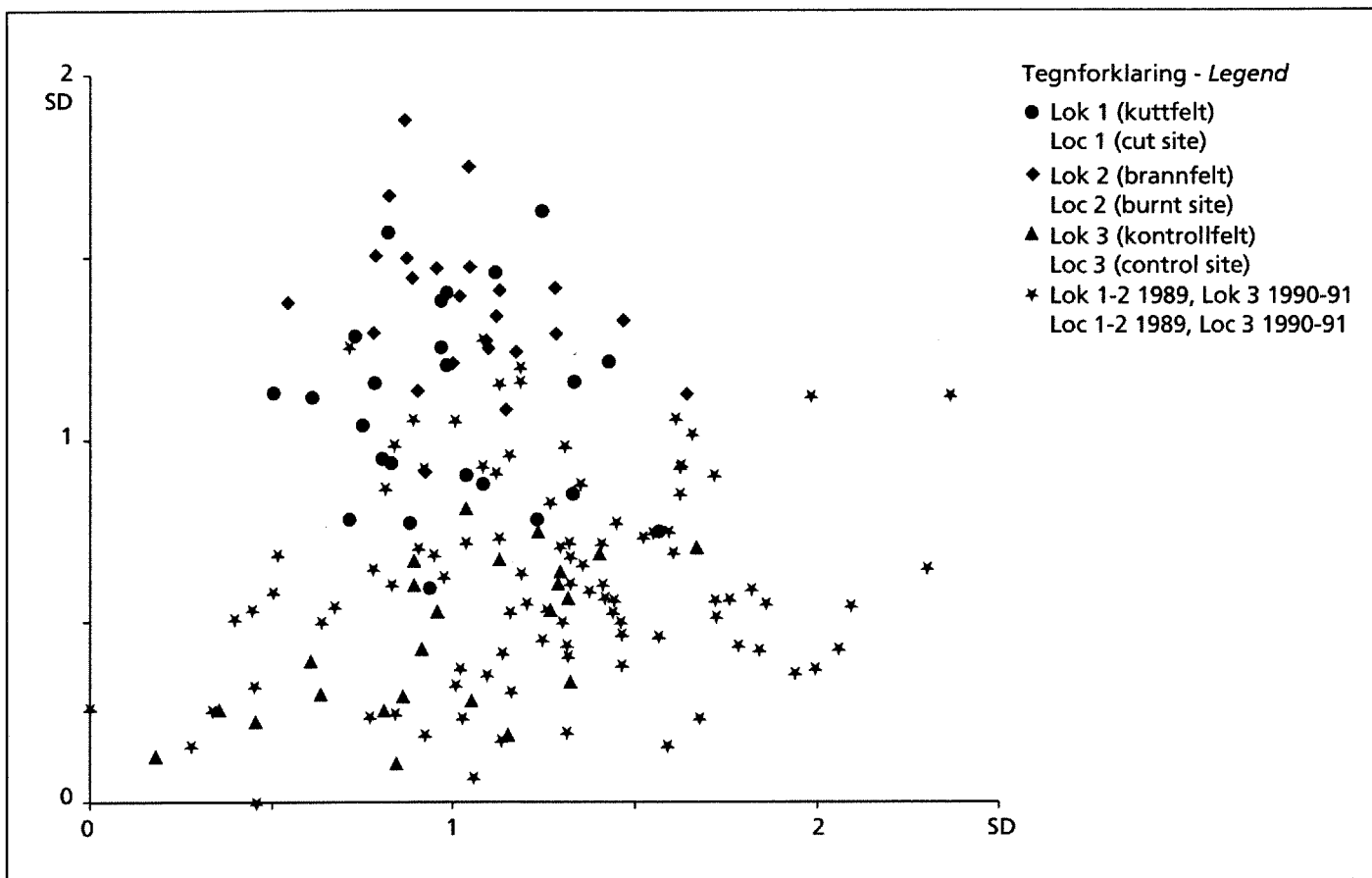
Art - Species	Felt I - Area I			Felt II - Area II			Felt III - Area III			TOTAL
	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989-1991
Gnaphosa bicolor				2			3			5
Gnaphosa lapponum	67	63	31	48	80	27	96	56	48	516
Gnaphosa leporina	204	153	127	191	171	115	193	95	135	1384
Gnaphosa muscorum					4	2				6
Haplodrassus signifer	13	6	6	17	15	13	10	3	5	88
Micaria alpina	5	7	22		5	7			5	51
Micaria pulicaria	2	1		1						4
Micaria juv		1								1
Gnaphosidae juv.	83	34	43	54	33	28	32	15	24	346
Oxyptila rauda	34	19	18	29	9	5	32	34	19	199
Oxyptila juv.		1	2		3	2	1	3		12
Xysticus audax	1		5	2		2			5	15
Alopecosa aculeata	38	22	30	53	26	60	26	14	7	276
Alopecosa juv.	1	3	4	3	7	18			2	38
Pardosa atrata		1	5			1		12	24	43
Pardosa hyperborea	1113	672	1322	482	332	1043	792	784	2125	8665
Pardosa lugubris		2								2
Pardosa palustris	6	17	13	12	19	54	2		2	125
Lycosidae juv.	420	72	251	83	93	97	139	38	375	1568
Hahnna ononidium	61	24	9	67	47	62	40	15	16	341
Hahnna juv.					1	2	1	1		5
Agyneta cauta		4	1	4	3	2				14
Agyneta subtilis	5	6	1	3	4	6	9	4	2	40
Baryphyma trifrons							1			1
Bolyphantes index		1							2	3
Bolyphantes luteolus	15	21	8	10	5	12	5	15	13	104
Ceratinella brevipes	1			1		1				3
Cnephalocotes obscurus	7	3	2	11	1	3	2	1	5	35
Diplocentria bidendata	18	23	20	64	40	26	75	73	76	415
Erigone atra		3								3
Gonatum rubens	4	2	2	3	1	1	1			14
Hilaira frigida	10	32	15	42	108	62	29	76	53	427
Hilaira hermiosa		1		2		2	5	14	8	32
Hilaira pervicax		9	3							12
Hypomma bituberculatum	10	3	9	1		2	12	14	10	61
Latithorax faustus	22	12	7	17	6	2	54	40	22	182
Lepthyphantes angulatus	1	4	5		2			5		17
Lepthyphantes antroniensis	16	7	3	14	6	12	12		7	77
Lepthyphantes complicatus			2	1	1	1				5
Lepthyphantes mengei	1	2	1	4		4			2	14
Leptyphantes obscurus						1				1
Macrargus carpenteri		3	3	1		4				11
Maso sundevalli	4			3		2				9
Micrargus herbigradus		2		6	1	23				32
Minicia marginella				1						1
Meioneta gulosa								2		2
Meioneta rurestris	4	14	3	3	2	2	1		2	31
Oedothorax retusus	299	75	97	187	30	50	241	80	108	1167
Orenetides vaginatus	11	22	15	21	31	15	11	17	13	156
Pelecopsis mengei	96	82	42	81	38	45	40	49	61	534
Rhaebothorax morulus	1	7	2		1			3		14
Scotinotylus evansi	2	5	1	2	2					12
Tiso aestivus	78	57	39	44	11	19	9	6	1	264
Walckenaeria clavicornis	33	105	51	57	56	113	41	55	51	562
Walckenaeria cuspidata		2	1					1	5	9
Zornella cultrigera	23	19	8	18	2	11	25	15	45	166
Linyphiidae juv.	121	80	29	130	101	52	115	90	70	788
TOTAL	2830	1704	2258	1775	1297	2011	2055	1630	3348	18908

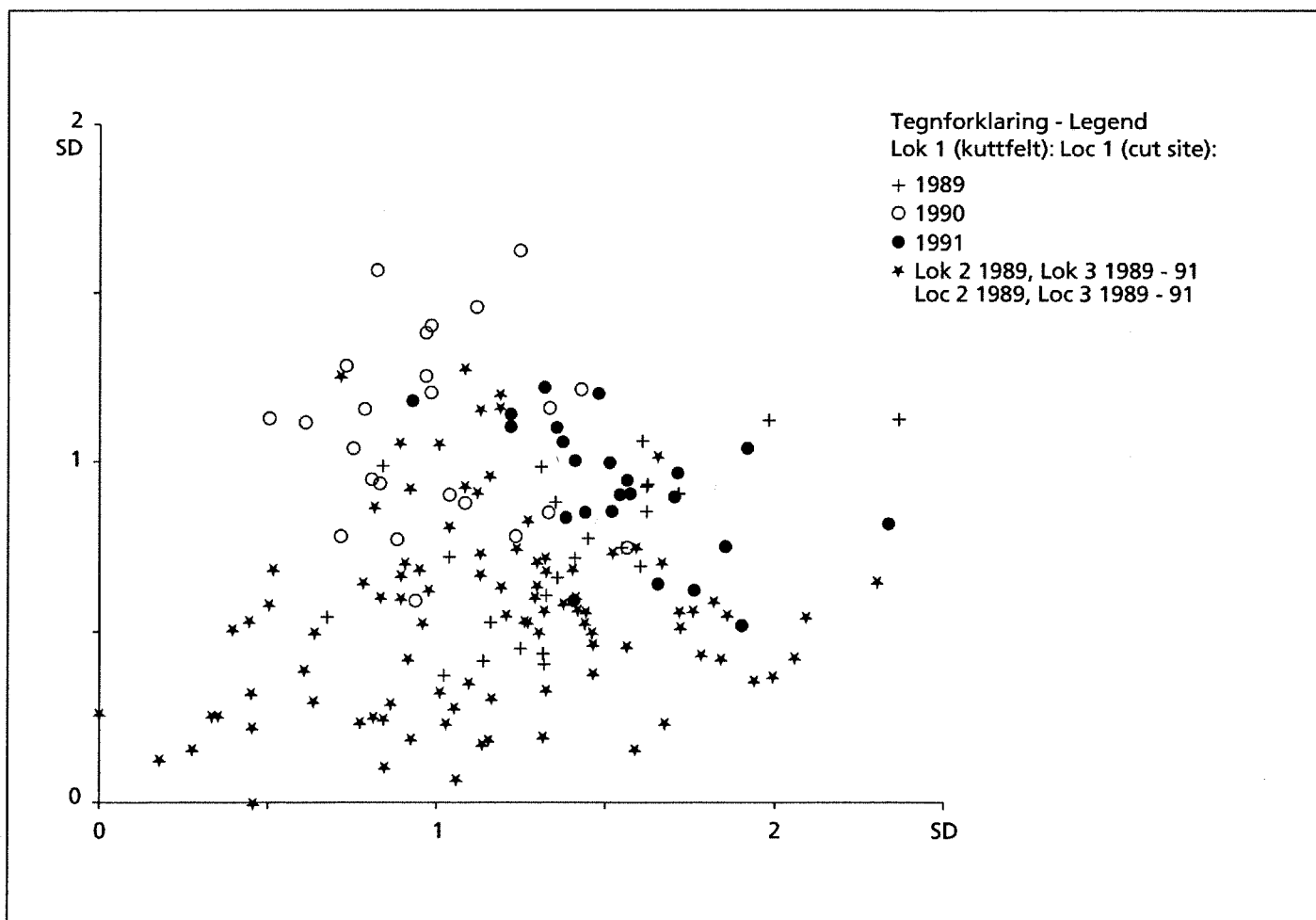
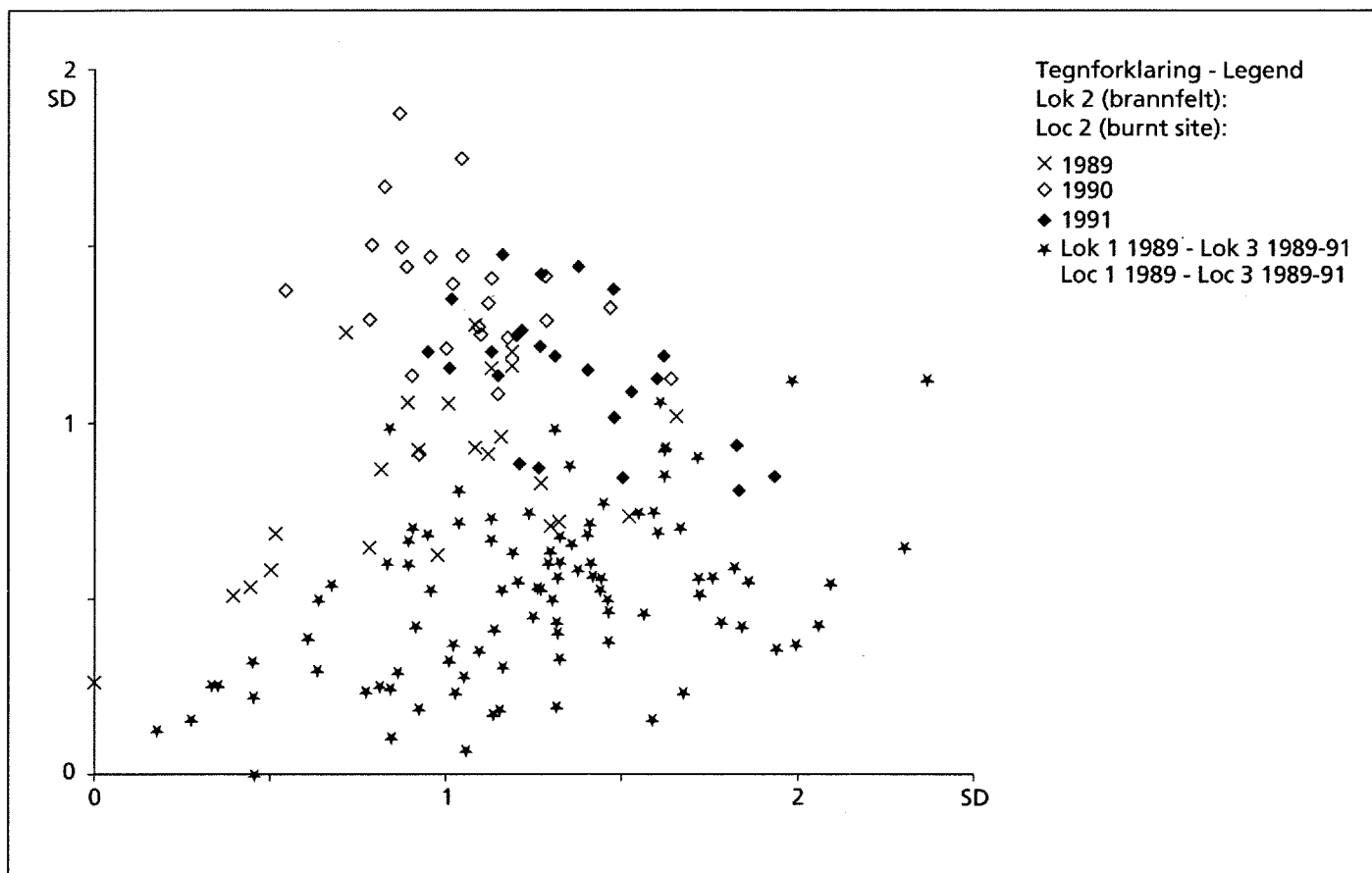
Tabell 11. Antall individer av ulike insektordener og edderkopper fra vindusfeller i de tre feltene i ulike perioder fra årene 1989, 1990, 1991, 1993 og 1994. - Number of individuals from different insect orders and spiders caught in window traps in the three areas during different periods of 1989, 1990, 1991, 1993 and 1994.

Fangstsesong	Felt I - Area I					Felt II - Area II					Felt III - Area III					Total I-III					
	1989	1990	1991	1993	1994	1989	1990	1991	1993	1994	1989	1990	1991	1993	1994	1989	1990	1991	1993	1994	Totalt
Fangstsesong	7/6-13/9	6/6-30/9	14/6-24/8	29/5-13/7	6/6-2/8	7/6-13/9	6/6-30/9	14/6-24/8	29/5-13/7	6/6-2/8	7/6-13/9	6/6-30/9	14/6-24/8	29/5-13/7	6/6-2/8	7/6-13/9	6/6-30/9	14/6-24/8	29/5-13/7	6/6-2/8	
Antall felledøgn	1128	1332	702	450	684	1106	1382	768	450	656	1084	1371	712	405	670	3318	4085	2182	1305	2010	12900
Antall fangstperioder	10	10	9	1	3	10	10	9	1	3	10	10	9	1	3						
Antall feller	12	12	12	10	12	12	12	12	10	12	12	12	12	10	12						
ORDEN - ORDER																					
Diptera - tovinger	4356	2101	2446	116	2291	4074	3365	3146	152	1658	3496	2118	2069	216	1659	11926	7584	7661	484	5608	33263
Heteroptera - teger	38	50	28	6	21	15	27	18	2	12	335	478	89	7	63	388	555	135	15	96	1189
Coleoptera - biller	126	120	88	4	73	99	160	105	10	55	171	202	123	24	60	396	482	316	38	188	1420
Hymenoptera - Årevinger	50	35	55	11	47	48	45	84	18	55	71	112	159	42	69	169	192	298	71	171	901
Lepidoptera - sommerfugler	14	20	62	14	8	12	22	95	11	20	23	38	69	22	17	49	80	226	47	45	447
Arachnoidea - edderkopper	23	13	21	2	11	24	12	13	6	4	25	24	26	16	12	72	49	60	24	27	232
Homoptera - plantesugere	8	14	3	1	27	4	13	7	3	31	7	22	18	3	17	19	49	28	7	75	178
Plecoptera - steinfluer	6	17	0	0	0	9	7	2	0	3	3	0	1	1	0	18	24	3	1	3	49
Psocoptera - støvlus	0	11	1	0	3	0	7	0	5	3	0	10	2	1	14	0	28	3	6	20	57
Trichoptera - vårfluer	4	0	3	0	0	3	1	2	0	0	3	1	0	0	0	10	2	5	0	0	17
Ephemeroptera - døgnfluer	1	1	1	0	0	1	6	2	0	1	0	2	2	0	1	2	9	5	0	2	18
Odonata - Øyestikkere	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Neuroptera - nettvinger	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	3
Thysanoptera - trips	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	4
TOTAL	4628	2382	2708	154	2484	4290	3665	3474	207	1842	4136	3007	2559	332	1912	13054	9054	8741	693	6238	37780



Figur 22 til 26. Ordinasjonsdiagram (DCA) basert på alle bille- og edderkoppartene fra fallfellene. Aksene er de samme på alle figurene. De ulike felleseriene er merket på forskjellig måte for å fremheve sammenlignende serier. - DCA ordination based on all the species of beetles and spiders from the pitfall traps. The axes are the same in all the figures. The various trap series (areas) are marked with different symbols to emphasize the series to be compared.





Tabell 12. Arter og antall av biller (Coleoptera) fra vindusfeller i de tre feltene i perioden juni-september 1989, 1990, 1991 og 1994. - Species and numbers of beetles (Coleoptera) from window traps in the three areas in June-September 1989, 1990, 1991 and 1994.

Familie - Family	Felt I - Area I				Felt II - Area II				Felt III - Area III				SUM				
	1989	1990	1991	1994	1989	1990	1991	1994	1989	1990	1991	1994	1989	1990	1991	1994	TOTAL
CARABIDAE - løpebiller																	
Patrobus assimilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Agonum consimile	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Agonum ericeti	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Amara brunnea	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Trichocellus cognatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
DYTISCIDAE - vannkalver																	
Hydroporus nigrita	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
Hydroporus notabilis (ssp. arcticus; =tomentosus)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
HYDROPHILIDAE - vannkjær																	
Helophorus glacialis	6	9	17	8	3	4	8	5	1	0	1	3	10	13	26	16	65
Helophorus flavipes	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
PTILIDAE																	
Acrotichis rugulosa	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
LEIODIDAE																	
Sogda suturalis	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	2	1	0	4
Hydnobius spinipes	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	0	4
Agathidium arcticum	8	14	15	6	9	17	16	5	6	15	15	8	23	46	46	19	134
SILPHIDAE - åtselbiller																	
Thanatophilus lapponicus	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	3
CHOLEVIDAE																	
Catops alpinus	15	2	6	2	10	2	11	1	28	0	4	0	53	4	21	3	81
Catops coracinus	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	2	1	1	0	4
Catops tristis	3	1	1	0	1	3	0	0	5	8	2	1	9	12	3	1	25
Catops morio	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	0	0	1	2	0	1	4
STAPHYLINIDAE - kortvinger																	
Philonthus marginatus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Quedius fellmanni	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Eusphalerum sorbicola	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	1	1	0	4
Omalium rivulare	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
Omalium rugatum	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Omalium excavatum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Phloeonomus lapponicus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Deliphium tectum	4	1	1	0	1	4	0	0	3	0	0	0	8	5	1	0	14
Olophrum consimile	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Eucnecosum brunnescens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
Acidota crenata	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	2	1	1	0	4
Anthophagus alpinus	15	18	5	3	10	16	18	19	7	8	13	6	32	42	36	28	138
Anthophagus omalinus	14	5	0	0	16	53	13	0	63	135	47	0	93	193	60	0	346
Eudectus giraudi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
Boreaphilus henningianus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Oxytelus laqueatus	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
Mycetoporus monticola	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Mycetoporus erichsonianus	3	6	1	0	4	1	2	0	1	0	1	0	8	7	4	0	19
Bryoporus punctipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Bryoporus rugipennis	4	19	8	2	9	10	3	4	14	1	1	3	27	30	12	9	78
Lordithon thoracicus	0	0	0	2	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	4	5
Tachinus elongatus	1	1	1	1	1	5	1	1	0	1	2	2	2	7	4	4	17
Aleochara moerens	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	3	4
Oxypoda spectabilis	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
Oxypoda haemorrhoea	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Phloeopora concolor	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0	3	0	4
Gnypeta caerulea	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	3
Liogluta alpestris	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Atheta (sg. Philhygra) melanocera	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	2
Atheta (sg. Philhygra) palustris	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	3
Atheta (sg. Microdota) excelsa	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
Atheta (sg. Notothecta) flavipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Atheta (sg. Boreophila) munsteri	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	3
Atheta (sg. Boreophila) islandica	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
Atheta (sg. Boreophila) hyperborea	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3

Atheta (sg. Dimetrota) aeneipennis	5	10	1	0	1	6	2	0	2	1	1	0	8	17	4	0	29
Atheta (sg. Dimetrota) parapicipennis	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	3
Atheta (sg. Dimetrota) altaica	0	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	2	0	1	4
Atheta (s.str.) setigera	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Atheta (s.str.) atramentaria	0	0	1	0	2	0	1	1	0	0	0	0	2	0	2	1	5
Atheta (s.str.) laevicauda	10	4	4	21	7	3	1	3	4	2	5	8	21	9	10	32	72
Atheta (s.str.) graminicola	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	2	0	3
Atheta (s.str.) allocera	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Atheta (s.str.) diversa	2	2	2	0	0	0	2	0	0	2	0	0	2	2	6	0	10
Anopleta depressicollis	2	0	3	0	0	3	0	0	2	0	0	0	4	3	3	0	10
Cypha laeviuscula	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	2
SCARABAEIDAE - skarabider																	
Aphodius lapponum	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
Aphodius piceus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	2	1	0	3
CANTHARIDAE - bløtvinger																	
Rhagonycha limbata	3	1	2	5	0	0	1	0	3	1	3	1	6	2	6	6	20
Rhagonycha elongata	2	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	4	0	2	0	6
Absidia schoenherri	1	2	1	0	0	0	2	4	3	6	7	6	4	8	10	10	32
ELATERIDAE - smellere																	
Denticollis linearis	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
Orthales serraticornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
Sericus brunneus	1	1	5	0	3	0	1	0	1	0	2	0	5	1	8	0	14
LYMEXYLIDAE																	
Hylecoetus dermestoides	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
NITIDULIDAE - glansbiller																	
Epuraea angustula	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Epuraea boreella	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Epuraea placida	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Epuraea aestiva	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	2
Glichrochilus quadripunctatus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
RHIZOPHAGIDAE																	
Rhizophagus ferrugineus	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	3
CUCUJIDAE																	
Pediacus fuscus	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
CRYPTOPHAGIDAE - muggbiller																	
Cryptophagus confertus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Antherophagus pallens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	2
Atomaria affinis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
EROTYLIDAE																	
Triplax scutellaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
COCCINELLIDAE - mariehøner																	
Nephus bisignatus	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	3	1	0	3	7
Coccinella trifasciata	8	1	2	3	9	3	1	1	7	2	1	0	24	6	4	4	38
Coccinella septempunctata	0	1	0	3	0	1	0	4	0	0	0	0	0	2	0	7	9
LATHRIDIIDAE - muggbiller																	
Corticaria rubripes	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Corticaria ferruginea	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
CISIDAE																	
Cis hispidus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2
Cis boleti	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
Orthocis alni	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	2
SALPINGIDAE																	
Rabocerus foveolatus	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	2	1	4
CHRYSOMELIDAE - bladbiller																	
Chrysolina marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
Gonioctena pallida	0	0	0	1	0	0	0	0	1	3	4	2	1	3	4	3	11
CURCULIONIDAE - snutebiller																	
(Otiorynchus nodosus)	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	2	1	0	1	3	5
Magdalis carbonaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
(Coeliodes rubicundus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
SCOLYTIDAE - barkbiller																	
Hylastes brunneus	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
Pityogenes quadridens	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Pityogenes bidentatus	0	0	1	2	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	3	3	7
TOTAL	123	115	88	71	96	151	105	54	169	197	124	52	388	463	317	177	1345

Tabell 13. Biomasse (g) og antall av tovinger fanget i vindusfeller i kuttfeltet (felt I), brannfeltet (felt II) og kontrollfeltet (felt III) i 1989-91 og 1993 fra begynnelsen av juni til ca. 20 juli. - Biomasse (g) and number of diptera caught in widow-traps in cut area (area I), burnt area (area II) and control area (area III) during June-July in 1989-91 and 1993.

År/year	Felt I/area I		Felt II/area II		Felt III/area III	
	Vekt/weight	Ant./No.	Vekt/weight	Ant./No.	Vekt/weight	Ant./No.
1989	5,98	2605	2,73	1116	1,98	1108
1990	3,03	1475	6,09	1798	3,82	1057
1991	3,25	1527	7,59	1861	2,52	932
1993	0,57	116	0,75	152	0,55	216

Tabell 14. Kroinnhold i seks lirypekyllinger fra Hjerkin, 1990. * = larver, ** = galler med larver (fra *Salix*-blader), + = flere. - Crop contents from six willow ptarmigan chicks from Hjerkin, 1990. * = larvae, ** = gall nuts with larvae (from *Salix* leaves), + = several.

Lirypekylling nr. - Willow ptarmigan chick	A	B	C	D	E	F	G
Invertebrater - Invertebrates							
Plecoptera (steinfluer)	1	1	-	-	-	2	-
Hemiptera, Homoptera (plantesugere)	-	-	-	-	1	-	-
Lepidoptera, Geometridae (målere)	-	-	-	*2	8	-	-
Diptera (tovinger) ubest. - indet.	7	1	-	-	21	5	-
- Tipulidae (stankelbein)	-	4	-	-	3	4	-
- Bibionidae (hårmygg)	-	2	-	51	-	-	-
- Empididae (dansefluer)	-	2	-	-	-	-	-
Hymenoptera (årevinger)	-	-	-	-	-	-	-
- Symphyta (planteveps)	1	-	-	-	-	-	**8
- Ichneumonidae (snylteveps)	-	1	-	-	2	-	-
Coleoptera (biller)	-	-	-	-	-	-	-
- Carabidae (løpebiller)	-	*1	-	-	-	-	-
- Staphylinidae (kortvinger), <i>Anthophagus alpinus</i>	-	-	-	-	3	-	-
- Cantharidae (bløtvinger), <i>Absidia schoenherri</i>	-	-	-	-	1	-	-
Araneae (edderkopper), Linyphidae	-	-	-	-	1	-	-
Acarina (midd)	-	-	-	-	1	-	-
Plantemateriale - plant material							
<i>Vaccinium myrtillus</i> (Blåbær)	-	-	-	-	-	-	+
<i>Empetrum nigrum</i> (Krekling)	-	-	+	-	-	-	-
Diasporer - Diaspores	+	+	1	-	+	+	-

å dra sikre konklusjoner om artenes reaksjon i denne konkrete undersøkelsen. Noen av disse artene er imidlertid kjent for å være pionerarter eller arter som prefererer områder med lite vegetasjon. Dette gjelder blant annet løpebillene *Miscodera arctica*, *Amara alpina* og *A. nigricornis*, samt edderkoppartene *Meioneta rurestris*, *Agyneta subtilis* og *Micrargus herbigradus*. Alle disse artene hadde sitt tyngdepunkt eller var utelukkende tilstede i kutt- og/eller brannfeltet etter behandling.

Dette eksperimentet har ikke avslørt like store endringer i invertebratfaunaen som mange lignende eksperimenter (Merret 1976, Hopkins & Webb 1984, Usher & Smart 1988, Usher 1990). Dette kan skyldes at vårt undersøkelsesområde er mer fragmentert enn områder hvor lignende eksperimenter er gjennomført. Noe av forskjellen kan også forklares ut fra at faunaen i det lavalpine belte på Dovrefjell er sterkt fysisk eller abiotisk kontrollert, mens faunaen i lavereliggende strøk er mer biologisk kontrollert. Undersøkelsen viste imidlertid at brenning og kut-

ting ga en forstørring av allerede eksisterende forskjeller i samfunnsstruktur i bille- og edderkoppfaunaen innen forsøksområdet. Forskjellen som følge av denne behandlingen var større i 1990 enn i 1991. Brenning var et hardere behandlingsregime enn kutting, ved at faunaen i brente arealer viste en mer langsom restituering etter inngrepet enn faunaen i kuttete arealer. Dette skyldes sannsynligvis en raskere gjenvoksing av de kuttete arealene i forhold til de brente arealene. Klimatiske forskjeller fra år til år og forskjeller i vegetasjonsstruktur var de to faktorene som best forklarte endringene i samfunnsstruktur mellom år og mellom felt med ulike behandlingsregimer.

8 Effekter av vegetasjonsmanipulering på lirype

Hans Chr. Pedersen

Indirekte metoder for å øke rypebestanden gjennom å forbedre rypenes leveområder gjennom å manipulere vegetasjonen, de såkalte biotopforbedrende tiltak, har lange tradisjoner i Norge. På bakgrunn av antagelsen om at rypene vinterstid led av matmangel og at vinteren kunne betraktes som «flaskehalsen» for rypene, såvel som for annet vilt, ble vinterfelling av bjørk lansert som et nyttig viltstelltiltak. Undersøkelser viste også at lirypehøner som var i god kondisjon om våren produserte mer kyllinger enn høner i dårlig kondisjon (Brittas 1984). Det var derfor naturlig å tenke seg at en gjennom å øke næringstilgangen vinterstid ved å felle bjørk kunne forbedre rypenes kondisjon og derved øke kyllingproduksjonen den påfølgende sommer. Senere undersøkelser har vist at vinterfelling av bjørk ikke forbedrer rypenes vinterhabitat i nevneverdig grad (Pedersen unpubl.) og i løpet av et år er rypene under normale betingelser tyngst i mars (Brittas 1984).

I mange områder med potensielt lirypehabitat er vegetasjonsbildet i ferd med å endre seg i forhold til noen få tiår tilbake. Årsakene til dette kan være mange, som redusert hogst og beiting eller klimaendringer (FM i Buskerud 1989). Dette kan ha ført til at områder som tidligere hadde et variert vegetasjonsbilde i dag domineres av store, sammenhengende områder dominert av dvergbjørk. Aalerud (1989) konkluderte med at gjenvekst av dvergbjørk førte til redusert tilgang på blåbær for rypenes vedkommende og derved redusert rypebestand. For å endre denne situasjonen slik at man igjen kunne jakte på en større lirypebestand ble "lyngbrenningskonseptet" hentet fra Skotland. Den opprinnelige tanken var at brenning fjernet det overliggende dvergbjørkkraattet slik at annen vegetasjon, spesielt blåbærlyng, skulle kunne få bedre vekstforhold, og et økt næringsinnhold gjennom gjødsling fra aske og derigjennom en forbedring av såvel hekke- som kyllingbiotopen (Phillips et al. 1984, Aalerud 1989). Det viste seg imidlertid at gjødslingeffekten var svært kortvarig og at kyllingoverlevelsen ikke økte, men at hekkebestanden økte etter at tiltakene ble igangsatt (Phillips et al. 1992).

Det ble imidlertid reist en del spørsmål knyttet til bruk av dvergbjørkbrenning som viltstelltiltak for lirype (Myrberget 1988a, FM i Buskerud 1989, Andersen et al. 1990). På denne bakgrunn

ønsket man i dette prosjektet å belyse følgende spørsmål:

- 1) øker hekkebestanden av lirype etter brenning av alpin dvergbjørkhei?
- 2) vil kutting av tilsvarende vegetasjon medføre samme effekt på hekkebestanden som brenning?
- 3) skyldes en eventuell økning av hekkebestanden i de manipulerede områdene; a) en forbedret kyllingproduksjon i de samme områdene, eller b) en økt immigrasjon fra omkringliggende områder?
- 4) vil brenning eller kutting forbedre hønenes næringstilgang før og under egglegging slik at vi får bedre eggkvalitet; antall, størrelse, klekkeprosent?
- 5) vil brenning eller kutting føre til bedre kyllingvekst og -overlevelse?
- 6) viser kullene preferanse for brente eller kuttete flater?

8.1 Metoder

I hele prosjektperioden ble hekkebestanden kartlagt gjennom å registrere territorielle stegger i spillperiodene morgen og kveld i månedsskiftet april/mai etter samme metode som beskrevet av Pedersen et al. (1983). Hvis steggenes aktivitetsnivå var lavt, ble det også benyttet båndspiller med steggspill slik at steggenes respons på dette kunne registreres. I tillegg ble det foretatt taksning av området med hund på dagtid (Myrberget 1976). For å kunne studere habitatvalg, emigrasjon, immigrasjon og kyllingproduksjon er det benyttet telemetri. Radiosendere (13-15 g, Biotrack-sendere) har blitt satt på høner hovedsakelig fanget på reiret i midten av juni, men også i noen grad på høner fanget på territoriet i april/mai. Det er kun benyttet halsmontasje av sendere. I årene 1989-1992 ble kullene peilet hver 2. dag de første ukene etter klekking, men i 1993-94 ble kullene peilet 2 ganger per dag. Kyllingene ble også fanget, merket med vingemerker og veid med noe varierende antall dager mellom veiingene. Dette ble gjort for å få bedre mål på kullenes habitatbruk og vekst. Fra midten av juli til midten av september ble kullene peilet mer sporadisk. I august hvert år ble kyllingproduksjonen taksert såvel i forsøksområdet som i flere av de øvrige Kongsvollterrengene. Dette ble gjort med hund og produksjonen beregnet som antall kyllinger per 2 voksne. Alle metoder som er benyttet i prosjektet er tidligere utprøvd i forbindelse med flere forskjellige forskningsprosjekter på lirype i Gåvålia/Kongsvollområdet (Pedersen 1988, 1990).

Tabell 15. Antall territoriale stegger registrert våren 1989-94 på kuttfeltet (I), brannfeltet (II) og kontrollfeltet (III), andel stegger på felt II i forhold til felt III, samt totalt antall stegger. - Number of territorial cocks recorded in spring 1989-94 in cut (I), burnt (II) and control area (III), proportion of cocks in area II compared with area III, and total number of cocks.

År/year	Felt I/area I	Felt II/area II	Felt III/area III	Felt II/III/area II/III	Total/total
1989	9	6	9	0,67	24
1990	8	6	8	0,75	22
1991	9	8	11	0,73	28
1992	8	4	10	0,40	22
1993	9	5	10	0,50	24
1994	9	6	10	0,60	25

Tabell 16. Gjennomsnittlig eggantall, eggvolum (cm³), klekkeprosent og klekkedato for reir funnet i de forskjellige feltene i 1989-94. - Average number of eggs, egg volume (cm³), percent hatchability and date of hatching in nests found in the different areas in 1989-94.

År Year	Felt nr. Area no.	Ant. reir No. nests	Eggant. No. eggs	Eggvol. Egg vol.	Klekkeprosent Percent hatch.	Klekkedato Date of hatch.
1989	I	4	10,5	18,2	95,0	29.6
	II	3	10,0	17,9	88,7	1.7
	III	5	11,6	18,1	70,5	30.6
1990	I	4	9,5	19,1	95,0	24.6
	II	1	8,0	18,7	88,0	3.7
	III	6	9,3	18,8	97,0	28.6
1991	I	4	11,0	19,3	95,0	28.6
	II	3	12,0	17,8	-	-
	III	8	9,8	18,5	98,3	29.6
1992	I	5	10,8	18,2	95,0	27.6
	II	0	-	-	-	-
	III	4	9,5	16,2	-	-
1993	I	2	10,0	18,2	100	23.6
	II	3	10,0	18,3	76,4	26.6
	III	4	8,8	18,8	67,5	24.6
1994	I	5	10,7	16,7	81,5	29.6
	II	4	10,3	17,4	86,4	2.7
	III	6	10,3	18,4	94,4	29.6

Tabell 17. Antall dager med minimumstemperatur under 0° C i juni 1989-93.

Number of days with minimum temperature below 0° C in June 1989-93.

År/year	Antall dager/number of days		
	Temp: 0- -2°C	Temp: < -2°C	Total/total
1989	1	1	2
1990	1	0	1
1991	1	6	7
1992	3	2	5
1993	8	6	14

Tabell 18. Predasjon av lirypereir og høner etter klekking sommeren 1989-94. Totalt antall reir og høner i parentes. - Percent nests robbed and hens killed after hatching during the summers 1989-94. Total number of nests and hens in parenthesis.

År Year	% reirpredasjon % nests robbed	% hønepredasjon % hens killed
1989	8 (12)	50 (16)
1990	33 (12)	25 (8)
1991	0 (9)	75 (12)
1992	38(8)	43 (7)
1993	0 (10)	7 (14)
1994	15 (13)	38 (13)

Tabell 19. Gjennomsnittlig antall kyllinger per radiomerket høne i de tre feltene 7 dager etter klekking. Antall kull i parentes. - Mean number of chicks per radio-marked hen in the three areas 7 days after hatching. Number of broods in parenthesis.Gjennomsnittlig antall kyllinger/høne
Mean number of chicks/hen

År Year	Felt I Area I	Felt II Area II	Felt III Area III
1989	4,0 (4)	1,7 (3)	5,7 (7)
1990	1,0 (1)	5,0 (2)	7,0 (4)
1991	2,5 (2)	- (0)	2,3 (3)
1992	5,0 (1)	6,0 (1)	- (0)
1993	5,0 (2)	4,3 (3)	4,0 (7)
1994	4,0 (5)	6,0 (1)	1,0 (1)

Tabell 20. Antall kyllinger/2 voksne observert i undersøkelsesområdet og i omkringliggende områder under taksering i midten av august 1990-94.- Number of juveniles/2 adults observed in the study area and in surrounding areas during census in mid-August 1990-94.

Område/area	Kyllinger/ 2 voksne-Juveniles/2 adults				
	1990	1991	1992	1993	1994
Undersøk.omr. Study area	5,5	0,7	7,7	3,4	0,8
Knutshø	7,9	2,6	1,3	4,3	1,0
Hjerkinnhø	5,8	2,3	3,8	5,2	0,8
Nystuguhø	4,7	-	3,2	3,5	1,1
Gåvålia	-	3,9	3,6	-	-

Tabell 21. Fordeling av peileplott for kull som har opphold seg inne på kutt og/eller brannfeltet i 1993-94. Peileplott som ligger nærmere ei kutt- eller brannflate enn 20 meter defineres på flata. Antall kull i parentes.- Distribution of fixes of broods from cut and/or burnt area in 1993-94. Fixes closer to a cut or burnt patch than 20 m are defined as inside the patch. Number of broods in parenthesis.

	Plassering av peileplott/Position of fixes	
	Utenfor/outside	Innenfor/inside
1993 (6)	171	13
1994 (7)	25	4
Totalt/total	196	17

8.2 Resultater

Det vil her bare bli presentert resultater for hele prosjektperioden sett under ett. Resultater av mer spesiell karakter for de enkelte år, slik som steggenes atferd, snøavsmelting, start for forskjellige feltaktiviteter mm., er tidligere presentert i NINA Oppdragsmeldinger (Pedersen 1991, Pedersen et al. 1992, 1993, 1994). Det henvises derfor til disse hvis slik informasjon ønskes.

Antall territorielle stegger i hele undersøkelsesområdet har variert svært lite i prosjektperioden. Flest stegger ble funnet i 1991 (28) og ferrest i 1990 og 1992 (22) (**tabell 15**). Også innenfor de enkelte feltene har antall stegger vært svært stabilt i hele perioden og det ble ikke funnet noen statistisk signifikant endring i antall stegger mellom feltene fra 1989 til 1994 (G-test, $p > 0.05$). I gjennomsnitt har steggettheten i de tre feltene vært 3.1 stegger/km² (kuttfelt), 4.5 stegger/km² (brannfelt), og 5.4 stegger/km² (kontrollfelt) i prosjektperioden.

Det ble funnet et varierende antall reir på de forskjellige feltene hvert år. I enkelte år (1990, 1992 og 1993) var antallet reir på

enkelte av feltene for lavt til å kunne foreta sammenligning mellom feltene. Hvis vi sammenligner de forskjellige eggvariablene for egg fra førstegangslagte kull (**tabell 16**), er det ingen signifikant forskjell mellom de forskjellige områdene innen samme år (Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$). Ved å slå sammen materialet for de forskjellige feltene innen år viser det seg å være signifikante forskjeller mellom år for alle parametrene (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$). En sammenligning mellom år kan tyde på at hønene la litt færre, men større egg i 1990 i forhold til de øvrige årene (**tabell 16**).

Klekketidspunktet var i 1993 noe tidligere enn i de øvrige årene (gjennomsnittlig klekkedato for alle reir, 25 juni) og de første kullene klekket allerede 21 juni (**tabell 16**). Som vi også ser av **tabell 16** var klekkeprosenten forholdsvis lav i 1993 og i enkelte reir var den så lav som 40%. Dette er et uvanlig bilde og ved undersøkelse av uklekkede egg viste det seg at mange inneholdt 10-14 dager gamle døde fostere. Det er vanskelig å si hva denne dødeligheten skyldes, men en mulig forklaring kan være at temperaturen i rugetida har vært så lav at nedkjøling av egg/fostere har ført til økt dødelighet. En sammenligning av minimumstemperaturene i juni viste at hele 14 dager hadde temperaturer under frysepunktet i 1993, mens i de øvrige årene varierte dette mellom 1-7 døgn (**tabell 17**) (G-test, $G=33,02$, $df=5$, $p < 0.001$) (se også **tabell 3a**).

Antall reir i de forskjellige feltene var for lite til at man kunne sammenligne predasjon på reir og høner mellom feltene. Det var allikevel ingen ting som tydet på at predasjonen var vesentlig forskjellig i de tre feltene og materialet er derfor slått sammen innen år. Som vi ser av **tabell 18** varierte prosent eggpredasjon på førstegangslagte reir fra 0% (1991) til 38% (1992) (G-test, $G=10,29$, $df=5$, $p < 0.01$), mens predasjon av høner etter klekking varierte mellom 7% (1993) og 75% (1991) (G-test, $G=14,61$, $df=5$, $p < 0.01$). Det ble imidlertid ikke funnet noen signifikant korrelasjon mellom prosent reirpredasjon og hønepredasjon ($p > 0.05$). I 1993 var den totale predasjon minst (0% reirpredasjon og 7% hønepredasjon), mens f.eks. 1992 hadde både høy reirpredasjon (38%) og hønepredasjon (43%). 1991 peker seg ut som et spesielt år uten registrert reirpredasjon, men hele 75% hønepredasjon.

Med unntak av 1989 er materialet for lite til å kunne teste for forskjeller i kullstørrelse mellom felter (**tabell 19**). Det ble imidlertid ikke funnet signifikante forskjeller mellom feltene i 1989 (Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$). Det ble heller ikke funnet signifikante forskjeller når materialet fra de behandlede feltene ble slått sammen og testet mot kontrollfeltet (Mann-Whitney test, $p > 0.05$). Totalt sett var det relativt liten variasjon i kullstørrelse mellom år med unntak for 1991 som skiller seg ut med liten kullstørrelse (**tabell 19**). På bakgrunn av den høye predasjonen enten på reirstadiet eller på voksne høner etter klekking er det ikke uventet at kullantallet er lavt i hele området med unntak for 1989 og 1993. I 1993 syntes også kyllingoverlevelsen å være rimelig god (**tabell 19**). Produksjonen ble allikevel ikke spesielt stor noe som bl.a. skyldes den lave klekkeprosenten i mange reir (**tabell 16**).

På grunn av relativt sterk predasjon gjennom hele prosjektperioden blir materialet på kyllingproduksjon per to voksne i august

for lite til å kunne foreta sammenligning mellom felter. Data fra hele undersøkelsesområdet er derfor slått sammen og sammenlignet med omkringliggende områder hvor augusttaksering er foretatt (**tabell 20**). Som vi ser har antall kyllinger/2 voksne vært relativt høye i 1990, 1992 og 1993, mens 1991 og 1994 hadde svært lav produksjon. Tallene er imidlertid usikre da antall observasjoner/år er lavt.

Videre ser vi av **tabell 20** at det er rimelig god overensstemmelse mellom antall kyllinger/2 voksne i undersøkelsesområdet og de øvrige Kongsvoll-terrengene innen hvert enkelt år. I 1991 var produksjonen vesentlig lavere i undersøkelsesområdet enn de øvrige terrengene. Dette skyldes store lokale forskjeller i predasjon dette året (se Pedersen et al. 1992). Også 1992 skiller seg litt ut med svært høy kyllingproduksjon i undersøkelsesområdet og kun middels i de øvrige terrengene. Denne forskjellen er sannsynligvis ikke reell fordi verdien fra undersøkelsesområdet bygger på svært få observasjoner hvor kullene tilfeldigvis var store.

Igen, på grunn av sterk predasjon, er materialet på kullenes bruk av manipulert habitat svært begrenset. Inntrykket har imidlertid hele tiden vært at kullene ikke benytter manipulert vegetasjon i særlig grad. I 1993 hadde vi for første gang et rimelig antall kull som kunne følges kontinuerlig fra klekking og fram til midten av juli. Det har allikevel ikke vært mulig å splitte opp dette materialet avhengig av om kullet brukte brannflater eller kuttflater. Materialet er derfor slått sammen. Av **tabell 21** ser vi at kull som har oppholdt seg inne på kutt- eller brannfeltet har blitt peilet i tilknytning til manipulerede flater i 8% av plottene. I dette materialet er det ikke tatt med kull som klekkes på kontrollfeltet og som ikke krysset grensa til brann- eller kuttfeltet.

8.3 Diskusjon

Hekkebestand

Gjennom hele prosjektperioden fra 1989 til 1994 etablerte de territorielle steggene seg i samme antall og med samme fordeling mellom de tre områdene som før brenning og kutting ble gjennomført. Resultatene fra dette prosjektet viser derfor ikke samme utvikling i rypebestanden etter at det er kuttet og brent som det konkluderes fra brenning på Sletthallen (Phillips et al. 1992). Våre resultater stemmer imidlertid overens med resultater fra andre områder i Norge hvor det er foretatt undersøkelse av lirypebestanden i forbindelse med brenning, som f.eks. i Vestre Gausdal (Solbraa 1992, 1993) og Atna (Steen pers.med.).

Kan det tenkes at vi på Hjerkin har brent og kuttet for lite areal slik at det ikke er mulig å oppnå målbare resultater? Arealet av brannfeltet var 1.3 km² og hadde i 1989 en steggetetthet på 4.6 stegger/km². Vi vet ikke hvor stor andel av en steggs territorium som utgjøres av behandlet heiareal på Sletthallen, men siden det først ble registrert en bestandsoppgang i området med 15% brent areal, kan vi ta utgangspunkt i at 15% av steggens territorium utgjøres av behandlet areal. Siden det totale areal som ble brent på Hjerkin var 83,5 da, burde totalt "steggareal" hvor 15% av arealet var behandlet utgjøre 567 da. Gjennom våre undersøkelser i Gåvålia, som ligger 3-4 km fra undersøkelsesområdet, vet vi at steggenes territorium varierer fra 20 til 125

da (Pedersen 1984). Hvis vi bruker gjennomsnittlig territoriestedelse for stegger i Gåvålia i en femårs-periode (varierer mellom 43 da og 78 da), og fordeler disse på 567 da «steggareal» i brannfeltet ser vi at antall stegger i tilknytning til de behandlede flatene burde ligge mellom 7 og 13. Vi ville m.a.o. hatt 7-13 stegger innenfor et areal på litt i overkant av 0.5 km² eventuelt i tillegg til stegger på det øvrige av brannfeltet (de resterende 0.8 km²). Samme type betraktninger kan gjøres for kuttfeltet. Hvis steggene hadde svart positivt på brenning eller kutting er det derfor lite sannsynlig at det behandlede arealet er for lite til at effekter ville kunne måles. Det er heller ingen indikasjoner på at steggene har fordelt seg annerledes, dvs. mer i tilknytning til brente eller kuttete flater etter behandling i forhold til før.

Forsøk med forskjellige faktorer for begrensning av bestandstetthet hos fugl har vist at enkeltfaktorer kan gi svært varierende resultat både innen arter mellom områder, men også innen arter og områder mellom år. Det er videre mulig å tenke seg at en kombinasjon av enkeltfaktorer som hver for seg gir negativt resultat kan gi positive resultater (Newton 1994). Fra Skottland vet vi at lyngbrenning kombineres med intensivt drevet predatorbekjempelse for å kunne oppnå de høye rypetetthetene (Hudson 1992). Det er imidlertid også klart at brenning av røsslyngheiene i Skottland skaper en bedre rypebiotop ved at det hele tida finnes relativt ung frisk lyng og at gjødslingseffekten sørger for at den nye lyngen har et høyt næringsinnhold (Jenkins et al. 1970, Miller et al. 1966, 1970). I Norge har vi gjennom brenning av dvergbjørk ikke samme gjødslingseffekten (Råen 1989, Andersen et al. 1990, Phillips et al. 1992), og det ser ikke ut for at vi skaper bedre rypebiotoper gjennom kun å foreta brenning av dvergbjørk.

Hovedforskjellen mellom Sletthallen og undersøkelsene i Vestre Gausdal og på Hjerkin er at man på Sletthallen, som i Skottland, parallelt med brenning har drevet predatorbekjempelse (Phillips et al. 1992). På seminaret om «Forvaltning av lirype» i Meråker, våren 1995, ble det under presentasjonen av Sletthallen-prosjektet presisert at predatorbekjempelse allerede ble igangsatt i 1975, mens de første forsøkene med brenning ble foretatt i 1978 (Steen pers.med.). Sletthallen-prosjektet har derfor ikke vært et rent brenningseksperiment, men har kombinert indirekte (biotoprettede) tiltak med direkte tiltak (predatorbekjempelse). Phillips et al. (1992) konkluderer at økningen i hekkebestanden hovedsakelig må skyldes brenning siden predatorkontroll ble foretatt både i brente og ikke-brente områder og økningen i hekkebestanden bare ble funnet på området med 15% brent areal. Økningen i jaktutbytte etter 1978 tilskrives en kombinert effekt av brenning og predatorkontroll (Phillips et al. 1992). På grunnlag av resultater tidligere publisert i Phillips og Aalerud (1984) og Aalerud (1985, 1989) vil jeg imidlertid hevde at det er en økning i antall territorielle stegger i såvel brent som ubrent areal, både hvor det er brent 5% og 15%. Dette indikerer at andre forhold enn brenning har ført til en generell bestandsøkning på Sletthallen etter 1978. På bakgrunn av disse forhold og den manglende positive effekt brenning har hatt på rypebestanden i andre, rene biotoprettede undersøkelser, konkluderes det med at oppgangen i hekkebestanden og det økte jaktutbyttet på Sletthallen i hovedsak skyldes predatorbekjempelse og ikke brenning. På bakgrunn av nevnte "synergieffekt" mellom enkeltfaktorer (Newton 1994), kan det teoretisk sett ikke

utelukkes at kombinasjonen brenning og predatorbekjempelse har hatt positiv effekt på rypebestanden.

Predasjon

Totalt sett har eggpredasjonen ligget på et normalt nivå, mens predasjon på voksne høner etter klekking har vært eksepsjonelt høy i hele prosjektperioden. Den laveste predasjonen totalt sett på reir og høner fant vi i 1993. Den lave reirpredasjonen ble funnet på tross av at alternativ føde for potensielle eggpredatorer i form av smågnagere var helt ubetydelig i området. I tråd med dette ble det, i likhet med våren 1991, 1992 og 1994 observert få potensielle eggpredatorer som røyskatt *Mustela erminea* og kråkefugl. Gjennom hele prosjektperioden ble 10 av våre førstegangslagte reir tatt hvor kråke *Corvus c. cornix* var sannsynlig predator i ett tilfelle. I de øvrige predasjonstilfellene var røyskatt den mest sannsynlige eggroveren, mens rødrev *Vulpes vulpes* kom som en sannsynlig nummer to. Det ble i det hele observert svært få «kråkespiste» egg.

Som for reirpredasjonen var predasjonen også på voksne høner lav i 1993 (7%), den samme som Myrberget (1988b) oppgir for sommerdødelighet på voksne liryper. Med unntak av 1993 var predasjonen på voksne høner svært høy i hele prosjektperioden (25-75%). I 1989 ble den sterke predasjonen på voksne høner tilskrevet nedgang i smågnagerbestanden utover våren samtidig som man hadde en relativt stor bestand av rovfugl og rovpattedyr som måtte skifte fra smågnagere til alternativ føde som f.eks. rype (Pedersen 1991). I årene 1990-92 var smågnagerbestanden lav om våren og rovviltbestanden syntes også å være lav. På tross av dette ble det sommeren 1991 påvist 75% predasjon på voksne høner og sommeren 1992 hadde vi en reirpredasjon og hønepredasjon som tilsammen medførte at 75% av førstegangslagte kull ikke klekket.

På grunnlag av den lave predasjonen vi hadde i 1993 var det grunn til å tro at bestanden av potensielle eggpredatorer som f.eks. røyskatt var svært lav etter mange år med minimal smågnagertilgang (se kapittel 9.2). Av potensielle voksenfuglpredatorer som jaktfalk *Falco rusticolus*, kongeørn *Aquila chrysaetos* og myrhauk *Circus cyaneus* ble det i perioden 1989-93 registrert en nedgang i antall territorier med førsøk på hekking, og ungeproduksjonen har vært lav i tilgrensende områder (f.eks. Kålås et al. 1992, Kålås & Framstad 1993, Gjershaug 1996). Det var heller ikke noe som skulle tilsi at bestanden av rødrev i området var særlig stor, snarere tvert imot. Vi forventet derfor at den lave predasjonen vi så både på reir og voksne høner i 1993 ville fortsette også i 1994. Dette viste seg å være tilfelle m.h.p. reirpredasjon som var moderat (15%), men igjen var predasjonen på voksne høner forholdsvis høy (38%). Dette indikerer at et lavt antall predatorer kan gjøre et relativt stort innhogg i rypebestanden når alternativ føde som f.eks. smågnagere mangler.

Eggkvalitet og kyllingoverlevelse

Tidligere undersøkelser har vist at tilgangen på næring for liryperhønene før egglegging kan påvirke eggkvaliteten og reproduksjonsresultatet (Moss et al. 1974, Moss et al. 1975, Brittas 1984). Det kunne derfor tenkes at manipulering av vegetasjonen gjennom brenning eller kutting kunne forbedre næringsforholdene for liryperhønene slik at eggkvaliteten ble forbedret i de

manipulerte områdene. Dette kunne indirekte virke inn på vekst og overlevelse hos kyllingene (Jenkins et al. 1965, Moss et al. 1981). Selv om materialet fra enkelte år var for lite til å teste forskjeller mellom områdene, var det allikevel totalt sett ingen indikasjoner på at hverken eggantall, eggstørrelse eller klekkeprosent var forskjellig mellom områdene. Sett på bakgrunn av den svært kortvarige gjødslingseffekten brenning av dvergbjørkhei har vist seg å ha i Norge (Råen 1989, Andersen et al. 1990, Phillips et al. 1992) synes dette resultatet rimelig.

Den opprinnelige tanken med brenning av dvergbjørkhei i Norge var som nevnt bl.a. å forbedre kyllingbiotopen (Phillips et al. 1984, Aalerud 1989) gjennom å åpne opp vegetasjonen slik at næringsplanter som blåbær ble mer tilgjengelig. En kan også tenke seg at gjennom å åpne opp dvergbjørkheia blir andre viktige næringsplanter som f.eks. forskjellige urter tilgjengelig for kyllingene. Videre er det mulig at insektproduksjonen favoriseres av vegetasjonsmanipulering og øker kyllingenes tilgang på viktige næringsemner (Solhøy 1989) (se også kap. 7). Dette forutsetter nødvendigvis at kullene benytter de vegetasjonsmanipulerte flatene noe som ikke tidligere er undersøkt i Norge.

Som vi har vist ovenfor var både reir- og hønepredasjon i hele perioden relativt sterk. Dette bidro vesentlig til å redusere datamengden på kyllingstadiet. Det har derfor ikke vært mulig å foreta en god undersøkelse på kullenes bruk av de manipulerte flatene. Hovedinntrykket er imidlertid at kullene ikke har noen preferanse for de manipulerte flatene. Det totale heiarealet som ble behandlet utgjorde 12% (gjennomsnitt av brent og kuttet areal), mens materialet fra 1993-94 viser at bare 8% av kullplotene ligger i tilknytning til de manipulerte flatene. I dette tallet er også medregnet kull som ble funnet opptil 20 meter fra flatene. Siden mange av de behandlede flatene var relativt små og lå spredt i områdene kunne det tenkes at kullene i området ikke oppdaget flatene. Dette synes ikke å være noe problem da de fleste av kullene som ble klekket innenfor kutt- eller brannfeltet foretok tildels lange kullvandring som også krysset behandlede flater. Hvis kyllingene prefererte de behandlede flatene ville vi forvente at kullene stoppet opp i nærheten av flatene for å utnytte disse, men i den grad vi har materiale på kullenes vandring synes dette ikke å være tilfelle. Resultatene fra Hjerkinns samsvarer med resultater fra Sletthallen hvor brenning ikke har forbedret kullhabitatet (Phillips et al. 1992).

På bakgrunn av den høye predasjonen både på reir og voksne høner etter klekking var det vanskelig å teste for forskjeller i kyllingproduksjon mellom feltene. Det er allikevel lite sannsynlig at kyllingproduksjonen på de manipulerte områdene ville skille seg noe vesentlig fra ubehandlet område. Dette bygger på manglende forskjeller i eggkvalitet mellom områdene og at kullene ikke syntes å benytte behandlede flater. I den grad det var mulig å undersøke forskjeller ble det ikke funnet indikasjoner på forskjeller mellom de tre feltene eller forskjell mellom feltene og de øvrige Kongsvoll-terrengene, med unntak av 1991 hvor produksjonen var vesentlig lavere i undersøkelsesområdet enn de øvrige terrengene (Pedersen et al. 1992). Selve vegetasjonsmanipuleringen har hatt ubetydelig effekt på kyllingproduksjonen i de manipulerte områdene i prosjektperioden, mens effekter av predasjon på forskjellige stadier av hekkesesongen har styrt bestandsutviklingen.

9 Øvrig biologi

Hans Chr. Pedersen

Brenning og kutting av dvergbjørkhei vil forandre lirypenes habitat, men også påvirke andre fugler og pattedyr på samme måte som ved brenning av røsslynghei i Skottland (Bibby 1988, Usher & Gardner 1988). En kan f.eks. godt tenke seg at åpning av vegetasjonen kan forskyve sammensetningen av spurvefuglsamfunnet ved at enkelte arter blir favorisert framfor andre. Likeledes kan en tenke seg at oppslag av gras på de behandlede flatene kan endre habitatet slik at det blir mer egnet for grasspisende smågnagere, mens f.eks. lemen blir skadelidende. Disse forhold kan igjen ha betydning spesielt for generalistpredatorer som røyskatt og rødrev, og deres alternative byttedyr, nemlig lirype.

9.1 Metoder

For kvantifisering av forekomster av *spurvefugler* ble det benyttet territoriekartlegging (Anon. 1978). Ved bruk av denne metoden kartfestes alle observerte fugler ved gjentatte besøk gjennom hekkesesongen. Basert på disse kartene kan en så avgrense forskjellige territorier. Da feltene er oversiktlige samtidig som hekkingen av spurvefugler er relativt synkron ble det valgt å takserer hvert område 5-6 ganger pr. sesong. Ved analysing av tettheter ble det stilt krav til minst to registreringer for å kunne akseptere ett territorium (Anon. 1978).

For å kunne estimere *smågnagerbestanden* i de forskjellige feltene fra år til år, ble det foretatt fangst av smågnagere i begynnelsen av juni, juli og august hvert år. Det ble satt ut feller fordelt på 6 kvadrater på hvert felt. Kvadratene har 6 m sider, og i hvert hjørne settes tre klappfeller, totalt 72 feller i hvert felt. Fellene ble kontrollert en gang i døgnet og det ble fanget i tre døgn, eller 216 felledøgn i hvert felt i hver fangstrunde.

Det ble satt ut feller i samme område som det ble satt ut vindusfeller og fallfeller for invertebrater (se **figur 18**). Fellene ble hovedsakelig satt ut i behandlet vegetasjon eller i kantsonen mellom behandlet og ubehandlet vegetasjon på kutt- og brannfeltet. Det ble benyttet standard «Rapp» klappfeller med bomullstråd fuktet med matolje som åte. Døde dyr ble lagt i numrerte plastposer og frosset ned inntil de ble artsbestemt etter beskrivelse av Frislid & Semb-Johansson (1972) og Siivonen (1968). Reproduksjonstilstand ble vurdert etter kriterier beskrevet av Kålås et al. (1991).

I tillegg til taksering av smågnagere og spurvefugl, ble det registrert observasjoner av rovfugl og rovpattedyr, samt observasjoner av øvrige ville pattedyr på de tre feltene. Disse observasjonene er imidlertid ikke tilstrekkelig systematisk utført før de siste to årene og egner seg derfor bare delvis til å sammenligne forekomst av arter innen år.

9.2 Resultater

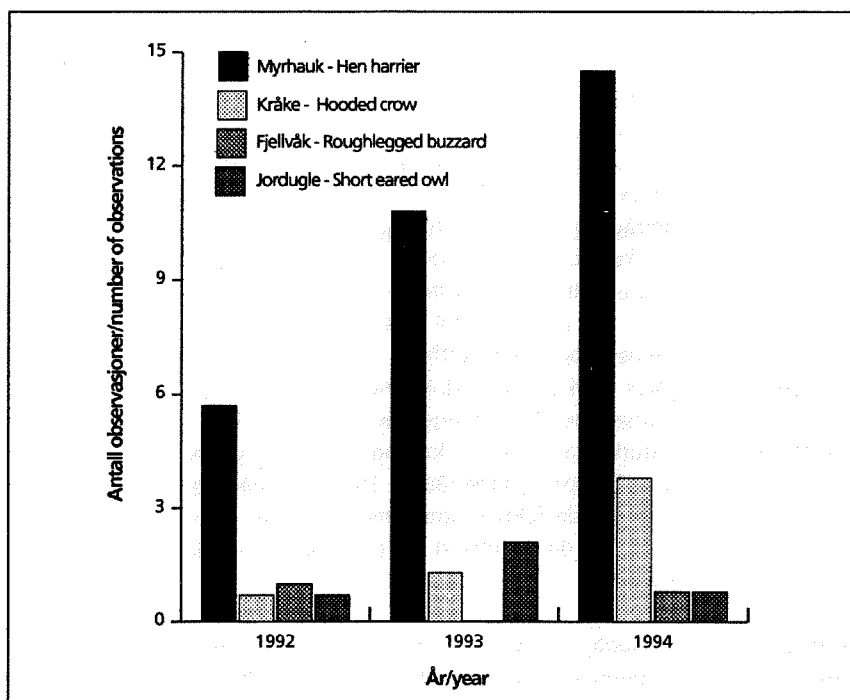
Det ble foretatt taksering av spurvefuglfaunaen i de tre feltene i tidsrommet juni-juli i 1989 og 1990. Siden det ikke var avsatt

midler til denne delen, og arbeidet ble foretatt på frivillig basis, var det ikke mulig å følge opp dette utover 1990. I alle tre områdene ble fuglefaunaen dominert av de tre artene løvsanger *Phylloscopus trochilus*, blåstrupe *Luscinia svecica* og heipiplerke *Anthus pratensis* (**tabell 22**). Videre er sivspurv *Emberiza schoeniclus* og lappspurv *Calcarius lapponicus* vanlige hekkefugler i områdene. Det er noe forskjell mellom feltene, og spesielt utpeker kontrollfeltet seg ved å ha høyere tettheter av sivspurv og lavere tettheter av blåstrupe og lappspurv enn de to øvrige feltene. Det er svært små mellomårsforskjeller. Totalt sett ble det funnet noe lavere tetthet i 1990 enn i 1989 (230 mot 269). Mest markant var reduksjonen i antall lappspurv. Det ble ikke funnet noen forandringer mellom feltene fra 1989 til 1990 som naturlig kan tilskrives kutting og brenning. De lavere tettheter av blåstrupe i kuttområdet i 1990 var forårsaket av få territorier omkring de fuktige områdene i sentrum av feltet. I dette området var det imidlertid lite omfang av kutting (se vegetasjonskartet).

Smågnagerforekomsten har vært svært liten i hele undersøkelsesperioden fra 1989 til 1994, og det har ikke vært mulig å påvise noen forskjell mellom de tre feltene. Selv om det i 1989 ikke ble fanget mer en to lemen i juni-august var det fortsatt atskillig lemen tilstede tidligere på våren, men det syntes som om bestanden brøt sammen samtidig med at snøen forsvant. Det ble allikevel observert såvel lemen som andre smågnagere gjennom hele sommeren. I 1990 ble det ikke fanget smågnagere i noen av fangstrundene og det ble heller ikke observert smågnagere i feltet. I 1991 var det antydning til en liten oppgang i smågnagerbestanden, men fangstresultatet var fortsatt relativt svakt. Det ble fanget 8 klatremus *Clethrionomus glareolus* og to markmus *Microtus agrestis*, 7 fangster på kontrollfeltet og tre i kuttfeltet. Fangstene fordelte seg med 3:4:3 i de ulike månedene fangsten pågikk. Hverken i 1992, 1993 eller 1994 ble det fanget smågnagere i noen av feltene i noen av fangstrundene.

Av flygende predatorer på lirype har det blitt observert kongeørn, jaktfalk, fjellvåk *Buteo lagopus*, hønehaug *Accipiter gentilis*, myrhauk, jordugle *Asio flammeus*, kråke, ravn *C. corax*, skjære *Pica pica* og fiskemåke *Larus canus*. Myrhauk var den langt vanligste å se, mens kråke, fjellvåk og jordugle skiftet om andre og tredjeplassen (**figur 27**). I løpet av undersøkelsesperioden hekket myrhauk sannsynligvis i ett eller flere av feltene i alle år, men det ble påvist hekking i 1989, 1990, 1991 og 1994. Jordugla ble bare påvist hekkende i 1992. På tross av svært lave smågnagerforekomster hadde myrhauken relativt store eggkull og ungeproduksjonen synes å ha vært bra (**tabell 22**).

Av rovpattedyr ble det observert røyskatt og rødrev. Dessverre ble ikke observasjoner av disse rovpattedyrene tilstrekkelig systematisk gjennomført før i 1992. Årene før dette er inntrykket at vi så en og annen røyskatt våren 1989, relativt ofte våren og sommeren 1990, men svært lite i 1991. Rødrev så vi knapt i disse årene. I 1992 har vi notert to observasjoner av røyskatt, men ingen av rev. I 1993 har vi én observasjon av rev, men ingen av røyskatt. Og endelig i 1994 har vi én observasjon av hver av disse rovpattedyrene.



Figur 27. Antall observasjoner/10 dager av forskjellige flygende predatorer på Hjerkind i 1992-94. - Number of observations/10 days of different avian predators at Hjerkind in 1992-94.

Av andre pattedyr har vi sett moskus *Ovibos moschatus*, rein *Rangifer tarandus*, elg *Alces alces*, rådyr *Capreolus capreolus* og hare *Lepus timidus*. De fire første artene har besøkt området sporadisk gjennom hele perioden, men ikke i alle år. Harebestanden har vært lav helt siden vi startet i 1989. Det har jevnlig blitt observert hare i tilknytning til bjørkeskogen på kuttfeltet. Dette skyldes sannsynligvis at skogen gir haren ønsket skjul og ikke at haren tiltrekkes av kuttfeltet.

9.3 Diskusjon

På grunn av at det ikke var avsatt midler til taksering av spurvefuglfaunaen ble dette dessverre ikke fulgt opp etter 1990. Resultatene fra 1990 tyder allikevel ikke på at inngrepene hadde nevneverdig effekt på hverken sammensetning eller tetthet av spurvefugler i området. Ved arbeidet med leiting etter rype-reir blir alltid andre arters reder funnet. Selv om systematiske registreringer ikke ble foretatt er inntrykket fra årene 1991-94 at de relative forskjellene som opprinnelig fantes mellom de tre feltene ikke ble endret i perioden etter manipuleringen.

Etter at smågnagerbestanden i Snøhetta/Knutshø-området brøt sammen våren 1989 har det ikke blitt hverken fanget eller observert nevneverdig med smågnagere på Hjerkind. En kan derfor konkludere med at manipuleringen ikke hadde effekter av noen betydning på den lokale smågnagersituasjonen. Hvorvidt det hadde vært mulig å registrere effekter hvis vi hadde fått et smågnagerår på Dovrefjell vet vi imidlertid ikke. En kan også tenke seg at en utstrakt endring av vegetasjonsbildet med fjerning av krattvegetasjon og med oppslag av gras vil kunne gi en parallell til flatehogst i skogbruket; økt bæreevne for smågnagere, økt bæreevne for generalist-predatorer og økt predasjonstrykk på alternative byttedyr i sammenbruddsår for smågnagerne (Wegge et al. 1992).

Av flygende predatorer var myrhauk den klart vanligste. Dette var for såvidt overraskende på bakgrunn av at vi i slutten av 1970-åra og til slutten av 1980-åra bare hadde sporadiske vårobservasjoner i Gåvålia, som ligger 3-4 km fra undersøkelsesområdet (Pedersen upubl.). I hele denne perioden fant vi aldri hekkende myrhauk, men på Hjerkind fant vi på det meste i 1991 hele fem reir innafor et areal på 3-4 km². På tross av at smågnagerbestanden i hele perioden fra 1990-94 var svært lav ble det dokumentert vellykket hekking i de fleste år. Dette lot seg sannsynligvis gjøre fordi myrhauken bl.a. utnyttet lirypebestanden i området (se kapittel 8.3). Det er lite trolig at manipuleringen i kutt- og brannfeltet hadde noen innvirkning på etablering, tetthet og jakteffektivitet hos myrhauken. Vi fant ingen indikasjoner på forskjeller i noen av disse faktorer mellom de manipulerede feltene og kontrollfeltet.

Selv om observasjoner av rovpattedyr i undersøkelsesområdet var relativt sparsomt i hele prosjektperioden er det grunn til å tro at røyskatt var den vanligste og viktigste predatoren på rypeegg-, og kanskje også rypekyllinger (se kapittel 8.3). Materialet er imidlertid for lite til å ha noe inntrykk av om de manipulerede områdene hadde en annen tetthet av røyskatt enn kontrollområdet. Dette ville, som for smågnagerne vedkommende, kanskje latt seg undersøke hvis vi hadde hatt et smågnagerår på Dovrefjell i prosjektperioden (se ovenfor).

Tabell 22. Antall territorier av spurvefugler og rovfugler per felt i 1989 og 1990.- Number of territories of passerine birds and birds of prey in different areas in 1989 and 1990.

Art Species	1989 Felt nr. Area no.			1990 Felt nr. Area no.		
	I	II	III	I	II	III
Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>	23	32	35	25	31	30
Blåstrupe <i>Luscinia svecica</i>	23	23	15	12	25	14
Heipiplerke <i>Anthus pratensis</i>	20	23	19	22	16	19
Sivspurv <i>Emberiza schoeniclus</i>	4	4	10	7	5	11
Lappspurv <i>Calcarius lapponicus</i>	12	17	2	2	4	1
Rødvingetrost <i>Turdus iliacus</i>	0	1	1	2	1	2
Steinskvett <i>Oenanthe oenanthe</i>	3	1	0	0	1	0
Gulerle <i>Motacilla flava</i>	0	1	0	0	1	0
Myrhauk <i>Circus cyaneus</i>	0	0	1	0	1	0
Jordugle <i>Asio flammeus</i>	0	1	1	0	0	0

Tabell 23. Oversikt over hekkeresultat for myrhauk innenfor undersøkelsesområdet på Dovrefjell i perioden 1989 til 1994.- Reproductive output of hen harriers in the study area at Dovrefjell from 1989 to 1994.

År/year	Reir nummer Nest no.	Antall egg No. eggs	Antall klekt No. hatched	Antall flyged. No. fledged	Kommentar
1989	1	-	-	3	
1990	1	5	-	4	
	2	3	3	2	
1991	1	-	5	4	
	2	3	0	0	2 egg forsvant, reir forlatt
	3	-	-	4	
	4	-	-	-	
	5	6	6	4	
1992	-	-	-	-	hekket, reir ikke funnet
1993	-	-	-	-	hekket, reir ikke funnet
1994	1	-	5	5	
	2	-	5	5	
	3	4	1	-	

10 Sammenstilling av delresultater

Denne undersøkelsen har hatt som hovedmål å belyse flest mulig økologiske effekter av brenning og kutting av alpin heivegetasjon, i prinsippet dvergbjørkhei, og å vurdere tiltakets egnethet i viltstellsammenheng. Ved å foreta brenning av dvergbjørkheia ønsker man å forbedre lirypenes habitat gjennom primært å 1) øke næringsinnholdet i vegetasjonen (gjødslingseffekten); 2) øke tilgangen på viktige næringsplanter (blåbær). Siden vi ved prosjektets begynnelse hadde klare resultater som viste at gjødslingseffekten etter brenning av dvergbjørkhei i et alpint miljø er svært kortvarig, ble denne faktoren utelukket, mens en effekt av økt tilgang på viktige næringsplanter fortsatt kunne være en mulighet. En slik effekt ville også kunne forventes hvis dvergbjørkheia ble kuttet og vi inkluderte derfor kutting i undersøkelsen. I tillegg til en effekt på vegetasjonen var det mulig at brenning og kutting økte tilgangen på invertebrater for kyllingene og således hadde en positiv effekt på vekst og overlevelse på kullstadiet. Både økt tilgang på viktige næringsplanter og økt tilgang på invertebrater ville forbedre området verdi som lirypebiotop og kunne resultere i en økt hekkebestand.

Resultatene fra lirypedelen av prosjektet viser imidlertid ingen effekt, hverken positiv eller negativ av brenning eller kutting på hverken hekkebestand eller kyllingproduksjon. I hele prosjektperioden var predasjon svært omfattende i undersøkelsesområdet. Det er derfor nærliggende å spørre om dette førte til at eventuelle positive effekter av brenning eller kutting ikke ble oppdaget fordi datagrunnlaget ble for lite. Selv om de resultatene vi har på eggkvalitet, kullstørrelse, habitatvalg og kyllingproduksjon ikke direkte indikerer noen effekter av tiltakene kan det være interessant å diskutere dette i lys av resultater fra vegetasjons- og invertebratdelen.

Vierarter, blåbær og flere arter av urter er viktige næringsplanter både for lirypekyllinger og voksne liryper og en økt tilgang på disse planteartene vil kunne føre til en forbedring av habitatet for liryper. I undersøkelsesområdet er det generelt sett en god tilgang på vier og det er lite som indikerer at det er en begrensende ressurs i den tida av året den er tilgjengelig over snøen. Både i brente og kuttete felter viste vier en god gjenvekst etter manipuleringen, men vesentlig kraftigere i kuttfeltet enn i brannfeltet. I kuttfeltet etablerte også vier seg i analyseflater som ikke hadde vier før kutting. Imidlertid er det ingen indikasjoner på at dette nyoppslaget av vier har blitt beitet, noe som støtter antagelsen om at vier neppe er noen begrenset ressurs i området.

Blåbærtilgangen i området var derimot svært begrenset og før brenning og kutting ble gjennomført ble blåbær kun funnet som små undertrykte planter i dvergbjørkheia. Det var derfor en større mulighet for at økt oppslag av blåbær ville kunne påvirke rypebestanden positivt. Imidlertid ble det ikke funnet noen økning i forekomst av blåbær hverken i brannfeltet eller i kuttfeltet slik at tiltaket ikke kan sies å ha forbedret biotopen mhp blåbær.

Før tiltaket ble igangsatt fantes urtene vesentlig som små, spede individ. I hvor stor grad tilgangen på forskjellige urter var en viktig begrensende faktor for rypebestanden vites ikke, men det er lite trolig at dette er avgjørende for bestandens størrelse. Etter at kutting og brenning ble foretatt har de urtene som regenererte blitt mer livskraftig samtidig som tilgjengeligheten i de manipulerte flatene sannsynligvis har blitt forbedret. På brannfeltet kom det vesentlig opp urter, f.eks. gullris, som er dårlige næringsplanter for rype. I kuttfeltet regenererte i tillegg noen urter som beites av rype, vesentlig bleikmyrklegg, fjellfrøstjerne, fjelltistel og stormarimjelle. Det er allikevel lite sannsynlig at brenning og kutting medførte noen vesentlig forbedring av habitat mhp urter.

Av vegetasjon som syntes å trekke vesentlig fordel av brenning og kutting var gras som smyle og sauesvingel, som tildels dominerte i større områder, spesielt i brannfeltet. Selv om det er påvist at ryper spiser grasfrø utgjør dette en relativt beskjedent andel av rypenes næring. Det er derfor usannsynlig at grasdominert habitat øker området verdi som rypehabitat

Insekter utgjør en svært viktig næringsressurs for lirypekyllinger i de første leveukene og en manipulering av habitatet som øker tilgangen på insekter vil kunne forbedre området for liryper. Det er i første rekke sommerfugllarver og tovinger som er av større betydning som kyllingmat (se også **tabell 14**). I vår undersøkelse har vi ikke foretatt oppsplitting av materialet på tovinger, men bare målt biomasse. Dette viser at brannfeltet hadde en forbigående økning i mengde tovinger i 1990 og 1991, mens det i 1993 var vesentlig mindre enn før brenning i 1989. I kuttfeltet så vi ingen økning etter kutting, mens kontrollfeltet fulgte endringene i brannfeltet, men med mindre utslag. Resultatene fra undersøkelsene på biller og edderkopper indikerte at endringer i abiotiske faktorer mellom år i hovedsak er årsak til endringer i samfunnsstrukturer fra år til år og ikke inngrepene. Det samme kan synes å være tilfelle for tovinger, men en viss effekt av brenning kan ikke utelukkes. Dette betyr at tilgangen av tovinger for rypekyllinger kan ha blitt forbedret etter brenning, men at brenningen har hatt kortvarig effekt.

En total vurdering av effekter av brenning og kutting på vegetasjon og invertebratfauna synes ikke å ha forbedret områdenes kvalitet som lirypehabitat. Resultatene fra disse delstudiene støtter derfor konklusjonen fra lirypedelen og det er lite sannsynlig at den høye predasjonen på lirypebestanden har kamuflert positive effekter av brenning og kutting.

11 Sammendrag

I Norge har det gjennom tidene blitt lansert flere potensielle biotopforbedrende tiltak for liryper. På slutten av 1970-tallet ble brenning av alpin heivegetasjon, såkalt «lyngbrenning» etter skotsk mønster, introdusert som et mulig biotopforbedrende tiltak for liryper. Dette tiltaket ble tatt i bruk av enkelte private grunneiere, hvorav Sletthallen-prosjektet er best kjent. På grunnlag av positive meldinger fra Sletthallen ble det i løpet av de neste 10 år diskutert hvorvidt tiltaket skulle benyttes i større skala. Det var imidlertid knyttet en del uklarheter til tiltakets nytteverdi og Direktoratet for naturforvaltning gav derfor NINA i 1989 i oppdrag å undersøke effekter av tiltaket nærmere. På grunnlag av resultater fra tidligere brenningsforsøk kunne man si at kutting av heivegetasjon muligens ville gi samme effekt som brenning på lirypebestanden. Det ble derfor igansatt et prosjekt for å belyse effekter av brenning og kutting av alpin heivegetasjon på lirypebestanden, avrenning av næringsstoffer, vegetasjon og invertebratfauna. Arbeidet ble gjennomført i perioden 1989-1994 på Dovrefjell, Dovre og Oppdal kommuner.

Ved prosjektstart i 1989 ble bakgrunnsdata fra undersøkelsesområdet innhentet. Det ble lagt ut ett kontrollfelt (1,8 km²), ett brannfelt (1,3 km²) og ett kuttfelt (2,8 km²) hvor det ble foretatt taksering av hekkebestand og registrering av reproduksjonsbiologiske parametre av liryper, måling av vannkjemiske parametre, utlegging og analyse av botaniske prøveflater, vegetasjonskartlegging, samt registrering av invertebrat- og spurvefuglfaunaen. I 1990 ble 10% av heiarealet brent, mens ytterligere areal ble brent i mai 1991, slik at totalt 15,4% av heiarealet ble behandlet. Det lot seg ikke gjøre å brenne de fuktigste utformingene av dvergbjørkheia. Tilsvarende ble kutting gjennomført i mai og november 1990 slik at 10,1% av heiarealet ble behandlet. I praktisk sammenheng synes kutting av vegetasjonen å være lettere å utføre enn brenning. I tillegg vil kutting ikke medføre tap av næringsstoffer gjennom røyk. Begrensningen i kutting ligger i at terrenget må være tilgjengelig med traktor.

For å undersøke eventuell avrenning av næringsstoffer fra de manipulerede feltene ble det tatt vannprøver fra bekker med tilstrekkelig vannføring gjennom hele sesongen i 1989-1991. Det ble analysert på pH, alkalitet, nitrat, kalsium, magnesium, kalium og natrium. Alkaliteten ble brukt som et mål på hvor mye næringsstoffer som ble vasket ut fra feltene. Det ble ikke påvist økt avrenning av næringsstoffer, målt som alkalitet i avrenningsvann, i noen av feltene de to første årene etter brenning og kutting. Det kan tenkes at utvaskede næringsstoffer bare når bekkene etter større nedbørsepisoder eller at bekkene drenerer for store nedslagsfelt i forhold til manipulert areal.

Vegetasjonskartet ble primært laget som støtte for rypeundersøkelsene og for å få en bedre stedfesting av de kuttete og brente arealene. Samtidig gir kartet et bilde av naturforholdene i de tre forsøksfeltene med tilgrensende områder. Det er laget på grunnlag av forholdsvis omfattende feltbefaring i de ulike delene av karleggingsområdet somrene 1989 og 1991. Området består for det meste av myr-, hei- og rabbvegetasjon. I tillegg finnes små arealer med fjellbjørkeskog, et par små snøleier og et beiteområde ved Grønnbakken i nordøst. Området preges av et lite antall

vegetasjonstyper som til dels glir gradvis over i hverandre og til dels opptrer i en mosaikk slik at de ikke kan skilles fra hverandre på et kart.

Rabbene er fattige (R1, R2) og arealmessig minst representert i kontrollfeltet. Lesidene har de økologisk mest gunstige forholdene i fjellet. Mange av de karakteristiske artene er felles med vegetasjonstyper under skoggrensen. Dvergbjørk/vier-hei danner en sone med tett, 0,5-0,75 m høy buskvegetasjon nedenfor rabbene. Dette har, i vårt område, blitt den store samleenheten for heisamfunn med dvergbjørk (*Betula nana*), vier (*Salix* spp.) og einer (*Juniperus communis*). Ellers er det utfigurert noen få, små områder med blåbær-blålynghei (S3) og fattig høystaudekratt (S6). Fjellbjørkeskog (A1b, A2b, A4c og C2b) finnes bare i kutt- og kontrollfeltene. Arealmessig utgjør skog en meget liten del av feltene. Myr opptrer for det meste i forsøksfeltene i landskapet og langs bekkedrag. De er mosaikker der de enkelte utformingene dekker så små areal eller så smale soner at de ikke lar seg utfigurere i praksis. Myrene er derfor slått sammen i fire samleenheter (L1/L2, L3, M1b/M3b og M4). Gras-snøleier (T1) finnes et par steder i bunnen av bratte skråninger.

De botaniske undersøkelsene skulle dokumentere vegetasjonssammensetningen i forsøksfeltene før brenning/kutting ble foretatt og forløpet av suksesjon/regenerering de fem første vekstsesongene. Den undersøkte dvergbjørk-vegetasjonen er klassifisert som dvergbjørk-fjellkrekling rabb, reinlav type (R2b), dvergbjørk/vier-hei, fattig type (S2a) og dvergbjørk/vier-hei, rik type (S2b). En DCA-ordinasjon viste at hovedgradienten går fra rutene på rabben via den fattige heien til den mest urterike heivegetasjonen. Gradienten er tolket til å være en næringsgradient.

Den brente rabben var mest artsfattig, også ved prosjektets slutt. Det ble en gunstigere utvikling i dvergbjørk/vier-heien etter kutting enn etter brenning, selv om brenningen var skånsom. Det var vesentlig flerårige arter som hører hjemme i den opprinnelige vegetasjonen som ble reetablert i analyseflatene. Gjenveksten gikk raskere i kuttfeltet enn i brannfeltet, dessuten var flatene mer artsrike, særlig med hensyn til urter og moser. Dette forholdet fremgår klart av at første-aksen i DCA-ordinasjonen primært skilte mellom de to inngrepstypene. Det er flere årsaker til dette. Jordsmonn og røtter ble ikke skadd av kuttingen mens den øvre delen av humuslaget ble brent. Ikke noe av biomassen forsvant fra kuttfeltene; i stedet skjedde en sakte nedbrytning av det døde materialet. Dette kan ha gitt en svak gjødslingseffekt. I brannfeltet, derimot, har det sannsynligvis foregått en erosjon og utvasking av næringsalter fra de brente flatene selv om dette ikke er påvist i bekkene. Resultatet er en større overlevelse av arter etter kutting enn etter brenning. Dessuten utviklet vier (*Salix* spp.) og sauesvingel (*Festuca ovina*) seg raskere der det var kuttet. Smyle (*Deschampsia flexuosa*), derimot, kom raskt i begge feltene.

Gjenveksten i de to feltene er også studert hver for seg. Ordinasjonen viste at hovedvariasjonen i begge tilfellene avspeilet den opprinnelige vegetasjonssammensetningen mens akse 2 gjenspeilet gjengroingen. I motsetning til i kuttfeltet viste det seg at nest etter antall sesonger (tid) var det avstand til intakt dvergbjørkheia som hadde størst betydning for utviklingen i brannfeltet.

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) er en viktig beiteplante for lirype. Det viste seg at gjenveksten ble svært dårlig, også i kuttfeltet. Mange mislykkede etableringsforsøk ble registrert. Bare små, spinkle individ ble registrert også i 1994.

Værforholdene, særlig fuktighetsforholdene, er en begrensende faktor for gjenveksten. Temperaturforholdene har størst betydning etter at et individ er etablert. Da kan en varm sommer utnyttes både til vekst, blomstring og frøsetting. Sommeren 1992 var værforholdene på Dovre ekstreme. Denne effekten er derfor diskutert i et eget avsnitt.

For å finne ut hvordan brenning og kutting av små arealer i alpin heivegetasjon påvirker invertebratfaunaen, ble det brukt to typer insektfeller. I alt 24 fallfeller og 12 vindusfeller ble utplassert i hvert av de tre feltene. Fellene var de fleste år operative i perioden fra juni til september. Bille- og edderkoppmaterialet fra årene 1989-91, i alt henholdsvis 81 og 50 arter, ble ordinert (DCA-analyse). Forskjeller mellom de ulike feltene og årene ble testet statistisk på de hyppigste artene. Vindusfelle materialet ble skilt på ordensnivå og kun billene ble bestemt til art. I tillegg ble kropprøver fra 6 rypekyllinger undersøkt og identifisert.

Det ble kun påvist små endringer i samfunnsstrukturen hos biller og edderkopper. Av de middels tallrike artene i fallfelle materialet viste løpebillene *Carabus glabratus*, *Cymindis vaporariorum* og kortvingen *Tachinus elongatus*, samt edderkoppene *Micaria alpina*, *Haplodrassus signifer*, *Pardosa palustris* og *Cnephalocotes obscurus* en økning etter kutting og brenning av vegetasjonen. Av de mer fåtallige artene dukket det opp noen klassiske pioner- eller åpenmarksarter i de behandlede feltene. Kropprøver fra lirypekyllinger indikerte ellers at tovinger er viktig føde for dem i lavalpin heivegetasjon. Vindusfeller viste også at denne insektordenen dominerte kraftig (88%) når det gjelder de insektene som svermer mest.

Undersøkelsen har ikke avslørt like store endringer i invertebratfaunaen som mange liknende eksperimenter. Dette kan forklares av det sterkt fragmenterte forsøksområdet og ved at faunaen her i det lavalpine beltet er sterkt fysisk eller abiotisk kontrollert. Brenning og kutting ga imidlertid en forstørring av allerede eksisterende forskjeller i samfunnsstruktur i bille- og edderkoppfaunaen innen forsøksområdet. Forskjellen som følge av behandlingen var større første året etter behandling enn andre året. Brenning var et hardere behandlingsregime enn kutting, ved at faunaen i brannfeltet viste en mer langsom restituering etter inngrepet enn faunaen i kuttfeltet. Dette skyldes sannsynligvis en raskere gjenvoksing av de kuttete arealene enn i de brente arealene. Klimatiske forskjeller fra år til år og forskjeller i vegetasjonsstruktur var de to faktorene som best forklarte endringene i samfunnsstruktur mellom år og mellom felt med ulike behandlingsregimer.

Totalt antall territorielle stegger i undersøkelsesområdet varierte lite fra 1989 til 1994 (22-28 stegger) og det ble ikke funnet vesentlige endringer i steggetetthet mellom feltene i denne perioden (\bar{x} = 3.1 stegger/km² i kuttfelt; \bar{x} = 4.5 stegger/km² i brannfelt; \bar{x} = 5.4 stegger/km² i kontrollfelt). Det er lite sannsynlig at behandlet areal er for lite til å oppnå målbare resultater. Hovedforskjellen mellom Sletthallen og denne undersøkelsen er at vi kun har manipulert vegetasjonen, mens det på Sletthallen

også ble bekjempet predatorer. En kombinasjon av flere enkeltfaktorer kan teoretisk sett gi en «synergieffekt» som kan ha positiv effekt på rypebestanden.

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom feltene innen år for eggvariablene; antall, volum og klekkeprosent, selv om antall førstegangslagte kull var lite for enkelte år. Det ble imidlertid funnet forskjeller i eggvariabler mellom år. Klekkesidspunkt varierte noe mellom år med gjennomsnittlig klekkedato for alle reir 25. juni.

Det var ingen indikasjoner på forskjell i predasjonsfrekvens hverken på egg eller høner mellom feltene innen år. På førstegangslagte reir varierte eggpredasjonen mellom 0% og 38%, mens predasjon av høner etter klekking varierte mellom 7% og 75%. Det ble ikke funnet noen korrelasjon mellom egg- og hønepredasjon. F.eks. ble det i 1991 ikke påvist eggpredasjon, mens hønepredasjonen var hele 75% (det høyeste som sannsynligvis er påvist hos lirype). Den mest sannsynlige eggpredatoren var røyskatt, mens kråke spilte en vesentlig mindre rolle. I hele perioden var smågnagerbestanden svært lav og roviltbestanden virket også lav. På tross av dette var predasjonen høy i nesten hele perioden og en kombinasjon av egg- og hønepredasjon førte til at 75% av førstegangslagte kull ikke klekket i 1992. Resultatene indikerer at et lite antall predatorer kan forårsake vesentlig predasjon i en lirypebestand når alternativ føde som f.eks. smågnagere mangler.

På grunn av høy predasjon var materialet på kullstørrelse begrenset, men det finnes allikevel ingen indikasjoner på forskjeller i kullstørrelse mellom feltene, hverken i juli eller august. Det synes også å være relativt god overensstemmelse mellom kyllingproduksjonen i undersøkelsesområdet og de omkringliggende områdene. Store lokale forskjeller i predasjon førte enkelte år til forskjeller i kyllingproduksjon. Selv om materialet er noe begrenset, grunnet predasjon, synes ikke kullene å preferere de behandlede flatene. Det totale heiareal som ble enten kuttet eller brent dekker 12%, mens 8% av kullplotene ligger i tilknytning til de manipulerede flatene. Mange av flatene var små, men det er ikke noe som tyder på at kullene ikke oppdaget flatene.

Det ble bare foretatt taksering av spurvefuglfaunaen i 1989 og 1990. Det ble totalt sett funnet noe lavere tetthet i 1990 enn i 1989 (230 mot 269), med mest markant nedgang for lappspurv. Det ble allikevel ikke funnet forskjeller som kan tilskrives kutting eller brenning. Våren 1989 var det fortsatt en del lemen i området, men bestanden syntes å bryte sammen samtidig med snøsmeltingen. Etter dette har forekomsten av smågnagere vært svært lav i hele prosjektperioden og det kunne ikke påvises forskjeller mellom feltene. Myrhauk har hekket vanlig i området i alle årene og har på tross av manglende smågnager tilgang hatt tildels god ungeproduksjon. Dette skyldes bl.a. at myrhauken har utnyttet lirypebestanden i området og bidratt vesentlig til den høye predasjonen.

12 Summary

Several measures which might improve the biotope for willow ptarmigan have been proposed in Norway over the years, and at the end of the 1970's, the burning of alpine heath vegetation (heather burning) as practised in the British Isles, was introduced by a number of private landowners. The Sletthallen project is the best known of these experiments. Because of positive reports from Sletthallen, the next 10 years saw a debate on whether the practice should be used on a larger scale. However, there was some doubt regarding the usefulness of the method. Consequently, the Directorate for Nature Management awarded NINA a contract in 1989 to study its effects in greater detail. Based on results of previous burning experiments, it was possible to say that cutting of heath vegetation might have the same effect on the stock of willow ptarmigan as burning. A project was therefore started to show the effect of burning and cutting of alpine heath vegetation on the willow ptarmigan population, the runoff of nutrients, the vegetation and the invertebrate and passerine faunas. The work was carried out from 1989 to 1994 at Dovrefjell in the municipalities of Dovre and Oppdal.

When the project started in 1989, background data were obtained from the area to be investigated. One control area (1.8 km²), one burnt area (1.3 km²) and one cut area (2.8 km²) were laid out and a census of the breeding population of willow ptarmigan was undertaken along with the recording of parameters for their reproduction biology, the measurement of parameters for water chemistry, the laying out and analysis of botanical sample plots, vegetation mapping, and studies of the invertebrate and passerine faunas. In 1990, 10% of the heath area was burnt, and more was burnt in May 1991 giving a total area of 15.4% of heath being manipulated in this manner. The wettest developments of dwarf birch heath would not burn. Cutting took place in May and November 1990, a total of 10.1% of the heath in the area being treated in this manner. In practical terms, it seemed easier to cut the vegetation than to burn it. Moreover, cutting does not lead to loss of nutrients through smoke. The limitation regarding cutting is that the terrain must be accessible for a tractor.

To investigate the possible runoff of nutrients from the manipulated areas, water samples were taken in 1989-1991 from streams with sufficient flow throughout the season. Analyses were carried out for pH, alkalinity, nitrate, calcium, magnesium, potassium and sodium. The alkalinity was used as a measure of how much nutrient was washed out of the areas. The alkalinity measures of water samples from the areas did not show any increased runoff of nutrients the first two years after burning and cutting. It is conceivable that washed out nutrients only reach the streams following heavy periods of precipitation, or that the streams drain basins that are too large relative to the manipulated areas.

The vegetation map was chiefly made to support the willow ptarmigan investigation and to obtain a better knowledge of the kind of vegetation in the cut and burnt areas. At the same time, the map gives an impression of the natural conditions in the three trial areas and in neighbouring areas. It was made on the basis of relatively detailed field work in the various parts mapped during the summers of 1989 and 1991. The whole area consists largely of mire, heath and ridge vegetation. In addition, there are small alpine birch wood-

lands, a few small snow patches and a grazing area in the northeast, at Grønnbakken. The whole area is characterised by a small number of vegetation types, some of which grade gradually into one another and partly occur in a mosaic that makes them incapable of being shown individually on the map.

The ridges are poor (R1, R2) and areally they are least represented in the control area. Lee slopes offer the most favourable conditions. Dwarf birch-willow heath forms a zone of dense, 0.5-0.75 m high, shrub vegetation below the ridges. This is the main collective type recognised here, and contains dwarf birch (*Betula nana*), willows (*Salix* spp.) and juniper (*Juniperus communis*). Otherwise, a few small areas of bilberry-blue heath (S3) and poor tall-herb scrub (S6) were distinguished. Lichen/bryophyte and dwarf-shrub woodland (A1b, A2b, A4c) and tall-herb woodland (C2b) are only found in the cut and control areas. Woodland only comprises a very small part of the three areas. Mires chiefly occur in depressions and alongside streams. They are mosaics in which the individual developments cover such small areas or such narrow zones that they cannot, in practice, be distinguished separately. The mires are therefore lumped into four collective types, intermediate mire (L1/L2), intermediate mire dominated by lawns and hollows (L3), rich fen (M1b/M3b) and rich fen dominated by lawns and hollows (M4). Grass snow-patch vegetation (T1) is found in a couple of places at the foot of steep slopes.

The botanical investigations were intended to document the composition of the vegetation in the areas prior to burning and cutting and the course of the succession and regeneration of the vegetation during the first five growing seasons. The dwarf birch vegetation that was investigated was classified as dwarf birch-mountain crowberry ridge of *Cladonia* type, poor dwarf birch-willow heath (S2a) and rich dwarf birch-willow heath (S2b). A DCA ordination showed that the main gradient goes from the plots on the ridge, via the poor heath to the most herb-rich heath vegetation. This is interpreted as a nutrient gradient.

The burnt ridge was always poorest in species. Better regeneration took place in the dwarf birch-willow heath after cutting than after burning, even though the burning was light. The species which became re-established were mostly perennials which belonged to the original vegetation on the analysed surfaces. Regrowth was quicker in the cut area than in the burnt area, and their surfaces were, moreover, richer in species, especially herbs and mosses. This situation is clearly shown by the fact that axis 1 of the DCA ordination primarily distinguished the two types of manipulation. There are several reasons for this. The soil and roots were not damaged by the cutting, whereas the upper part of the humus layer was burnt. In other words, none of the biomass disappeared from the cut area; instead the dead material gradually decomposed. This may have given a weak manuring effect. In the burnt area, on the other hand, erosion and washing out of nutrients probably took place from the burnt surfaces, even though this was not revealed in the stream-water analyses. The result is a greater survival of species following cutting than after burning. Moreover, willows (*Salix* spp.) and sheep's fescue (*Festuca ovina*) developed more quickly in places where they were cut. Wavy hair-grass (*Deschampsia flexuosa*), on the other hand, recovered quickly in both areas.

Regeneration was also studied in the two areas separately. Ordination showed that the main variation in both cases reflected the original composition of the vegetation, whereas axis 2 reflected the regrowth. In contrast to the situation in the cut area, it was found that apart from the number of seasons (time), the distance from intact dwarf-birch heath had the greatest significance for the development in the burnt area.

Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) is an important grazing plant for willow ptarmigan. Its regrowth proved to be extremely poor, also in the cut area. Many unsuccessful attempts to re-establish were recorded. Only small, thin individuals were recorded, also in 1994.

The weather conditions, particularly the wetness, are a limiting factor for the regrowth. The temperature conditions are most important after an individual has become established. A warm summer can then be utilised for both growth, flowering and seeding. The weather conditions at Dovrefjell in summer 1992 were extreme. Their effect is therefore discussed in a separate section.

Two kinds of insect traps were used to find out how burning and cutting of small areas of alpine heath vegetation affect the invertebrate fauna. A total of 24 pitfall traps and 12 window traps were placed in each of the three areas. In most years, the traps were operative in the period from June to September. The beetle and spider material from 1989-1991, totalling 81 and 59 species, respectively, were ordinated (DCA analysis). Differences between the various areas and years were tested statistically for the most frequent species. The window trap material was distinguished at the order level and only beetles were identified at the species level. In addition, crop samples from 6 willow ptarmigan chicks were investigated and their content identified.

Only minor changes were found in the community structure of beetles and spiders. Of the moderately common species in the pitfall trap material, the ground beetles *Carabus glabratus*, *Cymindis vaporariorum*, and the rove beetle *Tachinus elongatus*, along with the spiders *Micaria alpina*, *Haplodrassus signifer*, *Pardosa palustris* and *Cnephalocotes obscurus* showed an increase after the vegetation was cut and burnt. Of the more seldom species, a number of classical pioneer or open-ground species appeared in the manipulated areas. Crop samples from the willow ptarmigan chicks otherwise indicated that Diptera (two-winged flies) are important food items in the low-alpine heath vegetation. Window traps also showed that this insect order dominated greatly (88%) as regards the insects which swarm most.

The investigation has not revealed as many major changes in the invertebrate fauna as many similar experiments. The substantial fragmentation of the trial area and the strong physical and abiotic controls on the fauna here in the low-alpine belt can explain this. Burning and cutting, however, resulted in a magnification of the already existing differences in the community structure of the beetle and spider faunas within the area investigated. The difference resulting from the manipulation was greater the first year after manipulation than the second year. Burning was a harsher regime than cutting, in that the fauna in the burnt area showed slower restitution following burning than that in the cut area. This is probably due to quicker regrowth in the parts that were cut than in the burnt ones. Climatic differences from year to year and differences in the vegeta-

tion structure were the two factors which best explain the changes in community structure between years and between areas with different manipulation regimes.

The total number of territorial cock willow ptarmigan in the area investigated varied little from 1989 to 1994 (22-28 cocks) and no significant changes in their density between areas were found during this period ($\bar{x} = 3.1$ cocks/km² in the cut area, $\bar{x} = 4.5$ cocks/km² in the burnt area, $\bar{x} = 5.4$ cocks/km² in the control area). It is unlikely that the manipulated areas were too small to give measurable results. The principal difference between Sletthallen and this investigation is that we have only manipulated the vegetation, whereas at Sletthallen predators were also reduced. A combination of several separate factors may theoretically give a synergetic effect which may have a positive impact on the willow ptarmigan population.

No statistically significant differences between the areas were found for the egg variables, number, volume and hatchability percentage, in one and the same year. However, differences in the egg variables were found from one year to another. The time of hatching varied somewhat from year to year, 25 June being the average hatching date for all the nests.

There were no indications of differences in predation frequency, regarding eggs or hens, from one area to another in the same year. In first nests, egg predation varied from 0% to 38%, whereas predation on hens after hatching varied from 7% to 75%. No correlation was found between egg and hen predation. For instance, no egg predation was found in 1991, whereas predation on hens was as high as 75% (probably the highest figure ever recorded in willow ptarmigan). The most probable egg predator was the stoat, crows playing a significantly more minor role. The small rodent population was extremely low during the entire period, and the population of predators also seemed to be low. Despite this, predation was high for nearly all the period, and a combination of egg and hen predation led to 75% of the first nests failing to hatch in 1992. The results indicate that a small number of predators can inflict significant predation on a willow ptarmigan population when alternative food, such as small rodents, is lacking.

Because of high predation, the information on brood sizes is limited, but there are nevertheless no indications of differences in brood size from one area to another, either in July or August. There also seems to be relatively good agreement between chick production in the area investigated and in surrounding areas. Large local differences in predation led to differences in chick production in some years. Even though the material is again somewhat limited, owing to predation, the broods did not seem to prefer the manipulated areas. The total area of heath that was either cut or burnt amounted to 12%, whereas 8% of the broods were associated with the manipulated surfaces. Many of the surfaces were small, but there is nothing to suggest that the broods did not discover them.

Passerine birds were only censused in 1989 and 1990. All told, a somewhat lower density was recorded in 1990 than in 1989 (230 against 269), the most marked reduction being in the lapland bunting. Nevertheless, no differences were found which can be ascribed to cutting or burning. There were still some lemmings in the area in spring 1989, but the population seemed to break down simultaneously with the melting of the snow. Afterwards, extremely few small

rodents were present throughout the project period, and no differences could be found between the three areas. The hen harrier nested commonly in the area every year and despite the lack of available small rodents, it sometimes had a good production of young. This is partly because it utilised the willow ptarmigan population, contributing considerably to the high predation.

13 Litteratur

- Andersen, R. 1984. Viltstelltiltak for lirype-en oversikt.- I: Steen, J.B., red. Rypeforskning - statusrapport 1983. NJFF.
- Andersen, R., Bretten, S., Pedersen, H.C., Sørvik, K. & Hongset, O. 1990. Biotopforbedrende tiltak for lirype. Erfaringer med brenning og gjødsling i Kvikne, Hedmark.- NINA Forskningsrapport 6: 1-16.
- Aune, B. 1993a. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990.- DNMI-Klimaevdelingen 2: 1-59.
- Aune, B. 1993b. Årstider og vekstsesong 1 : 7 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.7. Statens kartverk.
- Bibby, C.J. 1988. Impacts of agriculture on upland birds.- I: Usher, M.B. & Thompson, D.B.A., red. Ecological change in the uplands. Special Publ. no. 7, BES. Blackwell, Oxford.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1) - TNO Inst. Appl. Comp. Sci. Stat. Dept. Wageningen. Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. - Agricult. Math. Group. Wageningen.
- Bretten, A. 1995. Effekter av vegetasjonsmanipulering på edderkoppfaunaen i lavalpin vier/dvergbjørkhei på Dovrefjell.- Hovedfagsoppgave i økologi. Zoologisk institutt. Universitetet i Trondheim, Trondheim.
- Brittas, R. 1984. Temporal variations in nutrition and body condition of Swedish willow grouse (*Lagopus lagopus* L.) in relation to their reproductive success.- PhD Thesis, University of Uppsala, Uppsala.
- Diemer, M. & Prock, S. 1993. Estimates of alpine seed bank size in two central European and one Scandinavian subarctic plant communities. - Arctic and Alpine Research 25: 194-200.
- Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. - J. Veg. Sci. 1: 261-270.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18: 1-258.
- Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1982. The influence of weather on food intake, insect prey selection and feeding behaviour in willow grouse chicks in Northern Norway.- Ornis Scand. 13: 176-182.
- Evans, C.C. & Allen, S.E. 1971. Nutrient losses in smoke produced during heather burning. - Oikos 22: 149-154.
- Fremstad, E. & Elven, R., red. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredning 1987,1.
- Frislid, R. & Semb-Johansson, A. 1972. Norges dyr. 6. Nøkkelbind. Gnagere.- J.W. Cappelens forlag, Oslo. s. 303-324.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I., Halvorsen, R. & Skogen, A. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitskapeleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Fylkesmannen i Buskerud., red. Lyngbrenning som viltstelltiltak for lirype og orrfugl.- Rapport nr. 2-1989.
- Gimingham, C.H. 1972. Ecology of heathlands.- Chapman & Hall, London.

- Gjershaug, J.O. 1996. Breeding success and productivity of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in central Norway, 1970-1990.- I: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D., red. Eagle studies. World Working Group of Birds of Prey. Berlin.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. 1988. Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. - Unwin Hyman, London. 742 s.
- Hill, M. O. 1979. TWINSpan - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. - Section of Ecology and Systematics, Cornell University. Ithaca, New York.
- Hobbs, R.J. & Grimingham, C.H. 1987. Vegetation, fire and herbivore interactions in heathland.- *Advances in Ecological Research* 16: 87-173.
- Hopkins, P.J. & Webb, N.R. 1984. The composition of the beetle and spider faunas on fragmented heathlands. - *J. Appl. Ecol.* 21: 935-946.
- Hudson, P.J. 1992. Grouse in space and time. The population biology of a managed gamebird.- The Game Conservancy Ltd., Fordingbridge.
- Hämét-Ahti, L. 1963. Zonation of the mountain birch forest in Northernmost Fennoscandia. - *Ann. Bot. Soc. 'Vanamo'* 34,4: 1-127.
- Jenkins, D., Watson, A. & Picozzi, N. 1965. Red grouse chick survival in captivity and in the wild.- *Trans. VI Congr. Int. Union Game Biol.*: 63-70.
- Jenkins, D., Watson, A. & Miller, G.R. 1970. Practical results of research for management of red grouse. - *Biological Conservation* 2: 266-272.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget. Oslo.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. - NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991.- NINA Oppdragsmelding 132: 1-38.
- Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. - NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- Langeland, A., red. 1993. Pollution impact on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-1992.- NINA Forskningsrapport 44: 1-53.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk Flora. 6. utg. ved Reidar Elven - Det Norske Samlaget. Oslo. 1014 s.
- Merret, P. 1976. Changes in the ground-living spider fauna after heathland fires in Dorset.- *Bull. Br. arachnol. Soc.* 3: 214-221.
- Milberg, P. 1994. Fröbank i sydsvenska gräsmarker. - *Svensk bot. tidskr.* 88: 249-258.
- Miller, G.R., Jenkins, D. & Watson, A. 1966. Heather performance and red grouse populations. 1. Visual estimates of heather performance. - *J. Appl. Ecol.* 3: 313-326.
- Miller, G.R., Watson, A. & Jenkins, D. 1970. Responses of red grouse populations to experimental improvement of their food. - I: Watson, A., red. Animal populations in relation to their food resources. Blackwell, Oxford.
- Moss, R., Watson, A. & Parr, R. 1974. A role of nutrition in the population dynamics of some game birds (Tetraonidae).- *Trans. XIV Int. Congr. Game Biol.*: 193-201.
- Moss, R., Watson, A. & Parr, R. 1975. Maternal nutrition and breeding success in red grouse (*Lagopus lagopus scoticus*).- *J. Anim. Ecol.* 44: 233-244.
- Moss, R., Watson, A., Rothery, P. & Glennie, W.W. 1981. Clutch size, egg size, hatch weight and laying date in relation to early mortality in red grouse *Lagopus lagopus scoticus* chicks.- *Ibis* 123: 450-462.
- Myrberget, S. 1976. En census metode for hekkende rypepar. - *Fauna* 29: 78-85.
- Myrberget, S. 1988a. «Lyngbrenning» som viltstelltiltak. - *Jakt & Fiske* 1988,12: 60-61.
- Myrberget, S. 1988b. Demography of an island population of willow ptarmigan in Northern Norway.- I: Bergerud, A.T. & Gratson, M.W., red. Adaptive strategies and population ecology of northern grouse. Univ. Minnesota Press, Minneapolis.
- Newton, I. 1994. Experiments on the limitation of bird breeding densities: a review.- *Ibis* 136: 397-411.
- Pedersen, A. 1974. Om sanddynemosenes økologi. - *Blyttia* 32: 131-136.
- Pedersen, H.C. 1984. Territory size, mating status, and individual survival of males in a fluctuating population of willow ptarmigan.- *Ornis Scand.* 15: 197-203.
- Pedersen, H.C. 1988. Reproductive behaviour in willow ptarmigan with special emphasis on territoriality and parental care. - Dr. philos. avhandling. Universitetet i Trondheim.
- Pedersen, H.C. 1990. Reproductive behaviour and breeding numbers in a fluctuating population of Norwegian willow ptarmigan: summary of a 10-year study. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 13: 1-10.
- Pedersen, H.C. 1991. Vegetasjonsmanipulering som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 68: 1-15.
- Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a Willow Ptarmigan population. - *Ornis Scand.* 14: 263 - 272.
- Pedersen, H.C., Bretten, A., Bretten, S., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1992. Brenning og kutting av heivegetasjon som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 110: 1-22.
- Pedersen, H.C., Bevanger, K., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1993. Viltstelltiltak for lirype. Økologiske effekter av brenning og kutting av heivegetasjon - NINA Oppdragsmelding 226: 1-30.
- Pedersen, H.C., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1994. Viltstelltiltak for lirype: brenning og kutting av heivegetasjon - NINA Oppdragsmelding 283: 1-22.
- Phillips, J., Råen, S.G. & Aalerud, F. 1984. Responses of willow grouse to serial burning of mountain vegetation in Numedal, S. Norway. - I: Lovel, T. & Hudson, P.J., red. Proc. 3rd Inter. Symp. on Grouse.
- Phillips, J., Steen, J.B., Råen, S.G. & Aalerud, F. 1992. Effects of burning and cutting on vegetation and on the population of Willow Grouse *Lagopus lagopus* in Norway. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 15:37-42.
- Råen, S.G. 1978. Virkninger av lyngbrenning på vegetasjon og jordsmonn i subalpin lyngmark. - Upubl. hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen.

- Råen, S.G. 1989. Lyngbrenning og vegetasjonsøkologi - gjenvekst etter brenning på Sletthallen. - I: Fylkesmannen i Buskerud, red. Lyngbrenning som viltstelltiltak for lirype og orrfugl. Rapport nr. 2-1989.
- Siivonen, L. 1968. Nordeuropas daggdjur.- P.A. Norstedt & Söners förlag, Stockholm.
- Sjörs, H. 1971. Ekologisk botanik. - Almqvist & Wiksell Förlag AB. Stockholm.
- Skogen, A. 1989. Virkning av brann på vegetasjon og jordsmonn i kystnære heier.- I: Fylkesmannen i Buskerud, red. Lyngbrenning som viltstelltiltak for lirype og orrfugl. Rapport nr. 2-1989.
- Solbraa, K. 1992. Brenning av busker-ingen biotopforbedring for lirype.- Villmarksliv 92,8: 48-50.
- Solbraa, K. 1993. Biotopforbedring for lirype. - Rapp. fra Skogforsk 6/93: 1-15.
- Solhøy, T. 1989. Insekter-kyllingoverlevelse hos rype-lyngbrenning.- I: Fylkesmannen i Buskerud, red. Lyngbrenning som viltstelltiltak for lirype og orrfugl. Rapport nr. 2-1989.
- Spidsø, T.K. 1980. Food selection by willow grouse *Lagopus lagopus* chicks in northern Norway.- Ornithol. Scand. 11: 99-105.
- Steen, J.B. 1988. Direktoratet desinformerer om viltstelltiltak for rypene! - Jakt & Fiske 1988,12: 20-21.
- Steen, J.B. 1989. Ryper. Rypeliv og rypejakt.- Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Storaas, T. 1988. Hønsefugl. - I: Hjeljord, O., red. Praktisk viltstell. Landbruksforlaget.
- Sømme, L. 1989. Insektenes tilpasning til høyfjellet.- Fauna norv. Ser. B 36:1-10
- Usher, M.B. 1990. Management and diversity in Calluna Heathland. - Paper read at the International Symposium 'Our Common Natural Heritage: Protection of Biodiversity in the Developed World', Bergen, Norway, 2-6 May 1990.
- Usher, M.B. & Gardener, S.M. 1988. Animal communities in the uplands: how is naturalness influenced by management?- I: Usher, M.B. & Thompson, D.B.A., red. Ecological change in the uplands. Special Publ. no. 7, BES. Blackwell, Oxford.
- Usher, M.B. & Smart, L.M. 1988. Recolonization of burnt and cut heathland in the North York Moors by arachnids.- The Naturalist 113: 103-111.
- Walter, H. 1973. Vegetation of the Earth in relation to climate and the eco-physiological conditions. - The English Universities Press Ltd. London, Springer-Verlag New York, Heidelberg, Berlin.
- Wegge, P., Rolstad, J. & Storaas, T. 1992. Skogsfuglen, rowiltet og balansen i naturen.- I: NJFF., red. Predasjonskontroll-et hensiktsmessig viltstelltiltak? Rapport 2-1992.
- Wielgolaski, F.E. 1978. Planter og omgivelser. En innføring i deler av den terrestre botaniske økologi. - Universitetsforlaget Tromsø, Oslo, Bergen.
- Aalerud, F. 1985. Lyngbrenning-erfaringer fra Sletthallen-prosjektet.- I: Arnesen, A., Holthe, V., Kristiansen, B., Thomassen, J. & FM i Østfold., red. Praktisk viltstell - en statusrapport. LUK - NJFF - DN - MVA.
- Aalerud, F. 1989. Lyngbrenning-erfaringer fra Sletthallenprosjektet.- I: Fylkesmannen i Buskerud, red. Lyngbrenning som viltstelltiltak for lirype og orrfugl. Rapport nr. 2-1989.
- Aalerud, F. & Phillips, J. 1984. Sletthallen-prosjektet - lyngbrenning og økt rypebestand. - I: Steen, J.B., red. Rypeforskning - statusrapport 1983. NJFF.

Publikasjoner

- Bretten, A. 1995. Effekter av vegetasjonsmanipulering på edderkoppfaunaen i lavalpin vier/dvergbjørkhei på Dovrefjell. - Hovedfagsoppgave i økologi. Zoologisk institutt. Universitetet i Trondheim, Trondheim.
- Pedersen, H.C. 1991. Vegetasjonsmanipulering som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 68: 1-15.
- Pedersen, H.C., Bretten, A., Bretten, S., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1992. Brenning og kutting av heivegetasjon som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 110: 1-22.
- Pedersen, H.C., Bevanger, K., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1993. Viltstelltiltak for lirype. Økologiske effekter av brenning og kutting av heivegetasjon - NINA Oppdragsmelding 226: 1-30.
- Pedersen, H.C., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1994. Viltstelltiltak for lirype: brenning og kutting av heivegetasjon - NINA Oppdragsmelding 283: 1-22.
- Smith, E.M. 1994. Predasjon av reir og hekkende lirypehøner i rugeperioden.- Hovedfagsoppgave i økologi. Zoologisk institutt. Universitetet i Trondheim, Trondheim.
- Wilmann, B. 1992. Secondary succession in manipulated alpine *Betula nana* heath. - Int. Ass. for Vegetation Science. Symposium of the Working Group for Theoretical Vegetation Science, Toledo, Spain. Abstracts: 54-55.
- Wilmann, B. 1996. Effekter av brenning og kutting på dvergbjørkhei. Et 6-års forsøk på Dovre. - NTNU Rapp. Bot. Ser. 1996:5 (i trykk).

Vedlegg 1. Lokalisering av analysefelt og enkeltruter i undersøkelsesområdet. M = fastmerke for botaniske analysefelt, 1-10: rutenr., Z = fastmerke for invertebratfeller - Position of sample sites and plots in the area. M = permanent mark for vegetation sites, 1-10: plot no., Z = permanent mark for invertebrate traps.

Felt id. Site id.	UTM	Hoh. (m) Alt. (m)	Hell. (g) Incl. (g)	Eksp. Aspect	Fra From	Til To	Avstand (m) Distance (m)	Retning (g) Direction (g)
K1 NQ 271039		1060	6	Ø	4	M	30,00	94
K2 NQ 271039		1060	0-8	Ø	1	M	9,10	116
					2	M	9,10	76
					3	M	1,70	132
					4	M	5,75	4
					5	M	1,80	312
					6	M	6,60	344
					7	M	10,20	302
					8	M	11,15	310
					9	M	12,75	334
					10	M	12,00	394
					M	Z	20,35	96
					9	Z	12,75	54
K3 NQ 277040		1040	2-8	Ø	1	M	14,40	46
					2	M	11,15	72
					3	M	9,90	39
					4	M	8,30	58
					5	M	5,10	6
					6	M	3,75	65
					7	M	5,60	340
					8	M	3,80	272
					9	M	4,10	180
					10	M	4,35	106
K4 NQ 280039		1035	2-10	Ø	1	M	10,65	310
					2	M	11,30	332
					3	M	7,10	358
					4	M	1,40	235
					5	M	3,55	36
					6	M	5,50	124
					7	M	15,05	96
					8	M	14,00	114
					9	M	11,40	60
					10	M	8,45	372
K5 NQ 278031		1020	3-20	Ø	3	M	2,40	80
					4	M	2,80	400
					5	M	4,00	226
					6	M	4,85	260
					7	M	6,10	232
					8	M	7,50	254
					9	M	7,55	272
					1	2	2,50	V
					2	3	2,40	SSØ
					10	8	2,70	V
K6 NQ 267043		1085	2-10	Ø	1	M	3,90	4
					2	M	7,25	362
					3	M	7,55	330
					4	M	15,25	320
K7 NQ 267043		1085	2-3	VNV	1	M	1,55	179
					2	M	5,60	271
					3	M	14,50	310
					4	M	24,85	290
B1 NQ 289042		1005	4-6	ØSØ	1	M	5,55	296
					2	M	12,80	335
					4	M	2,60	138
B1bNQ 289042		1005	4-8	SØ	1	M	3,95	372
					2	M	7,80	358
B4 NQ 286039		1000	4-10	Ø	1	M	2,60	106
					5	M	3,75	368
					7	M	9,35	277
B5 NQ 286039		1000	4-10	Ø	1	M	1,90	398
					2	M	3,15	208
NQ 384036		995	4-7	Ø	3	M	3,15	152
					4	M	6,25	238
					5	M	12,10	226
					6	M	2,35	16

B6 NQ 292040	975	2-8	Ø	7	M	3,00	314
				8	M	8,50	290
				1	M	8,10	52
				2	M	3,85	300
				2	3	11,00	Ø
				3	4	11,70	NØ
				5	M	10,65	88
				6	M	2,10	300
				5	9	3,10	NØ
				6	7	10,35	NØ
B6bNQ 292040	975	2	Ø	6	10	4,60	NV
				7	8	11,30	NØ
				8	4	8,42	Ø
				1	M	20,35	254
				2	M	18,35	240
				2	10	9,30	S
				2	B6:1	10,50	N
				1	M	21,80	256
				5	M	4,30	244
				6	M	6,25	26
B7 NQ 280041	1040	2-10	ØSØ	1	2	9,85	SV
				1	3	4,90	S
				4	8	9,20	SV
				6	7	28,35	VSV
				6	9	12,35	V
				7	10	18,50	SV
				10	4	10,15	VNV
				1	M	3,50	126
				2	M	13,05	200
				6	M	11,80	314
B8 NQ 281042	1040	2-10	ØSØ	1	5	5,70	NNV
				1	10	20,70	SSV
				2	3	15,95	NNØ
				3	8	2,00	Ø
				4	8	11,90	N
				5	9	29,95	SSV
				6	7	10,10	NØ
				1	M	11,00	380
				2	M	9,35	360
				3	M	7,60	4
B9 NQ 285044	1020	4-20	SØ	4	M	7,70	324
				5	M	4,20	22
				6	M	2,70	236
				7	M	14,90	124
				8	M	10,90	154
				3	M	8,85	298
				6	M	5,15	240
				7	M	6,20	156
				7	8	9,90	VSV
				8	9	6,60	NV
B10NQ 283044	1030	4-9	SØ	8	4	9,70	SSØ
				4	5	9,22	VSV
				1	M	17,45	80
				2	M	9,60	82
				3	M	3,20	96
				4	M	5,40	270
				5	M	10,75	288
				6	M	22,25	124
				7	M	15,60	134
				8	M	12,50	136
K1 NQ 294047	1005	3-8	SSØ	9	M	12,75	198
				10	M	15,40	224
				Z	M	-	54
				1	M	2,70	310
				2	M	7,65	310
				3	M	17,00	292
				4	M	21,65	288
				5	M	30,70	288
				6	M	8,90	180
				7	M	14,30	218
K2 NQ 295047	1005	3-20	SØ	8	M	19,80	242
				9	M	22,80	240
				10	M	27,95	248

Vedlegg 2. Oversikt over kodenavn, vitenskapelige og norske artsnavn. - Survey of species abbreviations, scientific and Norwegian names.

Kodenavn Sp.abbr.	Vitenskapelig navn Scientific name	Norsk navn Norwegian name
Karplanter - Vascular plants		
AGRO CNA	Agrostis canina	Hundekvein
ANDR POL	Andromeda polifolia	Hvitlyng
ANTE DIO	Antennaria dioica	Kattefot
ANTH ODO	Anthoxanthum odoratum	Gulaks
BART ALP	Bartsia alpina	Svarttopp
BETU NAN	Betula nana	Dvergbjørk
CAMP ROT	Campanula rotundifolia	Blåklokke
C BIVAG	Carex bigelowii/vaginata	Stivstarr/Slirestarr
C NORVEG	Carex norvegica	Fjellstarr
CERA FON	Cerastium fontanum	Vanlig arve
DESC CES	Deschampsia cespitosa	Sølvbunke
DESC FLE	Deschampsia flexuosa	Smyle
DIPH ALP	Diphasiastrum alpinum	Fjelljamne
EMPE HER	Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum	Fjellkrekling
EPIL ANG	Epilobium angustifolium	Geitrams
EQUI PRA	Equisetum pratense	Engsnelle
FEST OVI	Festuca ovina ssp. ovina	Sauesvingel
FEST RUB	Festuca rubra	Rødsvingel
GALI BOR	Galium boreale	Hvitmaure
GENT TEN	Gentianella tenella	Småsåte
GERA SYL	Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb
GEUM RIV	Geum rivale	Enghumleblom
HIER/ALP	Hieracium sect. Alpina	Fjellsvever
HIER PIL	Hieracium subgen. Pilosella	Hårsvever
JUNC TFI	Juncus trifidus	Rabbesiv
JUNI COM	Juniperus communis	Einer
LEON AUT	Leontodon autumnalis	Føllblom
LOIS PRO	Loiseleuria procumbens	Greplyng
LUZU FRI	Luzula multiflora ssp. frigida	Seterfrytle
LUZU SPI	Luzula spicata	Aksfrytle
LUZU SUD	Luzula sudetica	Myrfrytle
MELA SYL	Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle
PEDI LAP	Pedicularis lapponica	Bleikmyrklegg
PHYL CAE	Phylodoce caerulea	Blålyng
POA APG	Poa pratensis ssp. alpigena	Seterrapp
POLY VIV	Bistorta vivipara	Harerug
POTE CRA	Potentilla crantzii	Flekkmure
POTE ERE	Potentilla erecta	Tepperot
PULS VER	Pulsatilla vernalis	Mogop
PYRO MIN	Pyrola minor	Perlevintergrønn
RHIN MIN	Rhinanthus minor	Småengkall
RUBU SAX	Rubus saxatilis	Teiebær
RUME ASA	Rumex acetosa	Matsyre
SALI GAU	Salix glauca ssp. glauca	Sølvvier
SALI HER	Salix herbacea	Museøre
SALI LAP	Salix lapponum	Lappvier
SALI PHY	Salix phylicifolia	Grønnvier
SAUS ALP	Saussurea alpina	Fjelltistel
SELA SEL	Selaginella selaginoides	Dverggjamne
SILE DIO	Silene dioica	Rød jonsokblom
SOLI VIR	Solidago virgaurea	Gullris
STEL BOR	Stellaria borealis	Fjellstjerneblom
TARAXACZ	Taraxacum sp.	Løvetann
THAL ALP	Thalictrum alpinum	Fjellfrøstjerne
TRIE EUR	Trientalis europaea	Skogstjerne
VACC MYR	Vaccinium myrtillus	Blåbær
VACC ULI	Vaccinium uliginosum	Blokkebær

VACC VIT	Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær
VIOL BIF	Viola biflora	Fjellfiol
VIOL PAL	Viola palustris	Myrfiol
VIOL RIV	Viola riviniana	Skogfiol
Moser - Mosses		
AULA PAL	Aulacomnium palustre	Myrfiltmose
BARB/KUN	Barbilophozia kunzeana/ Lophozia ventricosa m.fl.	Myrskjeggmose/ Grokornflik
BARB/LYC	Barbilophozia lycopodioides/hatcheri	Gryn-/Gåsefotskjeggmose
BRACHYTZ	Brachythecium sp.	LUNDMOSE
BRAC SAL	Brachythecium salebrosum	Lilundmose
BRYUM Z	Bryum sp.	VRANGMOSE
CALL CUS	Calliergonella cuspidata	Sumpbroddmose
CALL LIN	Calliergonella lindbergii	Engbroddmose
CERA PUR	Ceratodon purpureus	Veimose
DICR ANG	Dicranum angustum	Grassigd
DICR BER	Dicranum bergeri	Sveltsigd
DICR BON	Dicranum bonjeanii	Pjuskigd
DICR ELO	Dicranum elongatum	Såtesigd
DICR/FUS	Dicranum fuscescens coll.	Bergsigd/Lyngsigd
DICR MAJ	Dicranum majus	Blanksigd
DICR SCP	Dicranum scoparium	Ribbesigd
DICR SPA	Dicranum spadicum	Rørsigd
HETE DIM	Heterocladium dimorphum	Stridfloke
HYLO SPL	Hylocomium splendens	Etasjemose
ISOP PUL	Isopterygiopsis pulchella	Skåreskimmer
MNIU SPI	Mnium spinosum	Strøtornemose
PLAG ELL	Plagiomnium ellipticum	Sumpfagermose
PLAG DEN	Plagiothecium denticulatum	Flakjamnemose
PLEU SCH	Pleurozium schreberi	Furumose
POHL NUT	Pohlia nutans	Veinikkemose
POLY COM	Polytrichum commune	Storbjørnemose
POLY HYP	Polytrichum hyperboreum	Aurbjørnemose
POLY/JUN	Polytrichum juniperinum/strictum	Einer-/Filtbjørnemose
POLY PIL	Polytrichum piliferum	Rabbebjørnemose
PTIL CIL	Ptilidium ciliare	Bakkefrynse
RHIZ PSE	Rhizomnium pseudopunctatum	Fjellrundmose
SANI UNC	Sanionia uncinata	Bleikklo
SPHA GIR	Sphagnum girgensohnii	Grantorvmose
TRIT QUI	Tritomaria quinqueidentata	Storhoggtann
Lav - Lichens		
ALEC OCH	Alectoria ochroleuca	Rabbeskjegg
CETR/ISL	Cetraria islandica coll.	Islandslav
CETR NIV	Cetraria nivalis	Gulskinn
CLAD ARB	Cladonia arbuscula	Lys reinlav
CLAD RAA	Cladonia rangiferina	Grå reinlav
CLAD STE	Cladonia stellaris	Kvitkrull
CLADONIZ	Cladonia sp.	BEGERLAV
CLAD UNC	Cladonia uncialis	Pigglav
NEPH ARC	Nephroma arcticum	Storvrenge
PELTIGEZ	Peltigera sp.	ÅRENEVER
PSOR HYP	Psoroma hypnorum	Skjellfiltlav
SPHAEROZ	Sphaerophorus sp.	KORALLAV
STEREOCZ	Stereocaulon sp.	SALT LAV

Vedlegg 3. Oversikt over arter som er funnet i undersøkelsesområdet. - Survey of species which are found in the area.**Karplanter, alle vegetasjonstyper - Vascular plants, all vegetation types**

Vitenskapelig navn Scientific names	Norsk navn Norwegian names
Achillea millefolium	Ryllik
Agrostis canina	Hundekvein
Agrostis capillaris	Engkvein
Alchemilla vulgaris coll.	Marikåpe
Andromeda polifolia	Hvitlyng
Angelica archangelica ssp. archangelica	Fjellkvann
Antennaria alpina	Fjellkattefot
Antennaria dioica	Kattefot
Anthoxanthum odoratum	Gulaks
Arctostaphylos alpinus	Rypebær
Arctostaphylos uva-ursi	Melbær
Astragalus alpinus ssp. alpinus	Sørlig setermjelt
Astragalus frigidus	Gulmjelt
Astragalus norvegicus	Blåmjelt
Bartsia alpina	Svartopp
Betula nana	Dvergbjørk
Betula pubescens ssp. czerepanovii	Fjellbjørk
Bistorta vivipara	Harerug
Botrychium lunaria	Marinøkkel
Calamagrostis purpurea	Skogørkvein
Calluna vulgaris	Røsslyng
Campanula rotundifolia	Blåklokke
Carex atrofusca	Sotstarr
Carex bigelowii	Stivstarr
Carex brunnescens	Seterstarr
Carex buxbaumii ssp. mutica	Tranestarr
Carex canescens	Gråstarr
Carex capillaris	Hårstarr
Carex limosa	Dystarr
Carex microglochin	Agnorstarr
Carex nigra ssp. nigra	Slåttstarr
Carex norvegica	Fjellstarr
Carex panicea	Kornstarr
Carex rostrata	Flaskestarr
Carex rupestris	Bergstarr
Carex saxatilis	Blankstarr
Carex vaginata	Slirestarr
Cassiope hypnoides	Moselyng
Cerastium alpinum	Fjellarve
Cerastium cerastoides	Brearve
Cerastium fontanum	Vanlig arve
Cirsium helenioides	Hvitbladtistel
Coeloglossum viride	Grønnkurle
Deschampsia alpina	Fjellburkne
Deschampsia cespitosa	Sølvbunke
Deschampsia flexuosa	Smyle
Diapensia lapponica	Fjellpyrd
Diphasiastrum alpinum	Fjelljamne
Draba incana	Lodnerublom
Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum	Fjellkrekling
Epilobium anagallidifolium	Dvergmjølke
Epilobium angustifolium	Geitrams
Equisetum arvense	Åkersnelle
Equisetum pratense	Engsnelle
Equisetum scirpoides	Dvergsnelle
Equisetum sylvaticum	Skogsnelle
Equisetum variegatum	Fjellsnelle

Erigeron borealis	Fjellbakkestjerne
Erigeron uniflorus	Snøbakkestjerne
Eriophorum angustifolium ssp. angustifolium	Duskull
Eriophorum scheuchzeri	Snøull
Eriophorum vaginatum	Torvull
Euphrasia frigida	Fjelløyentrøst
Festuca ovina ssp. ovina	Sauesvingel
Festuca rubra	Rødsvingel
Galium boreale	Hvitmaure
Gentiana nivalis	Snøsøte
Gentianella tenella	Småsøte
Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb
Geum rivale	Enghumleblom
Hieracium sect. Alpina	Fjellsvever
Hieracium subgen. Pilosella	Hårsvever
Huperzia selago ssp. arctica	Polarlusegras
Juncus biglumis	Tvillingsiv
Juncus castaneus	Kastanjesiv
Juncus trifidus	Rabbesiv
Juncus triglumis	Trillingsiv
Juniperus communis	Einer
Leontodon autumnalis	Føllblom
Loiseleuria procumbens	Greplyng
Luzula arcuata ssp. arcuata	Buefrutle
Luzula multiflora ssp. frigida	Seterfrytle
Luzula spicata	Aksfrytle
Luzula sudetica	Myrfrytle
Lychnis alpina	Fjelltjæreblom
Lycopodium annotinum ssp. alpestre	Fjellkråkefot
Melampyrum pratense	Stormarimjelle
Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle
Menyanthes trifoliata	Bukkeblad
Molinia caerulea	Blåtopp
Nardus stricta	Finnskjegg
Oxyria digyna	Fjellsyre
Parnassia palustris	Jåblom
Pedicularis lapponica	Bleikmyrklegg
Pedicularis oederi	Gullmyrklegg
Petasites frigidus	Fjellpestrot
Phleum alpinum	Fjelltimotei
Phyllodoce caerulea	Blålyng
Pinguicula vulgaris	Tettegras
Poa alpina	Fjellrapp
Poa pratensis ssp. alpigena	Seterrapp
Potentilla crantzii	Flekkmure
Potentilla erecta	Tepperot
Primula scandinavica	Fjellnøkleblom
Pulsatilla vernalis	Mogop
Pyrola minor	Perlevintergrønn
Ranunculus acris	Engsoleie
Ranunculus reptans	Evjesoleie
Rhinanthus minor	Småengkall
Rhodiola rosea	Rosenrot
Rubus chamaemorus	Multe
Rubus saxatilis	Teiebær
Rumex acetosa	Matsyre
Rumex acetosella	Småsyre
Sagina saginoides	Seterarve
Salix arbuscula	Småvier
Salix glauca ssp. glauca	Sølvvier
Salix herbacea	Museøre
Salix lapponum	Lappvier
Salix myrsinites	Myrtevier
Salix phylicifolia	Grønnvier
Salix reticulata	Rynkevier

Saussurea alpina	Fjelltistel
Saxifraga aizoides	Gulsildre
Saxifraga oppositifolia	Rødsildre
Saxifraga stellaris	Stjernesildre
Selaginella selaginoides	Dvergjamne
Silene acaulis	Fjelsmelle
Silene dioica	Rød jonsokblom
Solidago virgaurea	Gullris
Stellaria borealis	Fjellstjerneblom
Taraxacum sp.	Løvetann
Thalictrum alpinum	Fjellfrøstjerne
Tofieldia pusilla	Bjønnbrodd
Trichophorum cespitosum ssp. cespitosum	Småbjønnskjegg
Trichophorum alpinum	Sveltull
Trientalis europaea	Skogstjerne
Trifolium repens	Hvitkløver
Triglochin palustris	Myrsaulauk
Vaccinium myrtillus	Blåbær
Vaccinium uliginosum	Blokkebær
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær
Viola biflora	Fjellfiol
Viola canina	Engfiol
Viola palustris	Myrfiol
Viola riviniana	Skogfiol

Moser, dvergbjørk/vier hei - Mosses, *Betula nana*/*Salix* spp. heath

Vitenskapelig navn	Norsk navn
Scientific names	Norwegian names
Anastrophyllum minutum	Tråddraugmose
Aulacomnium palustre	Myrfiltmose
Barbilophozia attenuata	Piskskjeggmose
Barbilophozia hatcheri	Grynskjeggmose
Barbilophozia kunzeana	Myrskjeggmose
Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmose
Blepharostoma trichophyllum	Piggtrådmose
Brachythecium salebrosum	Lilundmose
Bryum sp.	VRANGMOSE
Calliergonella cuspidata	Sumpbroddmose
Calliergonella lindbergii	Engbroddmose
Campylium stellatum	Myrstjernemose
Cephalozia lunulifolia	Myrglefe
Cephaloziella sp.	PISTREMOSE
Ceratodon purpureus	Veimose
Dicranum angustum	Grassigd
Dicranum bergeri	Sveltsigd
Dicranum bonjeanii	Pjusksgid
Dicranum elongatum	Såtesigd
Dicranum flexicaule	Lyngsigd
Dicranum fuscescens	Bergsigd
Dicranum majus	Blanksigd
Dicranum scoparium	Ribbesigd
Dicranum spadiceum	Rørsigd
Heterocladium dimorphum	Stridfloke
Hylocomiastrum pyrenaicum	Seterhusmose
Hylocomium splendens	Etasjemose
Isopterygiopsis pulchella	Skåreskimmer
Lophozia opacifolia	Blåflik
Lophozia ventricosa	Grokornflik
Mnium spinosum	Strøtornemose
Plagiochila porelloides	Berghinnemose
Plagiomnium ellipticum	Sumpfagermose
Plagiothecium denticulatum	Flakjamnemose

Pleurozium schreberi	Furumose
Pohlia nutans	Veinikkemose
Pohlia wahlenbergii	Kaldnikkemose
Polytrichum commune	Storbjørnemose
Polytrichum hyperboreum	Aurbjørnemose
Polytrichum juniperinum	Einerbjørnemose
Polytrichum piliferum	Rabbjørnemose
Polytrichum strictum	Filtbjørnemose
Ptilidium ciliare	Bakkefrynse
Rhizomnium pseudopunctatum	Fjellrundmose
Sanionia uncinata	Bleikklo
Scapania irrigua	Sumptvebladmose
Sphagnum angustifolium	Klubbetormose
Sphagnum girgensohnii	Grantormose
Sphagnum russowii	Tvaretormose
Tritomaria quinquentata	Storhoggtann

Lav, dvergbjørk/vier hei - Lichens, *Betula nana*/*Salix* spp. heath

Vitenskapelig navn Scientific names	Norsk navn Norwegian names
Alectoria ochroleuca	Rabbeskjegg
Cetraria cucullata	Gulskjerpe
Cetraria islandica coll.	Islandslav
Cetraria nivalis	Gulskinn
Cladonia arbuscula	Lys reinlav
Cladonia rangiferina	Grå reinlav
Cladonia stellaris	Kvitkrull
Cladonia cenotea	Meltraktlav
Cladonia cervicornis	Etasjebeger
Cladonia chlorophaea	Pulverbrunbeger
Cladonia coccifera	Grynørdbeger
Cladonia cornuta	Skogsyl
Cladonia fimbriata	Melbeger
Cladonia furcata	Gaffellav
Cladonia gracilis coll.	Syllav
Cladonia mitis	Fjellreinlav
Cladonia pyxidata	Kornbrunbeger
Cladonia sulphurina	Fausklav
Cladonia uncialis	Pigglav
Nephroma arcticum	Storvrenge
Peltigera aptosa coll.	Grønnever
Peltigera didactyla	Smånnever
Peltigera cf. leucophlebia	Åregrønnever
Peltigera neopolydactyla coll.	Bred fingernever
Peltigera polydactyla	Fingernever
Peltigera scabrosa	Runever
Psoroma hypnorum	Skjellfiltlav
Sphaerophorus sp.	KORALLAV
Stereocaulon paschale	Vanlig saltlav
Thamnolia vermicularis	Makklav

Dicr bon	-----1-1--	-----3-----	-----	01
Dicr ber	-----34-----3434434-	6-4-----4-5-----3-533--3--55--6	-----3-----4	01
Barb/kun	-----33--444-----3--3--3--5354-4-	445-----4-4-----564--64-53--6	-----34-----	01
Clad ste	----3-----454-3-33-3-3--4-	-336-3-543544--453556634-4465666-6455	666666646665	00
Clad raa	----5--544---4344-----64-665536-----	555434-43-6664456-3555-----5---465443	64-666543365	00
Poly com	----5-----4-54366666666-4-65-6--4666--666	66666666656666666566666666-666666466	66-66-656666	00
Anth odo	-----3--4-----	43--2-----	-----4-4	00
Sali lap	-----444-----5--6-----4-5--3-	566-----5545-54-----4-6-----45-5	-----54--	00
Poly/jun	-----3---36-4-----4-----33--34-	6-5---3--4636446-4---4--3-6-63-65-65	-----5346-3--	00
Clad unc	-----3-----	5-36--4-----333--43-33-----	-----3534--	00
Dicr maj	-----3-----4-----	-456-----44--3545463-----	-----4--5	00
Dicr elo	-----3-----	-----1-----	-----4--	00
Phyl cae	-----	-----11-----	-----	00
Brachytz	-----	-----1-----	-----	00
Taraxacz	-----	1-----	-----	00
Poly viv	-----	----1-----	-----	00
Luzu fri	-----	1-2-----	-----	00
Andr pol	-----	-----2-----	-----	00
Stereocz	-----4-----	-65--46-6--4-4--3-3--5-----4-----	64466-666666	00
Diph alp	-----2-----	-----2-----	-----3--	00
Cetr niv	-----3-----	43-----34-3--3-----	6-3446666664	00
Alec och	-----	-----	-----1-	00
Poly pil	-----	--1-----	-----213--	00
Poly hyp	-----	-----	-----13-2--	00
Sali her	-----	-----	-----1--	00
Luzu spi	-----	-----	-----1--	00
Lois pro	-----	-----	-----1--	00
Leon aut	-----	-----	-----2	00
Junc tfi	-----	-----	-----1--1--	00
Hier pil	-----	-----	-----1--	00
Ante dio	-----	22-----	-----2-55-4	00

Vedlegg 5. Gjennomsnittlig antall arter pr. analysefelt og analysefeltgrupper i årene 1990-94, totalt og fordelt på sjikt og vekstformgrupper. - Mean number of species per sample site and site groups 1990-94, total and for species groups.

Veg.type	Felt / Ant. ruter Site / No. of plots	Totalt - Total					Busker - Scrubs					Feltsjikt - Field layer					Urter - Herbs					
		1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994	
Rabb - Ridge	Kutfelt - Cut area																					
	K1 / 1	17,0	25,0	25,0	26,0	32,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	10,0	11,0	11,0	11,0	12,0	5,0	6,0	7,0	7,0	7,0	
	Hei - Heath	K2 / 8	16,6	22,0	23,1	24,6	30,4	1,8	1,8	1,9	1,9	2,0	8,6	9,9	9,1	9,4	9,5	3,5	4,6	4,1	4,3	4,4
		K3 / 9	19,7	21,7	22,4	27,4	29,0	2,2	2,2	2,6	2,4	2,6	7,4	7,8	7,6	8,7	8,2	3,6	3,3	3,2	4,0	3,9
		K4 / 8	18,0	17,6	19,6	21,5	25,0	2,1	2,0	2,0	2,1	2,1	7,0	7,1	7,8	7,5	7,6	3,5	3,3	3,5	3,6	3,8
K2-4 / 25		18,2	20,5	21,8	24,6	28,2	2,0	2,0	2,2	2,2	2,2	7,7	8,2	8,1	8,5	8,4	3,5	3,7	3,6	4,0	4,0	
K5 / 7	14,6	18,4	16,0	21,6	27,9	1,3	1,1	1,1	1,1	1,1	10,4	10,6	10,1	10,7	10,9	5,6	5,9	5,6	6,1	6,1		
Hei - Heath	Brannfelt, flekkbrent område - Area burnt in patches																					
	B1a / 3	19,0	18,3	21,3	27,0	29,0	2,3	3,3	2,7	2,7	2,7	9,3	9,3	10,3	10,7	11,0	6,0	6,3	6,7	7,3	7,3	
	B4 / 3	16,0	16,7	17,7	22,0	24,0	2,3	2,0	2,0	2,0	2,0	4,3	3,7	3,3	4,7	4,7	2,0	1,3	1,0	1,0	1,3	
B1a, B4 / 6	18,0	17,5	19,5	25,0	27,0	2,3	2,7	2,3	2,3	2,3	6,8	6,5	6,8	7,7	7,8	4,0	3,8	3,8	4,2	4,3		
Rabb - Ridge	Brannfelt - Burnt area																					
	B5 / 8	3,5	5,3	5,5	6,6	8,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,8	2,4	2,5	2,1	2,6	0,0	0,1	0,3	0,1	0,4	
	B10 / 8	4,4	4,8	4,6	7,0	8,3	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	2,4	2,4	2,3	2,6	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
B5, B10 / 16	3,9	5,0	5,1	6,8	8,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	2,1	2,4	2,4	2,4	2,6	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2		
Hei - Heath	B6 / 8	5,3	5,9	5,6	8,5	9,8	1,5	1,5	1,6	1,6	1,6	2,9	3,5	2,6	2,9	3,0	0,9	0,9	0,8	0,9	0,8	
	B7 / 8	4,1	5,3	6,3	9,8	9,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	2,6	2,8	3,3	3,4	3,4	0,5	0,5	0,4	0,8	0,8	
	B8 / 8	5,1	6,5	6,9	10,5	13,3	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	3,8	4,3	5,0	5,1	5,7	1,0	1,2	1,4	1,4	1,8	
	B6-8 / 24	4,8	5,9	6,3	9,6	10,9	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	3,1	3,5	3,6	3,8	4,0	0,8	0,9	0,9	1,0	1,1	
	B1b / 2	7,0	10,0	10,0	14,0	17,0	1,5	1,5	1,5	1,5	2,5	5,5	7,5	7,5	8,0	8,5	2,5	4,0	4,0	4,5	5,0	
	B9 / 8	9,1	10,3	10,9	13,5	15,5	1,7	1,8	1,8	1,9	1,9	7,4	8,1	8,0	8,9	9,1	3,9	4,3	4,0	4,8	5,0	

Veg.type	Felt / Ant. ruter Site / No. of plots	Graminider - Graminoids					Bunnsjikt - Bottom layer					Moser - Mosses				
		1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994
Rabb - Ridge	Kuttfelt - Cut area															
	K1 / 1	3,0	4,0	2,0	3,0	4,0	6,0	13,0	13,0	14,0	19,0	4,0	7,0	7,0	8,0	12,0
Hei - Heath	K2 / 8	2,9	3,0	3,0	3,0	3,0	6,3	10,4	12,1	13,4	18,9	4,3	6,6	8,3	9,6	12,9
	K3 / 9	2,7	3,2	3,0	3,3	3,2	10,0	11,7	12,3	16,3	18,2	5,9	7,4	7,7	11,2	12,2
	K4 / 8	2,3	2,6	2,8	2,8	2,8	8,9	8,5	9,9	11,9	15,3	6,3	5,8	6,9	8,3	10,4
	K2-4 / 25	2,6	3,0	2,9	3,0	3,0	8,4	10,2	11,5	14,0	17,5	5,5	6,6	7,6	9,8	11,8
	K5 / 7	3,9	3,7	3,7	4,1	3,9	2,9	6,7	4,7	9,7	15,9	2,3	5,3	4,7	8,1	13,1
Hei - Heath	Brannfelt, flekkbrent område - Area burnt in patches															
	B1a / 3	2,3	2,0	2,7	2,3	2,3	7,3	5,7	8,3	13,7	15,3	4,3	3,3	5,7	9,7	11,7
	B4 / 3	1,5	1,0	1,0	2,0	2,0	9,3	11,0	12,3	15,3	17,3	5,3	7,0	8,3	11,0	12,0
	B1a, B4 / 6	2,0	1,5	1,8	2,2	2,2	8,3	8,3	10,3	14,5	16,3	4,8	5,2	7,0	10,3	11,8
Rabb - Ridge	Brannfelt - Burnt area															
	B5 / 8	1,0	1,4	1,6	1,5	1,5	0,8	1,9	2,0	3,5	4,9	0,8	1,9	2,0	3,1	3,6
	B10 / 8	1,5	1,6	1,8	1,8	1,9	0,6	1,1	1,1	3,1	4,4	0,6	1,1	1,1	2,4	3,3
	B5, B10 / 16	1,3	1,5	1,7	1,6	1,7	0,7	1,5	1,6	3,3	4,6	0,7	1,5	1,6	2,8	3,4
Hei - Heath	B6 / 8	1,3	1,8	1,5	1,6	1,8	0,9	0,9	1,4	4,0	5,1	0,9	0,9	1,4	3,6	5,0
	B7 / 8	1,1	1,4	1,8	1,8	1,8	0,0	1,0	1,5	4,9	4,8	0,0	1,0	1,5	4,0	4,1
	B8 / 8	1,4	1,7	2,1	2,1	2,0	0,3	1,1	1,1	4,7	6,7	0,3	1,1	1,1	4,3	5,4
	B6-8 / 24	1,3	1,6	1,8	1,8	1,8	0,4	1,0	1,3	4,5	5,5	0,4	1,0	1,3	4,0	4,9
	B1b / 2	2,0	2,5	2,5	2,5	2,5	0,0	1,0	1,0	4,5	6,0	0,0	1,0	1,0	4,5	6,0
	B9 / 8	2,1	2,4	3,1	3,0	2,9	0,0	0,3	1,0	2,6	4,4	0,0	0,3	1,0	2,6	3,9

Vedlegg 6a. Vegetasjonsutviklingen i kuttet hei (K2-4) 1990-94. Oppbygging av kolonnene, eksempel: I K2 finnes dvergbjørk (BETU NAN) i 7 av 8 ruter og gjennomsnittlig (pr. 7 ruter) i 10,7 småruter. Artenes kodenavn er forklart i vedlegg 2. - Development of the vegetation in the cut heath (K2-4) in the 1990-94 period. Example of column composition: *Betula nana* (BETU NAN) is found in 7 of 8 plots from site K2 and mean number of subplots is 10.7 per 7 plots. Species abbreviations are found in vedlegg (appendix) 2.

Ar - Year Felt-Site Ant. ruter No. of plots	1990			1991			1992			1993			1994		
	K2 8	K3 9	K4 8	K2 8	K3 9	K4 8	K2 8	K3 9	K4 8	K2 8	K3 9	K4 8	K2 8	K3 9	K4 8
ANDR POL	1 - 7,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -11,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 9,0	0 - 0,0	0 - 0,0
ANTE DIO	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 1,0	0 - 0,0
ANTH ODO	3 - 1,3	2 - 1,0	1 - 4,0	3 - 2,7	2 - 1,0	1 - 3,0	3 - 3,6	0 - 0,0	1 - 1,0	2 - 4,5	1 - 1,0	1 - 1,0	3 - 3,6	0 - 0,0	1 - 6,1
BART ALP	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0
BETU NAN	7 -10,7	9 - 4,7	8 - 9,2	7 -10,9	9 - 6,7	8 - 7,2	7 - 9,7	9 - 5,6	8 - 7,4	7 -10,1	9 - 5,2	8 - 6,4	7 - 9,9	9 - 6,5	8 - 6,9
CAMP ROT	3 - 6,7	5 - 3,6	2 - 6,6	4 - 7,5	4 - 5,5	2 - 8,5	4 - 9,5	5 - 3,4	3 - 5,0	4 -10,5	5 - 5,0	2 - 9,5	4 - 9,8	4 - 5,8	4 - 3,0
C BI/VAG	4 - 1,2	7 - 7,0	2 - 7,0	4 - 1,5	7 - 7,1	2 - 5,0	5 - 2,0	7 - 7,6	3 - 5,0	6 - 2,4	8 - 7,5	3 - 4,0	4 - 2,6	6 -10,0	3 - 5,3
DESC FLE	8 -13,3	9 -14,4	8 -11,6	8 -12,9	9 -14,1	8 -12,8	8 -11,7	9 -14,1	8 -11,0	8 -11,4	9 -14,9	8 -12,9	8 -12,8	9 -14,0	7 -10,0
DIPH ALP	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
EMPE HER	1 - 5,0	2 - 4,0	0 - 0,0	1 - 5,0	2 - 1,0	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0
FEST OVI	8 - 8,9	6 - 5,2	6 - 5,0	8 -11,5	9 -11,0	8 -10,4	8 -13,2	9 -13,3	8 -12,5	8 -13,4	9 -13,3	8 -13,5	8 -14,4	9 -14,4	8 -15,6
GALI BOR	2 - 6,0	1 - 5,0	4 - 1,5	2 - 7,5	1 - 7,0	2 - 2,5	2 - 9,0	1 - 5,0	2 - 3,5	2 -10,6	2 - 3,0	2 - 5,0	2 - 8,0	2 - 4,6	2 - 6,6
GERA SYL	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0
HIER/ALP	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0
JUNI COM	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 2,1	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 3,0	2 - 2,6	1 - 1,0	1 - 2,1
LUZU FRI	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	2 - 1,0	2 - 2,5	0 - 0,0	2 - 2,5	2 - 2,0	0 - 0,0	3 - 2,0	2 - 1,5	1 - 1,0	5 - 2,0	3 - 3,4
MELA SYL	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	3 - 5,3	0 - 0,0	0 - 0,0	4 - 1,7	2 - 7,0	0 - 0,0	6 - 8,7	1 - 1,0	0 - 0,0	5 - 7,4
PEDI LAP	3 - 5,0	6 - 2,8	5 - 4,4	3 - 4,3	6 - 3,5	4 - 4,5	2 - 4,1	5 - 1,6	4 - 4,0	1 - 4,0	5 - 1,9	3 - 3,0	3 - 3,4	6 - 1,9	3 - 3,4
PHYL CAE	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
PYRO MIN	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 3,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 -11,0	1 - 1,0	0 - 0,0
RUME ASA	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0
SALI GAU	7 - 2,3	2 - 2,0	7 - 5,9	6 - 3,9	2 - 4,0	7 - 7,3	7 - 4,3	2 - 5,0	7 - 8,7	7 - 4,3	2 - 7,0	7 - 8,7	7 - 4,9	2 - 8,0	7 - 9,2
SALI LAP	0 - 0,0	6 - 2,5	0 - 0,0	0 - 0,0	6 - 3,5	0 - 0,0	0 - 0,0	8 - 3,4	0 - 0,0	0 - 0,0	8 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	8 - 4,3	0 - 0,0
SALI PHY	0 - 0,0	2 - 1,5	1 - 1,0	0 - 0,0	3 - 1,6	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 2,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 2,7	1 - 2,1	0 - 0,0	3 - 3,4	1 - 1,0
SAUS ALP	3 - 3,4	4 - 1,8	5 - 2,8	3 - 5,0	2 - 2,5	5 - 3,8	3 - 5,4	3 - 1,6	5 - 3,2	3 - 6,7	4 - 2,3	5 - 5,0	3 - 6,4	4 - 3,5	5 - 4,6
SOLI VIR	8 - 8,0	8 - 6,1	4 - 9,0	8 - 8,2	8 - 7,5	5 - 8,2	8 - 8,1	8 - 4,4	5 -10,2	8 - 9,0	8 - 5,2	6 - 8,5	8 - 9,7	9 - 5,1	6 -10,2
TARAXACZ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
THAL ALP	2 - 1,5	2 - 1,0	2 - 1,5	2 - 2,5	1 - 3,0	1 - 2,1	2 - 3,5	0 - 0,0	1 - 1,0	2 - 2,0	2 - 1,5	1 - 1,0	2 - 3,0	1 - 1,0	1 - 1,0
TRIE EUR	4 - 3,8	4 - 6,3	4 - 4,8	7 - 9,6	5 -10,6	3 -10,7	7 - 7,6	5 - 5,8	3 -10,0	7 - 8,7	5 - 5,4	3 -10,0	7 -10,0	5 - 7,8	3 -11,7
VACC MYR	7 -13,9	0 - 0,0	2 -10,5	8 -11,8	0 - 0,0	2 -11,0	7 - 7,2	2 - 3,0	5 - 5,6	8 - 9,8	3 - 1,6	3 -11,4	8 - 9,1	0 - 0,0	2 -13,0
VACC VIT	8 -12,8	9 -10,5	8 -13,0	8 - 8,0	9 -10,9	8 -10,9	7 - 3,3	9 - 3,9	7 - 6,0	7 - 5,3	8 - 5,0	6 - 7,6	7 - 8,8	9 - 7,8	7 - 8,9
AULA PAL	0 - 0,0	0 - 0,0	5 - 3,4	1 - 3,0	4 - 7,3	4 - 4,5	1 - 9,0	2 - 3,0	3 - 2,0	1 -15,0	5 - 4,0	7 - 9,2	3 - 2,7	6 - 5,0	8 - 8,6
BARE/KUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 2,5	2 - 2,0	4 - 2,3	3 - 4,4	0 - 0,0	3 - 2,7	7 - 3,6	1 - 1,0	8 - 9,0	9 -13,1	6 - 7,7
BARE/LYC	4 - 5,0	9 - 4,6	7 - 3,1	7 - 8,9	8 - 8,7	5 - 8,0	8 - 5,6	7 - 4,7	5 - 7,6	7 - 8,5	9 - 5,5	5 - 7,2	8 - 7,6	8 - 4,1	4 - 5,5
BRYUM Z	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 2,6	4 - 2,8	2 - 1,0	2 - 2,0
CERA PUR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	4 - 1,5	1 - 1,0	2 - 1,0
DICR BER	0 - 0,0	2 - 6,5	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 4,0	0 - 0,0	1 - 1,0	8 - 6,2	4 - 4,0	2 - 1,0	7 - 9,0	1 - 2,1
DICR/FUS	6 - 2,8	8 - 3,4	8 - 3,4	7 - 7,0	9 - 5,7	4 - 5,0	7 - 6,0	8 - 9,0	6 - 3,5	8 - 8,4	8 - 6,3	2 - 1,0	8 -11,3	9 -11,6	8 - 8,3
DICR MAJ	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 1,3	3 - 3,4	1 - 4,0	6 - 3,9	3 - 2,0	5 - 1,6	6 - 3,8	6 - 3,0	4 - 3,5	5 - 2,0	7 - 1,9	2 - 7,5
DICR SCP	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0

DICR SPA	0-0,0	0-0,0	1-2,1	1-9,0	0-0,0	0-0,0	2-7,0	2-3,0	1-4,0	3-8,0	7-4,9	5-6,4	8-9,5	6-5,4	6-4,8
HETE DIM	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	1-2,1	0-0,0	0-0,0	1-4,0	0-0,0	0-0,0	1-4,0	0-0,0	0-0,0
HYLO SPL	3-3,7	7-5,3	8-6,3	7-5,8	9-8,2	7-12,7	6-5,2	7-7,3	8-12,1	7-7,7	8-8,4	8-15,6	7-9,3	9-8,9	8-15,0
MNIU SPI	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	1-1,0	0-0,0	0-0,0
PLEU SCH	6-2,1	8-6,6	6-3,8	7-5,3	8-7,8	7-5,8	7-5,2	8-8,8	6-4,4	8-8,0	9-9,8	5-5,8	8-10,3	9-11,5	8-9,0
POHL NUT	0-0,0	0-0,0	0-0,0	2-2,0	2-2,0	1-3,0	4-5,5	2-2,1	6-6,0	8-2,8	2-3,5	6-3,0	7-3,7	6-3,2	7-4,7
POLY COM	7-7,5	8-13,4	3-9,6	8-11,1	9-13,6	3-9,4	8-11,0	9-12,8	4-8,8	8-11,0	8-14,6	3-10,0	8-12,2	9-13,8	3-10,7
POLY/JUN	1-1,0	1-15,0	1-1,0	3-2,4	6-7,6	3-3,0	2-2,1	7-8,0	0-0,0	4-2,0	7-8,5	1-2,1	6-2,2	8-8,9	3-1,7
POLY PIL	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	1-1,0	4-1,2	5-3,4	3-1,3	3-1,3	1-1,0	2-1,0
PTIL CIL	3-4,6	4-1,8	4-2,0	3-1,3	3-3,0	6-2,7	3-1,0	3-2,7	6-3,2	3-1,3	6-2,0	6-3,2	5-2,8	5-3,6	5-7,2
SANI UNC	3-1,6	4-3,8	5-2,0	4-6,5	3-2,4	3-5,0	7-3,2	5-2,4	3-2,7	5-5,2	5-1,8	4-4,5	7-5,9	7-3,9	8-5,2
CETR/ISL	2-5,0	9-6,7	4-2,5	7-4,8	8-7,0	4-4,5	7-3,7	9-7,7	7-3,6	7-6,3	9-7,5	6-5,2	8-9,2	9-11,8	8-5,4
CETR NIV	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	1-1,0	1-1,0	1-1,0	1-1,0	3-1,3
CLAD ARB	7-5,3	9-8,3	7-3,3	8-8,0	9-5,0	7-5,0	7-7,5	9-4,7	5-5,4	7-9,9	9-7,8	8-5,5	8-11,9	9-10,2	7-7,2
CLAD RAA	1-1,0	2-1,5	2-1,0	0-0,0	5-2,4	0-0,0	2-1,0	5-1,2	0-0,0	1-1,0	4-2,3	2-1,0	7-2,7	8-3,1	3-2,1
CLAD STE	2-3,0	2-1,0	3-1,3	5-3,8	4-3,8	3-1,0	4-3,3	4-1,2	2-1,5	4-3,5	4-1,0	3-1,0	6-5,2	8-2,9	3-1,6
CLADONIZ	2-3,0	8-5,4	2-1,5	5-3,6	7-4,9	5-2,7	7-3,0	9-3,9	7-3,5	5-4,8	8-5,8	6-3,2	8-13,0	9-11,9	8-8,5
CLAD UNC	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	2-1,0	0-0,0	0-0,0	3-2,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0
NEPH ARC	0-0,0	1-2,1	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	1-3,0	1-1,0	0-0,0	1-2,1	0-0,0	0-0,0	2-3,0	1-1,0
PELTIGEZ	1-1,0	5-2,0	3-2,0	3-3,4	4-1,5	3-3,4	2-2,6	3-2,0	2-3,0	2-3,5	4-2,0	3-2,0	5-4,0	6-3,4	5-2,4
PSOR HYP	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	0-0,0	1-1,0	0-0,0	0-0,0
STEREOCZ	1-5,0	1-1,0	0-0,0	2-4,0	1-1,0	0-0,0	2-3,0	0-0,0	0-0,0	4-2,7	3-1,3	0-0,0	4-5,8	2-3,0	1-1,0

Vedlegg 6b. Vegetasjonsutviklingen i kuttet hei (K5, 7 ruter) 1990-94. Oppbygging av kolonnene er som i vedlegg 6a. Artenes kodenavn er forklart i vedlegg 2. - Development of the vegetation in the cut heath (K5, 7 plots) 1990-94, column composition as in vedlegg (appendix) 6a. Species abbreviations are found in vedlegg (appendix) 2.

År - Year	1990	1991	1992	1993	1994
AGRO CNA	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	4 - 2,2	1 - 2,1
ANTH ODO	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
BETU NAN	6 - 9,2	5 - 7,4	5 - 5,1	5 - 4,8	5 - 4,6
CAMP ROT	7 - 8,7	7 - 10,7	7 - 12,7	7 - 14,0	7 - 12,3
C BI/VAG	7 - 8,0	7 - 8,3	7 - 9,3	7 - 11,0	7 - 12,0
C NORVEG	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 5,0	1 - 1,0
CERA FON	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	2 - 1,5
DESC CES	6 - 5,5	6 - 7,7	6 - 8,7	6 - 8,9	6 - 9,8
DESC FLE	6 - 5,1	4 - 6,0	3 - 6,7	3 - 5,7	3 - 9,0
FEST OVI	7 - 12,2	7 - 14,5	7 - 15,9	7 - 15,5	7 - 16,0
FEST RUB	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
GALI BOR	6 - 8,4	6 - 9,9	6 - 10,0	7 - 9,6	7 - 11,4
LUZU SUD	0 - 0,0	1 - 4,0	1 - 4,0	1 - 1,0	2 - 3,0
MELA SYL	0 - 0,0	2 - 2,6	1 - 2,1	3 - 1,3	1 - 2,1
PEDI LAP	2 - 4,6	1 - 6,1	2 - 4,0	1 - 2,1	1 - 3,0
POLY VIV	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1
POTE CRA	3 - 3,7	4 - 4,8	5 - 4,4	4 - 5,3	4 - 7,2
SALI GAU	3 - 2,7	3 - 3,4	3 - 4,0	3 - 4,4	3 - 5,0
SAUS ALP	7 - 12,5	7 - 13,4	7 - 15,0	7 - 15,3	7 - 15,9
SOLI VIR	2 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0
STEL BOR	1 - 3,0	2 - 7,0	2 - 10,0	2 - 10,5	2 - 14,5
THAL ALP	6 - 9,7	7 - 9,9	6 - 12,7	7 - 10,6	6 - 13,2
TRIE EUR	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
VACC MYR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0
VACC VIT	7 - 8,0	7 - 7,0	6 - 1,5	2 - 3,5	6 - 2,9
VIOL BIF	2 - 2,0	3 - 3,0	1 - 1,0	0 - 0,0	2 - 4,0
VIOL RIV	3 - 4,4	1 - 2,1	1 - 2,1	3 - 1,7	3 - 3,0
AULA PAL	0 - 0,0	2 - 3,0	2 - 2,5	7 - 5,7	6 - 8,5
BARB/KUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 1,3	6 - 8,8
BARB/LYC	2 - 2,6	4 - 3,5	1 - 1,0	4 - 3,7	6 - 2,3
BRAC SAL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 4,5
BRYUM Z	0 - 0,0	3 - 3,7	2 - 2,1	5 - 6,7	6 - 7,6
CALL CUS	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,0
CALL LIN	0 - 0,0	2 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	2 - 4,0
CERA PUR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	2 - 2,6
DICR BER	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 4,0
DICR/FUS	3 - 3,0	4 - 3,8	5 - 5,4	1 - 2,1	6 - 7,6
DICR MAJ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5
DICR SPA	0 - 0,0	2 - 3,5	2 - 2,0	7 - 7,9	7 - 6,9
HYLO SPL	6 - 7,0	7 - 14,3	7 - 13,7	7 - 15,0	7 - 15,3
PLAG ELL	0 - 0,0	1 - 4,0	1 - 1,0	2 - 5,0	2 - 4,5
PLEU SCH	1 - 1,0	3 - 4,4	5 - 4,2	4 - 8,0	7 - 8,6
POHL NUT	1 - 1,0	1 - 2,1	1 - 6,1	1 - 6,1	6 - 3,0
POLY/JUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	5 - 4,2	5 - 4,4
POLY PIL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 1,3
PTIL CIL	1 - 1,0	4 - 2,3	1 - 3,0	3 - 2,4	4 - 2,5
RHIZ PSE	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	3 - 2,4
SANI UNC	2 - 1,5	3 - 3,7	5 - 3,0	5 - 6,0	7 - 5,7

CETR/ISL	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0	2 - 1,0	4 - 2,2
CETR NIV	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0
CLAD ARB	3 - 1,6	4 - 1,5	0 - 0,0	2 - 3,0	2 - 3,0
CLAD RAA	0 - 0,0	2 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0
CLADONIZ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 1,6	7 - 2,1
NEPH ARC	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0
PELTIGEZ	1 - 1,0	2 - 4,1	0 - 0,0	2 - 8,6	4 - 5,5

Vedlegg 6c. Vegetasjonsutviklingen i brent hei (B6-8) 1990-94. Oppbygging av kolonnene er som i vedlegg 6a. Artenes kodenavn er forklart i vedlegg 2. - Development of the vegetation in the burnt heath (B6-8) 1990-94, column composition as in vedlegg (appendix) 6a. Species abbreviations are found in vedlegg (appendix) 2.

År - Year	1990			1991			1992			1993			1994		
	Felt - Site	B6	B7	B8	B6	B7	B8	B6	B7	B8	B6	B7	B8	B6	B7
Ant. ruter	8	8	8	8	8	9	8	8	9	8	8	9	8	8	9
No. of plots	8	8	8	8	8	9	8	8	9	8	8	9	8	8	9
BETU NAN	8 - 9,7	8 -10,7	8 -11,1	8 - 8,6	8 - 8,4	9 -10,3	8 - 6,8	8 - 8,7	9 -11,4	8 - 7,1	8 - 8,9	9 -11,6	8 - 7,0	7 - 9,6	9 -11,5
CAMP ROT	1 - 8,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -10,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -11,0	0 - 0,0	1 - 5,0	1 -11,0	1 - 1,0	1 - 6,1	1 -13,0	0 - 0,0	2 - 4,5
C BI/VAG	1 -10,1	1 - 2,1	3 - 6,7	1 -14,1	2 - 1,0	4 - 5,5	1 -12,0	3 - 1,3	4 - 7,2	1 -11,0	3 - 1,6	5 - 5,8	1 -12,0	3 - 2,4	4 - 7,5
DESC FLE	8 -12,6	8 -13,8	7 -13,6	8 -13,1	8 -12,7	9 -14,7	8 -12,0	8 -13,4	9 -14,7	8 -11,5	8 -14,7	9 -15,7	8 -10,3	8 -14,3	9 -15,7
EPIL ANG	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 8,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -13,0	0 - 0,0
FEST OVI	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	4 - 3,8	1 - 1,0	2 - 1,0	2 - 5,0	3 - 2,1	6 - 1,6	3 - 5,3	3 - 1,7	5 - 3,6	4 - 4,8	3 - 2,3	5 - 5,9
GALI BOR	1 - 9,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -11,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -14,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -15,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 -15,0	0 - 0,0	0 - 0,0
PEDI LAP	1 - 3,0	2 - 1,5	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
POA APG	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	0 - 0,0
SALI GAU	2 - 7,5	4 - 3,8	1 - 2,1	2 - 9,5	4 - 5,5	2 - 2,1	2 -10,5	4 - 5,5	2 - 2,1	2 - 9,0	4 - 6,5	2 - 2,6	2 - 8,6	5 - 5,8	2 - 3,5
SALI LAP	2 - 4,6	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 4,6	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 5,6	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 6,0	0 - 0,0	0 - 0,0
SAUS ALP	2 - 2,6	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0
SOLI VIR	2 - 7,0	0 - 0,0	4 - 7,7	2 - 6,5	1 - 3,0	5 - 6,8	2 - 5,5	1 - 1,0	5 - 6,6	2 - 6,0	1 -10,1	6 - 7,5	2 - 6,1	2 - 5,0	6 - 7,2
TRIE EUR	0 - 0,0	2 - 7,0	4 - 5,8	1 - 2,1	3 - 3,0	6 - 6,7	0 - 0,0	1 - 6,1	7 - 6,4	1 - 1,0	3 - 3,7	6 - 7,2	1 - 1,0	3 - 5,6	8 - 6,2
VACC MYR	0 - 0,0	1 - 1,0	3 - 8,0	0 - 0,0	0 - 0,0	4 - 9,5	0 - 0,0	2 - 1,0	5 - 4,2	1 - 1,0	1 - 1,0	5 - 7,4	0 - 0,0	2 - 1,5	8 - 4,2
VACC VIT	6 - 7,6	7 -11,6	8 -13,4	7 - 4,5	7 - 9,0	9 -10,9	3 - 1,7	7 - 3,8	8 - 5,5	2 - 2,6	6 - 6,5	9 - 7,5	4 - 3,2	5 - 7,8	9 - 7,8
BARB/KUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0
BARB/LYC	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 1,0
CERA PUR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	7 - 7,5	6 - 7,2	9 - 5,8	8 - 7,5	8 - 6,1	9 - 8,8
DICR/FUS	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	2 - 1,5	3 - 2,4	1 - 3,0	3 - 2,0	3 - 2,7	5 - 2,0
DICR MAJ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,0
DICR SPA	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0
HYLO SPL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0
PLAG DEN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
PLEU SCH	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 2,1	0 - 0,0
POHL NUT	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	3 - 2,7	0 - 0,0	2 - 1,5	6 - 4,5	9 - 2,4	3 - 1,6	6 - 3,0	9 - 3,5
POLY COM	5 - 3,8	0 - 0,0	2 - 4,5	7 -10,2	8 - 6,9	7 - 7,7	6 - 7,4	8 - 8,7	8 - 4,9	7 - 8,8	8 - 7,8	7 - 6,4	7 - 7,2	7 - 6,5	7 - 6,4
POLY/JUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	2 - 4,0	4 - 6,8	4 - 2,3	4 - 4,0	6 - 3,3
POLY PIL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	7 - 5,5	6 - 5,3	7 - 4,0	5 - 3,8	4 - 2,0	9 - 3,3
PTIL CIL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
SANI UNC	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CETR NIV	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0
CLAD RAA	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 3,0
CLADONIZ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,0	4 - 1,0	2 - 3,0	0 - 0,0	4 - 2,0	6 - 5,7
STEREOCZ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	2 - 2,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	2 - 1,0

Vedlegg 6d. Vegetasjonsutviklingen i brent hei (B1b, B9) 1990-94. Oppbygging av kolonnene er som i vedlegg 6a. Artenes kodenavn er forklart i vedlegg 2. - Development of the vegetation in the burnt heath (B1b, B9) 1990-94, column composition as in vedlegg (appendix) 6a. Species abbreviations are found in vedlegg (appendix) 2.

År - Year	1990		1991		1992		1993		1994	
	Felt - Site	B1b	B9	B1b	B9	B1b	B9	B1b	B9	B1b
Ant. ruter	2	8	2	8	2	8	2	8	2	8
No. of plots										
ANTH ODO	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 3,0
BETU NAN	2 - 6,5	7 - 7,5	2 - 8,0	7 - 8,0	2 - 6,0	7 - 6,2	2 - 5,5	7 - 6,7	2 - 5,0	7 - 5,7
CAMP ROT	1 - 11,0	4 - 4,0	2 - 6,6	2 - 6,6	2 - 5,0	1 - 11,0	2 - 8,5	2 - 5,0	2 - 10,6	3 - 3,4
C BI/VAG	0 - 0,0	6 - 5,7	1 - 4,0	5 - 5,0	1 - 4,0	6 - 4,2	1 - 3,0	6 - 5,2	1 - 2,1	6 - 5,0
DESC FLE	2 - 11,0	6 - 13,0	2 - 13,0	6 - 10,9	2 - 13,0	7 - 9,3	2 - 14,5	6 - 11,5	2 - 14,0	6 - 12,2
EPIL ANG	0 - 0,0	4 - 6,0	0 - 0,0	4 - 9,0	0 - 0,0	5 - 10,6	0 - 0,0	5 - 12,8	0 - 0,0	5 - 11,2
GALI BOR	1 - 15,0	4 - 7,2	1 - 15,0	4 - 7,2	1 - 15,0	4 - 6,8	1 - 16,0	4 - 7,2	2 - 8,5	4 - 8,2
GENT TEN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0
GERA SYL	1 - 7,0	2 - 10,6	1 - 10,1	2 - 9,0	1 - 8,0	2 - 9,0	1 - 11,0	3 - 6,4	1 - 11,0	2 - 9,5
FEST OVI	2 - 4,5	4 - 5,0	2 - 7,0	6 - 6,7	2 - 7,0	8 - 7,9	2 - 8,0	8 - 10,5	2 - 10,6	8 - 9,9
MELA SYL	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	4 - 1,2	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	3 - 2,4	0 - 0,0	3 - 1,3
POA APG	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	2 - 2,6	0 - 0,0	3 - 3,7	0 - 0,0	3 - 3,7	0 - 0,0	2 - 10,0
POTE CRA	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0
RHIN MIN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0
RUBU SAX	0 - 0,0	4 - 2,5	0 - 0,0	4 - 6,3	0 - 0,0	4 - 3,8	0 - 0,0	4 - 3,5	0 - 0,0	4 - 4,5
RUME ASA	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 2,1
SALI GAU	1 - 5,0	5 - 6,4	1 - 9,0	6 - 7,2	1 - 9,0	6 - 7,3	1 - 10,1	7 - 7,4	1 - 8,0	7 - 8,0
SALI LAP	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	1 - 7,0	0 - 0,0	1 - 13,0	0 - 0,0	1 - 11,0	1 - 1,0	1 - 12,0
SALI PHY	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	1 - 7,0	0 - 0,0	1 - 7,0	0 - 0,0	1 - 8,0	1 - 2,1	1 - 9,0
SAUS ALP	1 - 11,0	3 - 5,3	1 - 8,0	2 - 4,1	1 - 7,0	3 - 5,1	1 - 9,0	3 - 4,7	1 - 10,1	3 - 4,7
SILE DIO	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 4,7	0 - 0,0	4 - 6,2	0 - 0,0	3 - 7,7	0 - 0,0	3 - 7,7
SOLI VIR	0 - 0,0	3 - 10,7	1 - 5,0	3 - 10,0	1 - 4,0	3 - 10,7	1 - 5,0	4 - 7,8	1 - 6,1	4 - 9,2
THAL ALP	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 7,0	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0
TRIE EUR	0 - 0,0	4 - 9,0	0 - 0,0	4 - 10,5	0 - 0,0	4 - 9,3	0 - 0,0	4 - 7,2	0 - 0,0	4 - 3,5
VACC MYR	0 - 0,0	3 - 7,0	0 - 0,0	4 - 3,7	0 - 0,0	1 - 8,0	0 - 0,0	2 - 5,0	0 - 0,0	2 - 3,0
VACC VIT	2 - 12,6	8 - 10,8	2 - 13,0	8 - 9,4	2 - 1,5	6 - 5,9	2 - 3,5	7 - 5,9	2 - 3,0	8 - 6,0
VIOL BIF	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0	3 - 1,3
AULA PAL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0
BRYUM Z	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0
CERA PUR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 11,0	8 - 6,4	2 - 13,5	7 - 8,3
DICR/FUS	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1
DICR MAJ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0
HYLO SPL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 2,1	2 - 1,0

ISOP PUL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0
PLEU SCH	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	2 - 4,1	1 - 1,0	2 - 3,0	
POHL NUT	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 3,0	2 - 2,6	2 - 4,6	3 - 1,6	1 - 1,0	4 - 3,5	
POLY COM	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 4,0	2 - 1,5	1 - 4,0	2 - 3,0	2 - 2,0	2 - 5,5	2 - 2,5	3 - 1,6	
POLY/JUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 4,6	1 - 1,0	
POLY PIL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	2 - 5,0	5 - 4,8	2 - 3,0	7 - 2,0	
SANI UNC	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 2,0	
CLADONIZ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	4 - 1,2	

Vedlegg 6e. Vegetasjonsutviklingen i flekkbrent hei (B1, B4) 1990-94. Oppbygging av kolonnene er som i vedlegg 6a. Artenes kodenavn er forklart i vedlegg 2. - Development of the vegetation in the heath, burnt in patches (B1, B4) 1990-94, column composition as in vedlegg (appendix) 6a. Species abbreviations are found in vedlegg (appendix) 2.

År - Year Felt - Site Ant. ruter No. of plots	1990		1991		1992		1993		1994	
	B1	B4	B1	B4	B1	B4	B1	B4	B1	B4
BETU NAN	3 - 11,0	3 - 10,0	3 - 9,4	3 - 10,4	3 - 8,4	3 - 10,4	3 - 9,0	3 - 11,0	3 - 7,4	3 - 10,7
CAMP ROT	2 - 9,5	0 - 0,0	2 - 9,5	0 - 0,0	2 - 12,5	0 - 0,0	2 - 14,5	0 - 0,0	2 - 13,0	0 - 0,0
C BI/VAG	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
DESC CES	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0
DESC FLE	3 - 8,0	2 - 16,0	3 - 3,4	3 - 16,0	3 - 3,4	3 - 15,7	3 - 3,7	3 - 15,7	3 - 8,3	3 - 16,0
EMPE HER	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
FEST OVI	3 - 5,6	1 - 1,0	3 - 10,4	0 - 0,0	3 - 13,3	0 - 0,0	3 - 13,6	3 - 4,0	3 - 15,0	3 - 8,0
GALI BOR	3 - 9,0	0 - 0,0	3 - 8,6	0 - 0,0	3 - 10,0	0 - 0,0	3 - 9,7	0 - 0,0	3 - 11,7	0 - 0,0
GERA SYL	1 - 5,0	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	2 - 1,0	0 - 0,0	2 - 3,0	0 - 0,0	2 - 3,0	0 - 0,0
JUNI COM	1 - 2,1	1 - 3,0	1 - 3,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1
MELA SYL	2 - 1,0	1 - 1,0	2 - 2,6	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	3 - 3,0	0 - 0,0	2 - 3,5	0 - 0,0
PEDI LAP	3 - 8,8	2 - 2,5	2 - 7,0	1 - 4,0	3 - 4,4	1 - 3,0	3 - 4,4	1 - 2,1	3 - 5,0	1 - 3,0
POTE CRA	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0
SALI GAU	1 - 2,1	2 - 2,0	2 - 3,0	1 - 4,0	2 - 3,5	1 - 5,0	3 - 3,0	1 - 4,0	2 - 3,5	1 - 2,1
SALI LAP	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 1,0	1 - 2,1	1 - 3,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 3,0	1 - 2,1
SALI PHY	2 - 1,5	0 - 0,0	3 - 2,0	0 - 0,0	2 - 2,6	0 - 0,0	2 - 2,6	0 - 0,0	2 - 3,0	0 - 0,0
SAUS ALP	2 - 10,6	0 - 0,0	2 - 9,0	0 - 0,0	2 - 12,6	0 - 0,0	2 - 13,0	0 - 0,0	2 - 12,6	0 - 0,0
SOLI VIR	1 - 1,0	2 - 7,5	1 - 1,0	2 - 8,0	1 - 1,0	2 - 7,5	2 - 1,0	2 - 6,0	1 - 1,0	2 - 8,5
THAL ALP	2 - 8,0	0 - 0,0	2 - 7,5	0 - 0,0	3 - 8,0	0 - 0,0	2 - 10,0	0 - 0,0	2 - 9,5	0 - 0,0
TRIE EUR	2 - 2,5	1 - 1,0	2 - 4,5	1 - 2,1	2 - 2,5	0 - 0,0	2 - 2,5	0 - 0,0	2 - 4,5	1 - 1,0
VACC MYR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 6,1	1 - 1,0	1 - 3,0
VACC VIT	3 - 13,0	3 - 13,7	3 - 11,4	3 - 14,7	3 - 9,3	3 - 11,3	3 - 9,0	3 - 10,7	3 - 9,0	3 - 11,4
VIOL BIF	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0
AULA PAL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 2,1	1 - 3,0	2 - 1,5	2 - 6,1
BARB/KUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 2,0	2 - 1,0	1 - 3,0	1 - 4,0	1 - 1,0	3 - 2,0	3 - 7,7
BARB/LYC	3 - 2,7	3 - 5,7	1 - 4,0	3 - 5,6	3 - 3,7	3 - 8,7	3 - 4,3	3 - 8,0	3 - 1,3	2 - 5,5
CERA PUR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	3 - 10,0	3 - 5,3	3 - 11,4	3 - 5,3
DICR BER	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	1 - 2,1	3 - 2,7
DICR/FUS	2 - 2,6	3 - 5,4	1 - 1,0	3 - 4,0	1 - 2,1	3 - 5,4	1 - 2,1	3 - 6,4	3 - 2,7	3 - 8,0
DICR MAJ	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	2 - 3,0	1 - 2,1	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 4,0
DICR SPA	0 - 0,0	2 - 2,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	2 - 4,0	2 - 2,1	3 - 8,0	2 - 5,0	2 - 5,0
HYLO SPL	3 - 8,4	3 - 4,7	3 - 7,0	3 - 5,3	3 - 8,0	3 - 5,6	3 - 10,7	3 - 6,0	3 - 10,0	3 - 6,0
PLEU SCH	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 6,1	1 - 1,0	1 - 7,0	1 - 2,1	2 - 3,5	2 - 3,0	3 - 4,7

POHL NUT	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	2 - 4,5	3 - 5,6	3 - 2,0	1 - 1,0	0 - 0,0
POLY COM	2 - 1,5	3 - 7,4	1 - 2,1	3 - 14,0	2 - 1,0	3 - 15,7	1 - 3,0	3 - 13,3	2 - 2,0	3 - 12,4
POLY/JUN	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 5,0	0 - 0,0	2 - 9,0	3 - 4,0	3 - 8,0	2 - 2,1	3 - 5,0
POLY PIL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 6,0	2 - 1,5	3 - 6,0	3 - 2,7
PTIL CIL	2 - 3,0	1 - 9,0	1 - 7,0	1 - 9,0	2 - 3,0	1 - 6,1	2 - 5,0	1 - 5,0	3 - 3,7	1 - 4,0
SANI UNC	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 1,0	1 - 5,0	0 - 0,0	1 - 6,1	1 - 1,0	1 - 4,0	0 - 0,0	1 - 8,0
CETR/ISL	0 - 0,0	3 - 3,7	0 - 0,0	3 - 2,0	0 - 0,0	3 - 2,4	0 - 0,0	3 - 3,0	0 - 0,0	3 - 2,4
CETR NIV	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0
CLAD ARB	3 - 4,7	3 - 3,4	3 - 1,7	3 - 2,4	3 - 2,7	3 - 3,4	3 - 1,6	2 - 2,0	2 - 1,5	3 - 1,0
CLAD RAA	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	2 - 2,0	0 - 0,0	3 - 1,6	2 - 3,0	3 - 2,0	2 - 1,5
CLAD STE	1 - 1,0	1 - 3,0	2 - 1,5	1 - 3,0	1 - 1,0	1 - 2,1	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 3,0
CLADONIZ	3 - 3,0	3 - 2,4	1 - 2,1	2 - 1,5	1 - 2,1	2 - 2,6	3 - 1,7	3 - 1,3	3 - 2,7	3 - 3,4
CLAD UNC	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
NEPH ARC	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 3,0
PELTIGEZ	2 - 1,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 1,0	2 - 1,5	2 - 1,0	1 - 2,1	1 - 2,1	2 - 1,5
PSOR HYP	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0

Vedlegg 6f. Vegetasjonsutviklingen i kuttet og brent rabb (K1, B5, B10) 1990-94. Oppbygging av kolonnene er som i vedlegg 6a. Artenes kodenavn er forklart i vedlegg 2. - Development of the vegetation in the cut and burnt ridge (K1, B5, B10) 1990-94, column composition as in vedlegg (appendix) 6a. Species abbreviations are found in vedlegg (appendix) 2.

Ar - Year	1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994	1990	1991	1992	1993	1994	
Felt id	K1	K1	K1	K1	K1	B5	B10	B5	B10	B5	B10	B5	B10	B5	B10	
Site id																
Ant. ruter	1	1	1	1	1	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
No. of plots																
ANTE DIO	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
BART ALP	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 3,0	1 - 4,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
BETU NAN	1 - 8,0	1 - 12,0	1 - 14,1	1 - 13,0	1 - 13,0	8 - 10,3	8 - 11,4	8 - 10,2	8 - 12,0	8 - 10,2	8 - 12,7	8 - 10,7	8 - 13,2	8 - 10,5	8 - 12,8	8 - 12,8
CAMP ROT	1 - 3,0	1 - 1,0	1 - 6,1	1 - 5,0	1 - 5,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
C BI/VAG	1 - 7,0	1 - 11,0	1 - 10,1	1 - 14,1	1 - 11,0	0 - 0,0	4 - 7,2	1 - 4,0	4 - 8,8	1 - 6,1	4 - 8,8	1 - 5,0	4 - 9,2	1 - 7,0	4 - 10,3	4 - 10,3
DESC FLE	1 - 12,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 5,0	7 - 10,8	7 - 5,6	8 - 11,0	7 - 6,9	8 - 10,4	7 - 6,3	7 - 12,6	7 - 7,1	7 - 14,7	8 - 8,3	8 - 8,3
FEST OVI	1 - 15,0	1 - 16,0	1 - 16,0	1 - 16,0	1 - 16,0	1 - 5,0	1 - 2,1	1 - 15,0	2 - 3,0	3 - 7,0	3 - 4,8	3 - 10,0	3 - 4,0	3 - 14,0	3 - 4,0	3 - 4,0
GALI BOR	1 - 9,0	1 - 12,0	1 - 11,0	1 - 14,1	1 - 15,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
JUNC TFI	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
JUNI COM	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
LUZU FRI	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0
PULS VER	1 - 3,0	1 - 4,0	1 - 4,0	1 - 4,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
SALI GAU	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 11,0	0 - 0,0	2 - 12,1	0 - 0,0	2 - 11,0	0 - 0,0	2 - 12,6	0 - 0,0	2 - 12,6	2 - 12,6
SOLI VIR	1 - 11,0	1 - 15,0	1 - 10,1	1 - 15,0	1 - 13,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	3 - 2,0	0 - 0,0	0 - 0,0
THAL ALP	1 - 3,0	1 - 13,0	1 - 7,0	1 - 11,0	1 - 10,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
VACC MYR	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 1,5	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0
VACC VIT	1 - 16,0	1 - 15,0	1 - 7,0	1 - 11,0	1 - 11,0	6 - 11,5	7 - 6,2	7 - 9,7	6 - 5,2	5 - 2,4	4 - 3,3	4 - 6,0	5 - 3,6	6 - 5,7	5 - 5,4	5 - 5,4
BARB/KUN	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 4,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
BARB/LYC	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
BRYUM Z	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CERA PUR	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	5 - 2,2	3 - 3,7	8 - 4,8	6 - 3,7	6 - 3,7
DICR/FUS	1 - 1,0	1 - 6,1	1 - 5,0	1 - 13,0	1 - 12,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	2 - 2,6	0 - 0,0	3 - 1,7	1 - 2,1	1 - 2,1
DICR MAJ	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
DICR SPA	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 13,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0
HYLO SPL	1 - 1,0	1 - 6,1	1 - 5,0	1 - 9,0	1 - 8,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
PLEU SCH	1 - 1,0	1 - 3,0	1 - 6,1	1 - 8,0	1 - 12,0	1 - 2,1	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 6,1	0 - 0,0	2 - 6,1	0 - 0,0	0 - 0,0
POHL NUT	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 3,0	1 - 1,0	1 - 2,1	1 - 2,1	2 - 3,5	1 - 3,0	1 - 3,0	2 - 3,5	2 - 3,5
POLY COM	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	4 - 2,5	5 - 3,2	6 - 7,9	8 - 8,1	6 - 7,8	8 - 7,9	6 - 7,5	8 - 8,7	6 - 6,5	8 - 8,5	8 - 8,5
POLY/JUN	1 - 6,1	1 - 9,0	1 - 10,1	1 - 10,1	1 - 9,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 4,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	3 - 4,0	3 - 3,7	3 - 3,7
POLY PIL	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	2 - 4,1	0 - 0,0	7 - 4,2	7 - 2,8	5 - 5,8	6 - 2,4	6 - 2,4
PTIL CIL	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 7,0	1 - 3,0	0 - 0,0	1 - 5,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
SANI UNC	0 - 0,0	1 - 1,0	1 - 1,0	1 - 5,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CETR/ISL	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 2,1	1 - 1,0	1 - 10,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CETR NIV	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CLAD ARB	1 - 2,1	1 - 11,0	1 - 9,0	1 - 13,0	1 - 14,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 1,0	2 - 1,0	0 - 0,0	2 - 1,0
CLAD RAA	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 3,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CLAD STE	0 - 0,0	1 - 2,1	1 - 3,0	1 - 1,0	1 - 5,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	1 - 3,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CLADONIZ	0 - 0,0	1 - 4,0	1 - 2,1	1 - 8,0	1 - 16,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
CLAD UNC	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	2 - 2,1	4 - 1,8	4 - 1,0	4 - 1,0
PELTIGEZ	0 - 0,0	1 - 1,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0
STEREOCZ	1 - 4,0	1 - 5,0	1 - 8,0	1 - 8,0	1 - 14,1	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	0 - 0,0	1 - 2,1	2 - 1,0	2 - 1,0	3 - 2,3	3 - 2,3

Vegetasjonskart Storranden

1:10 000

Referanse:

Wilmann, B. 1995. Vegetasjonskartlegging.- I Pedersen, H.C., red.

Brenning og kutting av alpin heivegetasjon:

Effekter på lirype, vegetasjon og invertebratfauna.

Feltarbeid: Simen Bretten, Eli Munkeby Smith, UNIT

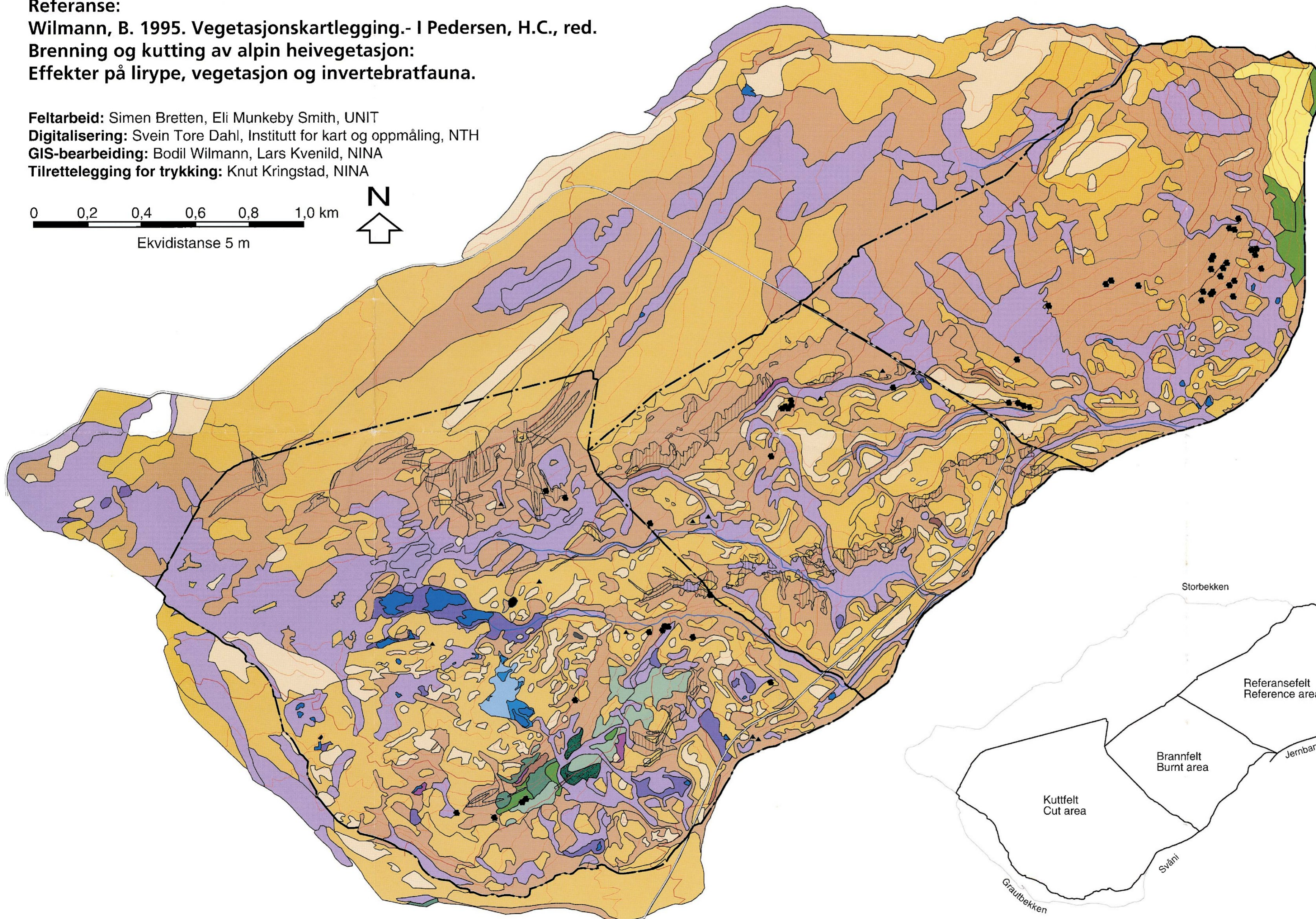
Digitalisering: Svein Tore Dahl, Institutt for kart og oppmåling, NTH

GIS-bearbeiding: Bodil Wilmann, Lars Kvenild, NINA






















Tilrettelegging for trykking: Knut Kringstad, NINA

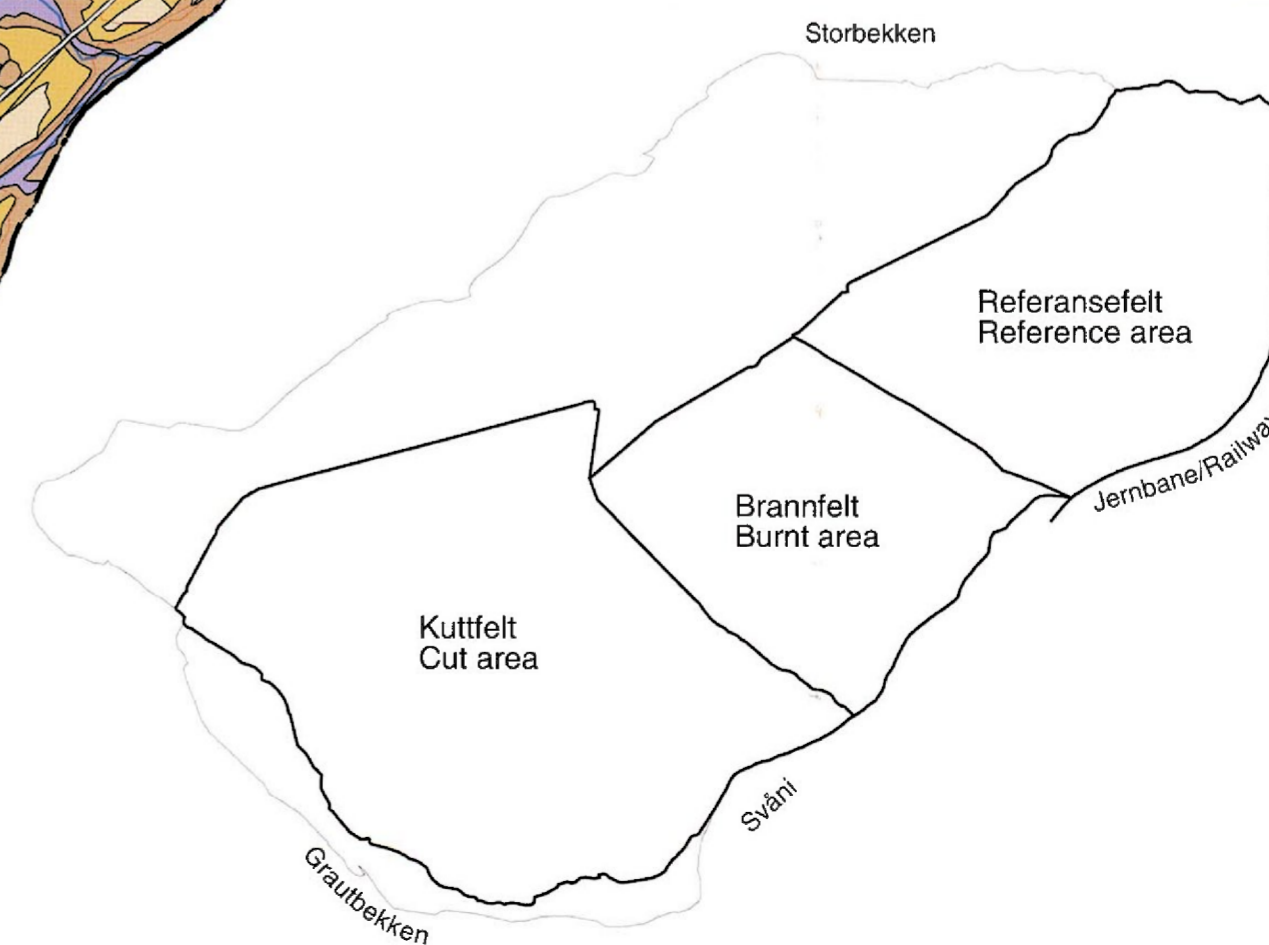
0 0,2 0,4 0,6 0,8 1,0 km

Ekvidistanse 5 m



Symboler - Legend

-  R1 Greplyng - lavrabb
Loiseleuria procumbens - lichen ridge
-  R2 Dvergbjørkrabb
Betula nana ridge
-  S2 Dvergbjørk - vierhei
Betula nana - *Salix* spp. heath
-  S3 Blåbær - blålynghei
Vaccinium myrtillus - *Phyllodoce caerulea* heath
-  S6 Fattig høystaudekratt
Poor scrub with tall herbs
-  A1b Lav - fjellbjørkeskog
Lichen - *Betula pubescens* woodland
-  A2b Tyttebær - fjellkrekling - fjellbjørkeskog
Vaccinium myrtillus - *Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum* - *Betula pubescens* woodland
-  A4c Blåbær - fjellbjørkeskog med einer
Vaccinium myrtillus - *Betula pubescens* woodland with *Juniperus communis*
-  C2b Lågurt - fjellbjørkeskog
Betula pubescens - low herb woodland
-  Beitemark
Pasture
-  L1/L2 Intermediær kratt- og fastmattemyr
Intermediate mire
-  L3 Intermediær mykmatte/løsbunnmyr
Intermediate mire dominated by lawns and hollows
-  M1b/M3b Rik kratt- og fastmattemyr
Rich fen
-  M4 Rik mykmatte/løsbunnmyr
Rich fen dominated by lawns and hollows
-  T1 Grassnøleie
Snowbed with graminoids
-  Tjern, pytter
Tarn, puddle
-  Kuttede og brente områder
Cut and burnt areas
-  Fjellbjørk, frittstående trær
Single specimens of *Betula pubescens*
-  Stein
Boulders
-  Vegetasjonsgrense
Vegetation border
-  Bekk
Brook



ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-0641-2

016

NINA
FAGRAPPORT

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Norsk institutt
for naturforskning