

286

# OPPDRA GSMELDING

Terrestrisk naturovervåking  
Vegetasjonsøkologiske  
undersøkelser av boreal bjørkeskog  
i Øvre Dividal nasjonalpark

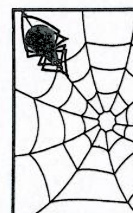
Odd Eilertsen  
Ingvar Brattbakk

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 52

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning

Deltagende institusjoner NINA



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

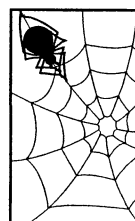
Terrestrisk naturovervåking  
Vegetasjonsøkologiske  
undersøkelser av boreal bjørkeskog i  
Øvre Dividal nasjonalpark

Odd Eilertsen  
Ingvar Brattbakk

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 52

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner NINA



**NATUROVERVÅKING**

**NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING**

# Program for terrestrisk naturovervåking

Program for terrestrisk naturovervåking rettes mot effekter av langtransporterte forurensninger og skal følge bestands- og miljøgiftutvikling i dyr og planter. Integrerte studier av nedbør, jord, vegetasjon og fauna, samt landsomfattende representative registreringer inngår. Programmet supplerer andre overvåkingsprogram i Norge når det gjelder terrestrisk miljø.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er at det skal gi grunnlag for bedømming av eventuelle langsiktige forandringer i naturen. Sammen med øvrige program for overvåking av luft, nedbør, vann og skog skal det gi grunnlag for å klarlegge årsakssammenhenger.

Data for overvåkingsprogrammet skal bidra til å dekke forvaltningens behov med hensyn til å administrative avgjørelser (utslippsavtaler, mottiltak, forurensningskontroll). Det skal også gi grunnlag for vurdering av naturens tålegrenser (kritiske konsentrasjons- og belastningsgrenser) for effekter av langtransporterte forurensninger i terrestriske økosystemer.

Det er opprettet en faggruppe for programmet. Denne organiseres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Faggruppen skal sørge for at nødvendige faglige kontakter blir etablert, sørge for koordinering av ulike aktiviteter, og ha en rådgivende funksjon overfor DN.

Følgende institusjoner deltar i faggruppen:

Viggo Kismul, Statens forurensningstilsyn (SFT)  
Eiliv Steinnes, Universitetet i Trondheim (AVH)  
Rolf Langvatn, Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
Kjell Ivar Flatberg, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet (VSM)  
Kåre Venn, Norsk institutt for skogforskning (NISK)  
Terje Klokk, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag

En programkoordinator ved DN fungerer som sekretær for gruppen.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. DN er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institusjoner rettes til Direktoratet for naturforvaltning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, tlf 73 58 05 00.

**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 befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset, normalt 50-100.

**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, 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

Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.

Trondheim, desember1994

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0482-7

Forvaltningsområde:

Naturovervåking

Monitoring

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Eli Fremstad og Synnøve Vanvik

Opplag: 250

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tlf: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 2560 TOV-vegetasjon

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Tungasletta 2, 7005 Trondheim

## Referat

Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.

I 1993 opprettet Direktoratet for naturforvaltning (DN) to nye områder for overvåking av terrestriske økosystemer; i Gutulia nasjonalpark, Hedmark og i Øvre Dividal nasjonalpark, Troms. Begge områdene ligger i nordboreal region.

I Dividalen ble det etablert 10 analyseflater à 5 x 10 m, hvorav 2 flater ble lagt inn i overvåkingsflaten til NISK. De resterende 8 flatene ble etablert i bjørkeskogslokaliteter for å fange opp maksimal floristisk og økologisk variasjon i området. For hver analyseflate, samt i en randsone på 2 m, ble trær og busker koordinatfestet og tegnet inn på kart. I hver flate ble 5 tilfeldig analyseruter à 1 m<sup>2</sup> trukket ut, permanent oppmerket og inventert med hensyn på karplanter og kryptogamer. Et sett av fysiske og biotiske parametre ble målt. Humusprøver ble tatt i tilknytning til analyserutene, og analysert med hensyn på et begrenset antall kjemiske parametre.

Det ble registrert 141 arter i de 50 analyserutene. Materialet ble behandlet numerisk med multivariate metoder. Indirekte gradientanalyser ble utført med DCA, Detrended Correspondence Analysis og LNMDS, Local Nonmetric Multi Dimensional Scaling. Direkte gradientanalyser ble utført med partiell CCA, Canonical Correspondence Analysis. Ikke-parametriske korrelasjonsanalyser, Kendall's  $\tau$ , ble utført mellom miljøparametre og DCA-akseverdier.

Numerisk og statistisk bearbeiding ble dels nytt til å gi en beskrivelse av vegetasjonsstrukturen i materialet og dels nytt til å kvantifisere bidraget fra hver av de strukturerende økologiske parametrene.

Dette arbeidet viser artenes fordeling langs forskjellige kompleksgradienter; næring, klima, makrotopografisk variasjon osv. Arbeidet er primært designet for å studere hvor dynamikken er størst langs disse gradientene og om endringer i artsmengder kan relateres til endringer i fysiske, biotiske og fremfor alt kjemiske parametre. Forhåpentlig vil materialet også bidra til økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene.

Emneord: terrestrisk miljø - overvåking - vegetasjon - jord - DCA - CCA - LNMDS.

Odd Eilertsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5064, 1432 Ås.

Ingvar Brattbakk, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

## Abstract

Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Monitoring terrestrial ecosystems: ecological investigations of vegetation in the boreal birch forest of Dividalen National Park. - NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.

In 1993, the Directorate for Nature Management (DN) established two new areas for the monitoring of terrestrial ecosystems, one in Gutulia National Park in Hedmark and the other in Dividalen National Park in Troms. Both are located in the northern boreal region.

Ten analysis plots, each measuring 5 x 10 m, were marked out in Dividalen. Two of these were placed inside the area where the Norwegian Forest Research Institute (NISK) is going to monitor soil and soil water, and the remainder were distributed in birch forest in such a way that they covered the maximum floristic and ecological diversity of the area. The trees and bushes in each plot and in a 2 m wide zone around them were plotted on a grid system and marked on a map. Five analysis quadrats, each measuring 1 m<sup>2</sup>, were randomly selected in each plot and permanently marked out, and an inventory was drawn up of all the vascular plants and cryptogams occurring in each quadrat. A set of physical and biotic parameters was measured. Humus samples were collected from the quadrats and analysed for a limited number of chemical parameters.

The 50 quadrats were found to contain 141 species. This material was treated numerically using multivariate methods. Indirect gradient analysis was performed using Detrended Correspondence Analysis (DCA) and Local Nonmetric Multidimensional Scaling (LNMDS). Direct gradient analysis was carried out with partial Canonical Correspondence Analysis (CCA). Nonparametric correlation analysis (Kendall's  $\tau$ ) was performed between environmental parameters and DCA axis values.

The numerical and statistical treatment was used to give a descriptive account of the vegetational structure in the material and to quantify the contribution from each of the structuring ecological parameters.

The work reveals the distribution of the species along various complex gradients: nutrient conditions, climate, macrotopographical variation, etc. It is primarily designed for studying variation of vegetation dynamics along these gradients and whether changes in the numbers of species can be related to changes in physical, biotic and, above all, chemical parameters. It is hoped that the material will also lead to increased insight into which structuring processes are most important in boreal birch forests.

Key words: terrestrial environment - monitoring - vegetation  
- soil - DCA - CCA - LMNDS.

Odd Eilertsen, Norwegian Institute for Nature Research,  
P.O. Box 5064, N-1432 Ås.

Ingvar Brattbakk, Norwegian Institute for Nature Research,  
Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

## Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har gitt Norsk institutt for naturforskning (NINA) i oppdrag å etablere et vegetasjonsøkologisk overvåkingsområde i det boreale bjørkeskogsområdet i Øvre Dividal nasjonalpark. Undersøkelsen inngår i DN's "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Lokalitetene i Dividalen ble valgt ut i samråd med DN og Norsk institutt for skogforskning (NISK).

NINA etablerte permanente analyseruter for vegetasjonsøkologisk overvåking i juni 1993. Feltarbeidet ble utført i to omganger. De økologiske målingene ble utført ultimo juni, mens vegetasjonsundersøkelsene ble utført primo august. Arbeidet ble utført av Ingvar Brattbakk, Odd Eilertsen og Harald Taagvold.

De vegetasjonsøkologiske undersøkelsene innen TOV er i 1993 vesentlig endret fra tidligere år. Analyserutene er lagt ut etter en såkalt begrenset tilfeldig ruteplassing, som fører til større grad av objektivitet. Rutene er lagt ut for å fange opp mest mulig av den økologiske- og floristiske variasjonen i bjørkeskog i Dividalen. Dette designet for utlegging av analyseruter langs økologiske gradienter er i større grad tilpasset de standardiserte metodene for indirekte og direkte gradientanalyser som nyttes innen delprogrammet "TOV-vegetasjon".

Jeg vil med dette rette en takk til de ansatte ved Statens skoger, Troms forvaltning, Moen i Målselv for god informasjonsformidling og positiv holdning til prosjektet. Statens skoger takkes også for at de stilte sitt overnattingssted til vår disposisjon. En spesiell takk rettes også til forsker Eli Fremstad ved NINA som hjalp til med organiseringen av arbeidet samt utvelgelsen av egnede felt-lokaliteter og som har bidratt positivt i alle deler av arbeidet. Takk også til forsker Arne Frisvoll ved NINA for kontrollbestemmelse av enkelte blad- og levermoser, og fremfor alt, en stor takk til cand. real. Harald Taagvold for omfattende arbeid i felt.

Odd Eilertsen  
Ås, desember 1994

# Innhold

Referat .....	3
Abstract .....	3
Forord .....	4
1 Innledning .....	5
2 Undersøkellesområdet .....	6
2.1 Geografisk plassering .....	6
2.2 Geologi og geomorfologi .....	6
2.3 Klima, plassering i vegetasjonsseksjon og -region .....	9
2.4 Kulturpåvirkning .....	10
2.5 Vernestatus .....	10
2.6 Tidligere undersøkelser i området .....	11
3 Materiale og metoder .....	11
3.1 Vegetasjonsøkologisk feltdesign .....	11
3.2 Miljøparametre .....	13
3.3 Behandling av vegetasjonsdata .....	20
3.4 Behandling av miljøparametre .....	21
3.5 DCA-ordinasjon .....	21
3.6 LNMDS-ordinasjon .....	21
3.7 Klassifikasjon .....	21
3.8 CCA-ordinasjon .....	21
3.9 Korrelasjonsanalyser .....	22
4 Resultater .....	22
4.1 Vegetasjonsanalyser .....	22
4.2 DCA-ordinasjon .....	23
4.3 Miljøparametre .....	27
4.4 Korrelasjoner mellom DCA- akser og fysiske miljøparametre .....	28
4.5 Korrelasjoner mellom DCA-akser og kjemiske humusparametre .....	28
4.6 LNMDS-ordinasjon .....	28
4.7 Klassifikasjon .....	30
4.8 Direkte gradientanalyser, CCA-ordinasjon .....	30
5 Diskusjon .....	53
5.1 Indirekte gradientanalyser .....	53
5.2 Direkte gradientanalyser .....	55
5.3 Regionale og lokale vegetasjonsgradienter .....	55
5.4 Næringsgradienter .....	56
5.5 Klimagradienter .....	57
5.6 Ytre påvirkning ("disturbance") .....	58
6 Sammendrag .....	59
7 Summary .....	60
8 Litteratur .....	61
Vedlegg 1 .....	64
Vedlegg 2 .....	67
Vedlegg 3 .....	68

# 1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har etablert et "Program for terrestrisk naturovervåking" som har til hensikt å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte forurensninger på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). Her legges det blant annet opp til integrerte studier av nedbør, jordvann, jord, vegetasjon, populasjonsundersøkelser av fugler og pattedyr samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr i faste overvåkingsområder. Programmet skal supplere igangsatte overvåkingsprogrammer i Norge og andre land og har som mål å kunne påvise lokale forandringer i terrestriske økosystemer over tid og eventuelt regionale forskjeller i mønstre som følge av forurensninger.

Fra slutten av 1970-tallet har en diskutert eventuelle virkninger av langtransportert luftforurensning på trær, undervegetasjon og jord i Norge. Fra slutten av 1980-tallet ble flere prosjekter etablert med tanke på å studere endringer i skogenes vitalitet, fram- eller tilbakegang av enkeltarter og endringer i kjemiske parametre over tid. Når det gjelder treparametre og jordparametre har NISK og NIJOS lange serier med data tilbake i tid. For feltsjiktets del foreligger imidlertid ikke slike lange, kontinuerlige serier. Et prosjekt i boreal barskog på Sørlandet (Økland & Eilertsen 1993) er designet nettopp for å dekke denne delen av skogsbiotopen. Arbeidet ble etablert i 1989 og er i sin helhet reanalyser i 1993 (Økland & Eilertsen manus.). Deler av arbeidet er reanalyser hvert år i denne perioden. Denne delen inngår i TOV-programmet (Økland 1994). Resultatene fra undersøkelsene viser at det er en signifikant endring av vegetasjonen i de rikere og friskere typene av granskog. I lågurt- og småbregneutformingene er det liten grad av tilfeldig dynamikk. Endringene er i betydelig grad rettede, og artsinventaret er systematisk forskjøvet mot mere næringsfattige utforminger. Dette harmonerer også med de endringer som er på vist i de kjemiske humusparametrene fra de samme analysefeltene (Eilertsen 1994).

NIJOS har etablert 10 områder i boreal barskog for å studere eventuelle regionale gradienter i endringer og skader som skyldes forurensning. NINAs vegetasjonsøkologiske undersøkelser i regi av DN's "Program for terrestrisk miljøovervåking" er ment som en parallell i boreal bjørkeskog.

De siste års fokusering på biodiversitet og klimaendringer gjør bjørkeskogsundersøkelsene i Gutulia og Øvre Dividal ekstra interessante. Spesielt det forhold at analyseruter er lagt ut helt opp til bestandsgrensa for bjørk, gjør det mulig å studere eventuelle endringer av felt- og bunnsjiktarter langs sonasjonsgradienter. Den regionale fordelingen av TOV-områder gjør det også mulig å studere artenes responskurver ("turnover") i forskjellige klimaregioner og i områder som plasseres ulikt i forhold til oseanitet-kontinentalitetsgradienter.

Denne rapporten viser resultatene av NINAs vegetasjonsøkologiske undersøkelser fra de permanente prøveflatene

som er lagt ut og analysert i Øvre Dividal nasjonalpark, Målselv kommune, Troms. Hensikten med arbeidet er blant annet å:

- Registrere status for arter i tre-, busk-, felt- og bunnsjikt ved prosjektets etableringstidspunkt.
- Registrere fysiske og kjemiske parametre som dels kan nyttes til å forklare strukturen i det biotiske materialet, og dels kan danne grunnlag for kvantifisering av endringer av miljøparametre over tid.
- Identifisere viktige vegetasjonsøkologiske relasjoner; lokalt innenfor området i Dividalen og regionalt mellom de forskjellige TOV-områdene.
- Bidra til å identifisere og kvantifisere skader på enkeltarter.
- Gi grunnlag for å finne mulige indikatorarter og biomonitorer.
- Danne grunnlag for framtidige populasjonsbiologiske undersøkelser i boreal bjørkeskog.
- Bidra til hypotesegenerering innenfor forskningsprogrammer om forurensning, klima, biodiversitet o.a.

## 2 Undersøkellesområdet

### 2.1 Geografisk plassering

Overvåkingsområdet i Dividalen ligger i Målselv kommune, Troms fylke. **Figur 1** viser områdets regionale plassering samt plassering av de andre 5 TOV-områdene i boreal bjørkeskog. Området ligger innenfor grensene til Øvre Dividal nasjonalpark. I kartserien M 711, M 1 : 50 000, finnes området på kartblad 1532 II Altevattnet. Et kartutsnitt fra sentrale deler av Dividalen er gitt i **figur 2**. Geografisk posisjon for kartutsnittet er 19°36'00"-19°49'05"Ø og 68°40'00"-68°45'00"N. Det ble valgt ut kun en lokalitet, sør for Hagembekken, og i nordvestre helling av Litle Jerta. Lokaliteten ligger i rutene med UTM-koordinater DB 5022-5122. Adkomst er via Øverbygd i Målselv, og sørover Dividalen. Fra enden av veien går en merket turiststi til nasjonalparkgrensa ved Hagembekken. Grensen til nasjonalparken er merket med en steinvarde. TOV-overvåkingsflatene ligger som et transekt i nasjonalparken, vinkelrett på stien og nesten parallelt med Hagembekken. **Figur 3** viser detaljert plassering av analysefeltene i forhold til grensemerket ved nasjonalparken og Hagembekken. **Tabell 1** gir oversikt over høydenivå på hvert felt og enkelte felts avstand i nordlig retning til Hagembekken. Med tanke på mulig geostatistisk bearbeiding (autokorrelasjoner osv.) ble feltenes posisjoner koordinatfestet. I **tabell 1** er x-verdien gitt som avstanden i østlig retning fra det vestligste feltet (felt 1) og y-verien, på tilsvarende måte, avstanden i sørlig retning fra det nordligste feltet (felt 7). Grensemerket mot nasjonalparken er også koordinatfestet, for lettere å lokalisere feltene. Alle distanser er målt med en Walktax avstandsmåler.

### 2.2 Geologi og geomorfologi

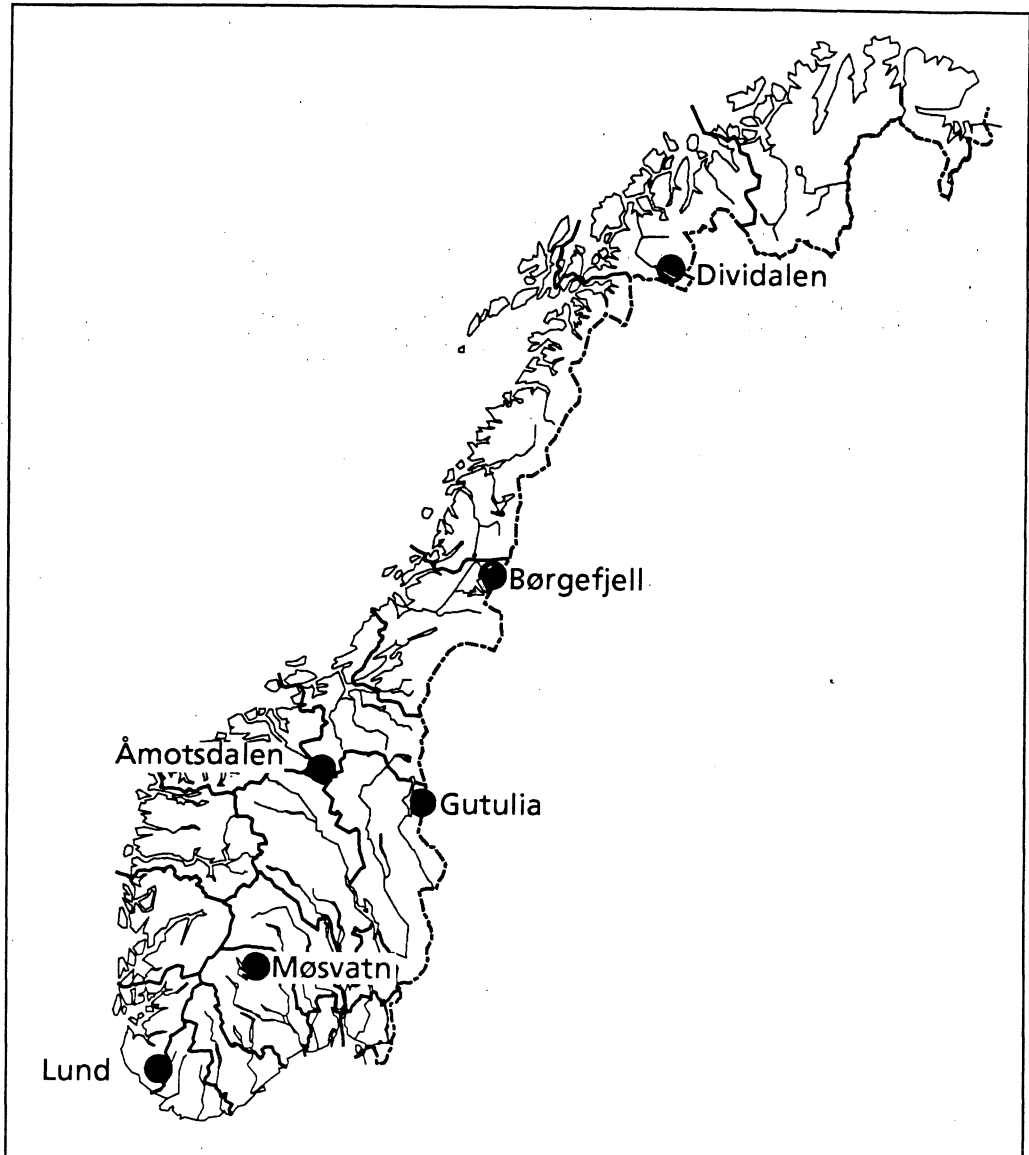
Berggrunnen i området inndeles gjerne i tre hovedgrupper: grunnfjellsbergarter, Dividalsgruppen og dekkebergarter (Osland 1974).

Grunnfjellsbergartene er stedeagne bergarter av prekambrisk alder. En rød granitt med grå kvarts, rødlig feltspat, mørk glimmer og amfibol finnes i de østre og sydlige deler av nasjonalparken. Denne granitten er flere steder blitt sterkt sammenpresset, og til dels har den smeltet opp slik at bergarten har fått en slirete eller årete gneiskarakter. Furu-skogene i de nedre delene av undersøkelsesområdet ligger på slik hard berggrunn.

Dividalsgruppen består av konglomerat, rødfiolette og grågrønne leirskifere og sandsteiner. Disse lagene ble avsatt under vann, og ligger flatt over grunnfjellet i flere hundre meters tykkelse. Disse bergartene ligger som oftest i overdekte skråninger og er best tilgjengelig i bekkefar. Bergartene er lite omvandlet og ofte sterkt oppsprukket. Enkelte sandsteinslag inneholder tynne kalksoner, og disse berg-



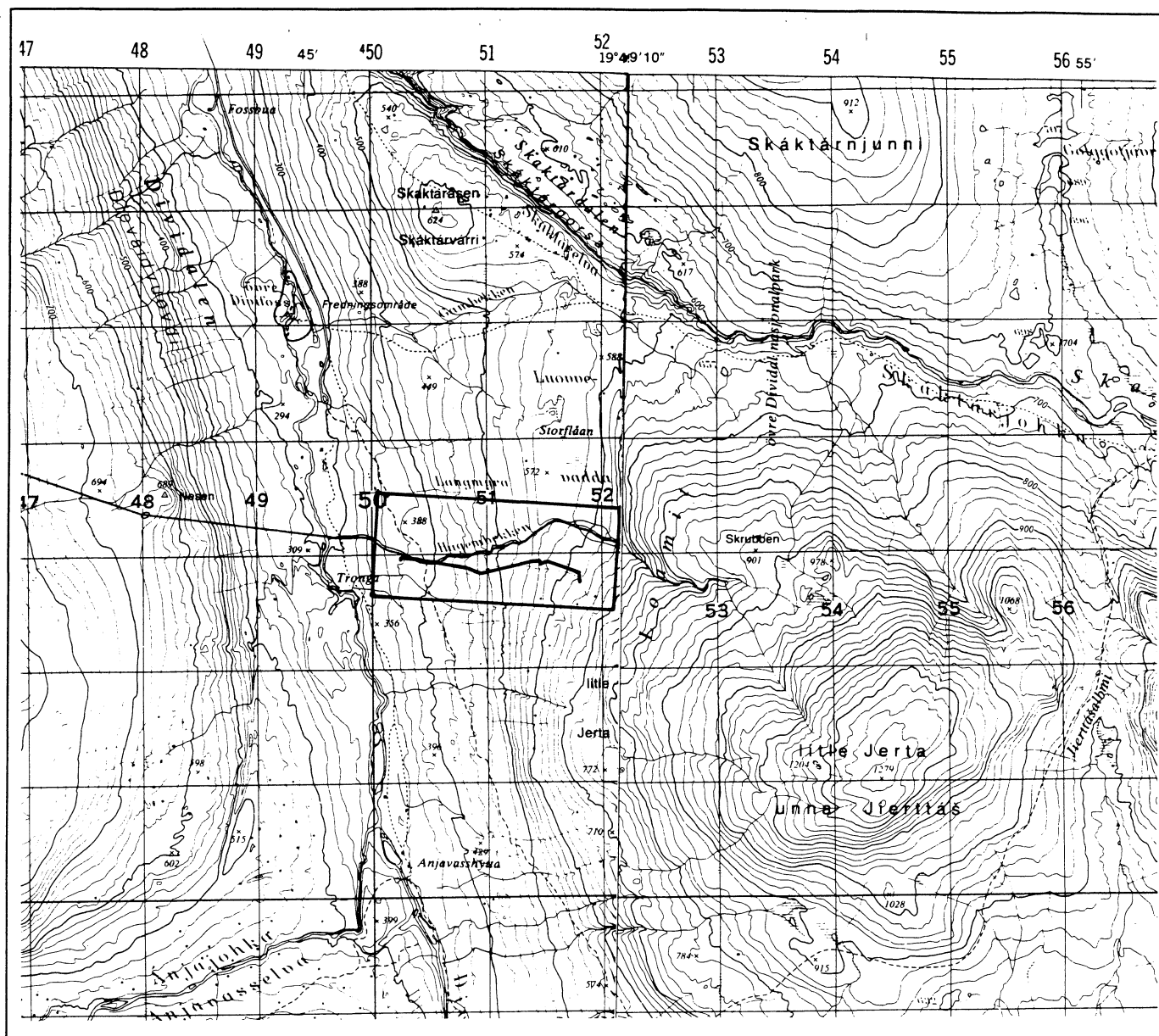
**Figur 1.** Beliggenheten til overvåkingsområdet i Dividalen og de fem andre TOV-områdene i boreal bjørkeskog i Norge. - Localization of the Dividalen monitoring area and the five other TOV areas of boreal birch forests in Norway.



artene gir derfor et ganske næringsrikt jordsmonn. De bratte delene av dalsiden i undersøkellesområdet har slik berggrunn.

Dekkebergartene kom på plass ved at grunnfjell og yngre bergarter ble presset, skjøvet og tildels omdannet under den kaledonske fjellkjedefoldningen i Devon, ca 400 mill. år siden. I denne prosessen ble store lagpakker revet løs og skjøvet på plass over Dividalsgruppens mindre motstandsdyktige bergarter. Dekkebergartene er trolig skjøvet som tre adskilte flak idet det er tre såkalte skyvesoner, mest sannsynlig har dette skjedd i flere operasjoner. Både underst og to steder høyere oppe i serien er det sterkt oppknyttede soner med glimmerrike bergarter som fyllitt og glimmerskifer. Kalkstein er omdannet til marmor. Skillet mellom skyvedekkene og Dividalsgruppen danner ofte karakteristiske fjellskreenter. De øvre delene av undersøkellesområdet i Little Jerta har slik berggrunn.

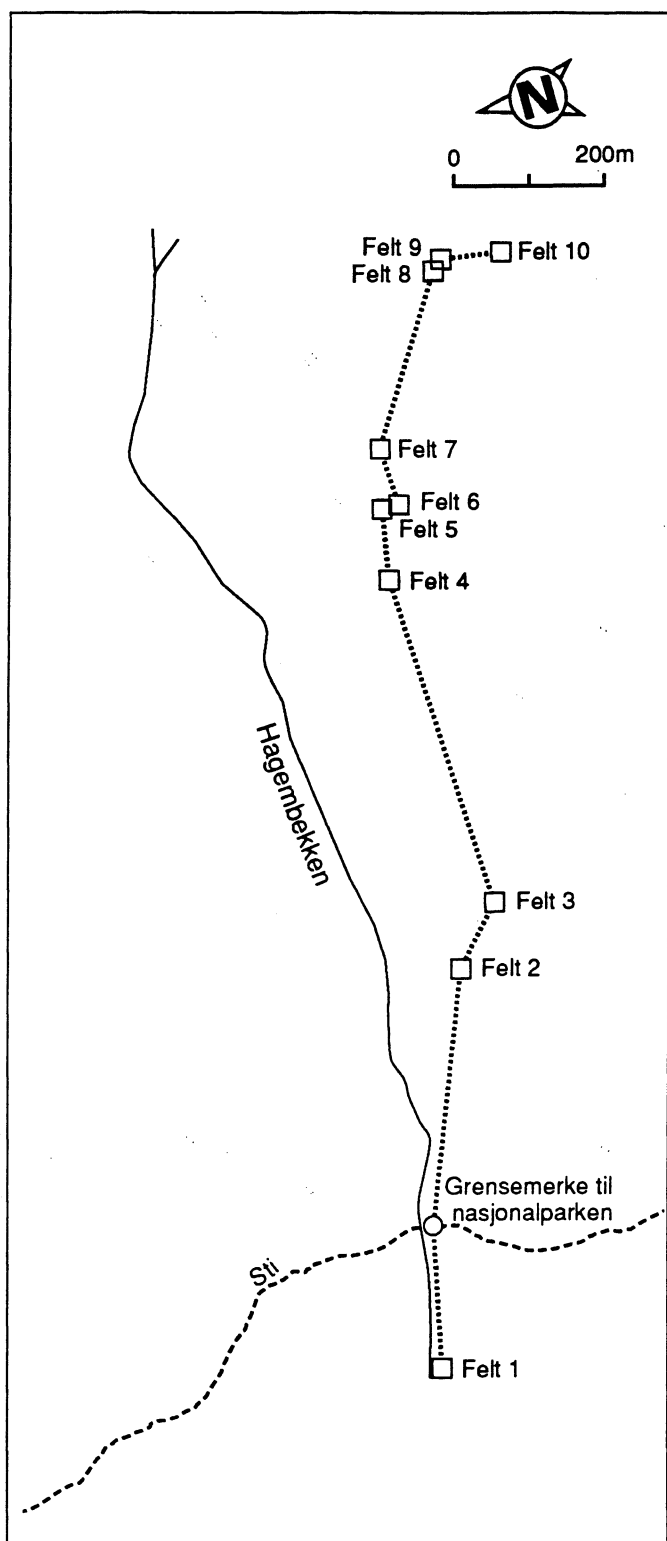
Kvartære avsetninger har stor betydning for landskapsutformingen i Dividalen. I tertiær lå vannskillet meget nærmere kysten enn i dag, og elvene i hele øvre del av Dividalområdet rant mot sørøst til Østersjøen. Det tertiære landskapet med trange elvenedskårne daler mellom flattere fjellvidder ble nærmest totalt omformet av breene under de kvartære istidene. Den store innlandsisen beveget seg i nordvestlig retning fra Sverige innover Dividalområdet. Under avsmeltingen fulgte breene dalretningen slik den er i dag. Dalene fikk U-formet tverrsnitt og fjellene ble avrundet med støtsider og lesider. Formelementer som hengende daler og trauformete forsengkninger i fjellgrunnen vitner også om dette. Store vannmasser ble drenert gjennom Dividalområdet på relativt kort tid da innlandsisen smeltet helt ned for ca 9 000 år siden. Breelvene avsatte betydelige mengder stein, grus, sand og leire på steder hvor strømhastigheten var liten. I undersøkellesområdet finnes breelvassetninger spesielt i de midtre deler av dalsiden. Materialet kunne også bli liggende igjen som løsmasser oppå fjellgrunnen. Finmaterialet kan være transportert bort og



Figur 2. Avgrensning av overvåkingsområdet i Dividalen i forhold til hovedsti og Hagembekken. - The position of the Dividalen monitoring area relative to the main path and the birch Hagembekken.

bare de grovere deler ligger igjen som en overflatemorene. Blokkrik avsmeltingsmorene finnes spesielt i de nedre delene av undersøkelsesområdet. Som regel er bunnmorenen tynn og opptrer ofte flekkvis med bart fjell imellom. Det gjelder spesielt morenene i høyereliggende strøk. Tykkere bunnmorener kan en finne i mange dalsider i undersøkelsesområdet, såvel i de nedre som i de øvre delene. Ved Hagembekken finnes 4-6 m dype bekkeskjæringer i morenen. Den friske bunnmorenen her er grålig og består av usortert materiale. Morenen er noe leirholdig og meget hardpakket og tett slik at vannet har vanskelig for å trenge gjennom den. Terrenget blir derfor myrlendt på den leirholdige bunnmorenen (Andersen 1974).

Områdets makrorelieff kan karakteriseres som hellende, svakt kupert. Laveste punkt i dalbunnen nedenfor transektet ligger 300 m o.h. og høyeste punkt Little Jerta (i øst) 1 280 m o.h. Dividalens hovedretning er omlag nord-sør. Dalen er forholdsvis vid, og dalsidene forholdsvis slakke. NINAs analyseområde strekkes ut på tvers av dalen fra de lavreliggende feltene i vest til de høyereliggende i øst. Prøvefeltene finnes i høydenivået 385-615 m o.h. De ligger i midtre til nedre del av dalsida. Njunis (1717 m o.h.) er høyeste fjellet i distriktet og ligger ca 13 km NNV for undersøkelsesområdet.



Figur 3. Lokalisering av de 10 analysefeltene for overvåking av jord og vegetasjon. Geografiske data er gitt i tabell 1. - Localization of the 10 macro sample plots for soil and vegetation monitoring. Geographical information is given in Table 1.

Tabell 1. Geografisk plassering av feltene (jf. figur 3). F. nr. = felt nummer (0 = grensemerke til nasjonalparken), HOH = høyde over havet, m, Dist. = feltets avstand i nordlig retning til Hagembekken, X = feltets posisjon i retning V-Ø, Y = feltets posisjon i retning N-S (jf. tekst). - Geographical localization of the macroplots (cf. Figure 3). Plot no. = macroplot number (0 = boundary post to the national park), Alt. = altitude, m above sea level, Dist. = macro plot distance north to the brook Hagembekken, X = macro plot position in W-E direction, Y = macro plot position in N-S direction.

F. nr. Plot no.	HOH Alt.	Dist.	X	Y
0	395	5	190	80
1	385	10	0	70
2	450	105	530	105
3	475		620	105
4	535		1050	10
5	555		1145	5
6	555		1155	25
7	580		1230	0
8	610	380	1465	70
9	615		1480	80
10	615		1490	160

### 2.3 Klima, plassering i vegetasjonsseksjon og -region

Innen en avstand av ca 60 km fra undersøkelsesområdet ligger 4 meteorologiske stasjoner: Innset, Sætermoen, Øverbygd og Dividalen. Innset i Bardu er en nedbørstasjon. Øverbygd og Dividalen er klimastasjoner. For Sætermoen er det beregnede normaler som gis. Dividalen klimastasjon ligger på gården Frihetsli ca 10 km N for undersøkelsesområdet. Klimadata for disse stasjonene er presentert i tabell 2. Nedbørdata (Førland 1993) og temperaturdata (Aune 1993) er for normalperioden 1961-90.

Tabellen viser at vintertemperaturen er relativ lav, men ikke lavere for Dividalen enn for Sætermoen og Øverbygd. Sommertemperaturen er relativ høy, men ikke høyere for Dividalen enn for de to andre stasjonene. Korrigeres det derimot for høydenivået, noe som er vanlig i klimasammenheng, vil sommertemperaturen for Dividalen være høyest av de tre stasjonene. Årsvariasjonen i temperaturen er relativ høy for alle stasjonene, og høyest for Dividalen. Nedbørmengdene er lave etter norske forhold. Årsnedbøren for Dividalen er kun 282 mm, mens Sætermoen og Øverbygd har betydelig mere, med henholdsvis 797 og 659 mm. Nedbørfordelingen over året er forskjellig for stasjonene. Innset

**Tabell 2.** Klimadata for normalperiode 1961-90 for stasjoner nær overvåkingsområdet i Dividalen (Førland 1993, Aune 1993). Kolonnene er: 1 = høyde over havet m, 2 = januarmiddel, °C, 3 = julimiddel, °C, 4 = årsmiddel, °C, 5 = årssamplitude, °C, 6 = årsnedbør, mm, 7 = nedbør jun.-sept., mm, 8 = sommernedbør, %, 9 = humiditet, de Martonnes tall, H. - Climate data for stations near Dividalen monitoring area (Førland 1993, Aune 1993). Columns are: 1 = altitude, m a.s.l., 2 = January mean temperature, °C, 3 = July mean, °C, 4 = annual mean, °C, 5 = annual amplitude, °C, 6 = annual precipitation, mm, 7 = precipitation June-September, mm, 8 = summer precipitation, %, 9 = humidity, de Martonnes figure, H.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Dividalen	228	-9,4	12,8	0,8	23,5	282	164	58	26
Sætermoen	90	-10,3	13,1	0,8	23,4	-	-333	-	-
Innset	314	-	-	-	-	-	587	200	34
Øverbygd	78	-10,2	13,2	0,9	23,4	659	241	37	61

får normalt omkring 50 mm i måneden, men Frihetsli, Kattuvouma og Naimakka får vel 20 mm i høst- og vintermånedene, noe mere i september. I Dividalen kommer nedbøren i hovedsak i høst- og vintersesongen, og som snø. Sommernedbøren, beregnet som nedbøren i juni, juli, august og september, utgjør kun 17 % av årsnedbøren. For de tre andre stasjonene kommer nedbøren i større grad som sommerregn.

Det området som dekkes av stasjonsnettet viser altså små temperaturvariasjoner når man korrigerer for høydeforskjellen. Derimot er det store variasjoner i nedbørsfordelingen. Den vestlige delen har større nedbørmengder enn den østlige. Med hensyn til temperaturen kan klimaet i undersøkelsesområdet karakteriseres som et innlandsklima, relativt varmt om sommeren og kaldt om vinteren. Værforholdene i øvre Dividalområdet har visse særtrekk som naturlig henger sammen med nedbørsfordelingen. Været i de vestlige delene av nasjonalparken er stort sett av samme type som været i kyststrøkene av Nordland og Troms, mens værforholdene i resten av området stemmer mest overens med været i Nord-Sverige og på Finnmarksvidda (Wilhelmsen 1974).

### Vegetasjonsseksjon

Dividalen plasseres i kontinental seksjon, C (Moen & Odland 1993). Dette er i overensstemmelse med data basert på Conrad's kontinentalitetsindeks (Tuhkanen 1980) fra den nærmeste klimastasjonen i Dividalen (C = 38). Martonnes humiditetsindeks (Martonne 1926) indikerer at klimaet i området kan karakteriseres som forholdvis kontinentalt, H = 26. Humiditetstallene for Sætermoen og Øverbygd viser betydelig mer humide forhold, henholdsvis H = 74 og H = 60.

### Vegetasjonsregion

Lokalitetene ved Hagembekken i Dividalen tilhører nordboreal vegetasjonsregion (Dahl et al. 1986). Dalsidene er bjørkelier med en del bakkemyrer. I dalbunnen er det furuskog. Alle analyseflatene er plassert i bjørkeskogområdet. Den alpine skoggrensa går i dette området 600-650 m o.h. I de høyestliggende analyserutene (610-615 m o.h.) kommer enkelte lavalpine elementer inn.

## 2.4 Kulturpåvirkning

Navnet Dividalen kommer fra det samiske ordet "dievva" som betyr "rundaktig og tørr haug". Navnebruken viser at vi har å gjøre med et gammelt samisk bruksområde. Spor etter den samiske bruken finner vi i gamle offerplasser, kjøttgjemmer, gammer og reingjerder. I dag brukes nasjonalparken i sommerhalvåret av de svenske samebyene Lainiovouma og Saarivuoma. Beiteområdet sør for Skakterdalen benyttes av reindriften fra Saarivuoma (Kalstad 1974).

Målselv og Bardu ble kolonisert av bønder fra Østerdalen og Gudbrandsdalen fra slutten av 1700-tallet. Gården Frihetsli øverst i Dividalen ble ryddet i 1844. Gardsbrukene lengre fremme i dalen er eldre. Jakt, fangst og fiske i fjellområdene var en viktig del av næringsgrunnlaget for bøndene. Rester etter gammer og buer vitner om denne virksomheten. Det har ikke vært seterdrift innen undersøkelsesområdet. Spor etter tømmerhogst finnes i undersøkelsesområdet ved Hagembekken, men egentlig skogsdrift har ikke vært vanlig så langt sør i dalen, til det lå området for usentralt, med vanskelig og lang transport. En tjæremile ble drevet helt fram til etter 2. verdenskrig. I dag har jakt og fiske en klar sportslig profil, både blant lokalbefolkningen og den økende mengde turister. Den norske turistforening, ved lokallaget Troms turlag, har 3 turisthytter i nasjonalparkområdet. Mellom disse er det merket stier. Et fåtall andre hytter finnes også. Trakk og slitasje fra mennesker er størst langs stiene. Størstedelen av området er imidlertid lite påvirket av ferdsel. Forsvaret har tidligere hatt aktivitet innen området (Munch 1974).

## 2.5 Vernestatus

Øvre Dividal nasjonalpark ble vernet ved kgl. resolusjon av 9 juli 1971. Området er 750 km<sup>2</sup>. Forvaltningen av nasjonalparken er underlagt Fylkesmannen i Troms. Delegert ansvar er gitt Statsskog, Troms forvaltning, Moen. Lappefogden forvalter rettighetene knyttet til reindriften.

## 2.6 Tidligere undersøkelser i området

Naturforholdene i Øvre Dividal nasjonalpark er beskrevet i Vorren et al. (1974). Det har tidligere vært utført spredte botaniske undersøkelser i Dividal-området. Oversikt over flora og funnsteder finnes i Benum (1958). Engelskjøn utførte feltarbeid der i 1963 og 1965 (Vorren & Engelskjøn 1974) og Balle og Berentsen (unpubl.) utførte en omfattende undersøkelse i 1968 (jf. Vorren & Engelskjøn 1974). I 1989 undersøkte Fremstad & Sørensen (1989) flora og fauna i området Frihetsli-Njunis i forbindelse med forsvarets byggeplaner på Njunis.

## 3 Materiale og metoder

### 3.1 Vegetasjonsøkologisk felt-design

Metodikken som er benyttet følger NINAs konsept for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (jf. Eilertsen & Fremstad 1994, Eilertsen & Often 1994). En metodemanual for arbeid innen programmet TOV-vegetasjon vil snart være ferdigstilt (Eilertsen under utarb.).

#### Ruteplassering og oppmerking

Etter en befaring forsommeren 1994 ble 10 analysefelt à 5 x 10 m subjektivt utplassert slik at de fanget opp mest mulig av den floristiske og økologiske variasjonen i bjørkeskogen i området.

**Feltene 1-10** ble plassert langs en høydegradient fra 385 til 615 m o.h.

**Felt 1** er det lavest liggende, med høye, velutviklede trær. Feltet ligger rett ved Hagembekken, på oversiden av en erosjonskant. Mellom bekken og feltet står noen gråortrær, med kroneproeksjon over feltet. Bjørketræene er også godt utviklet, og det er til dels mye læger og dødt virke av forskjellig nedbrytningsgrad i feltet. Feltet er det mest produktive av de vi har undersøkt i Dividalen.

**Felt 2** har også velutviklede bjørketrær, men ligger betydelig høyere i terrenget, 450 m o.h. Dette feltet danner en overgangsutforming mellom felt 1 og de høyere liggende feltene.

**Feltene 3-6** har mindre velutviklede trær. Disse 4 feltene ligger i høydeintervallet 475-555 m og viser, til tross for en innbyrdes avstand på mer enn 1/2 km, liten grad av floristisk variasjon.

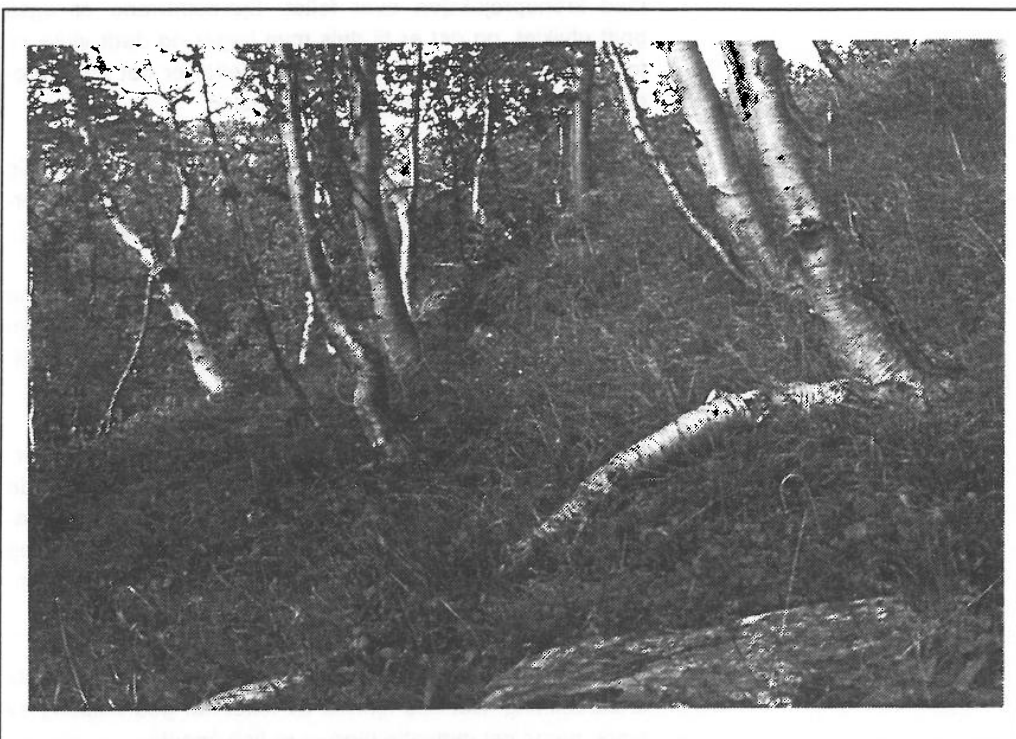
**Feltene 5 og 6** er lagt innenfor NISKs flate for jordovervåking. De er således ikke lagt ut for å spenne ut de økologiske gradientene i materialet, men for å gi informasjon om vegetasjonsstruktur ved etableringstidspunkt og vegetasjonsdynamikk over tid innenfor overvåkingsflaten. Felt 5 er avbildet på figur 4.

**Felt 7** ligger 580 m o.h. og varierer veldig med hensyn til kronedekning. Det ene hjørnet av feltet har god dekning av bjørk, mens det motsatte hjørnet er helt åpent.

**Feltene 8 og 9** ligger 610-615 m o.h. og er de mest artsrike i området. Felt- og bunnsjiktene er svært velutviklet, noe som gjør at artsdiversiteten i disse feltene avviker noe fra resten. Felt 9 er avbildet på figur 5.



**Figur 4.** Blåbærbjørkeskog med velutviklet feltsjikt. - Bilberry-birch woodland with well developed field layer.



**Figur 5.** Åpen urte- og grasrik bjørkeskog nær bestandsgrensa for bjørk. - Open species rich birch woodland close to the birch timber line.

Felt 10 ligger 615 m o.h. og er den mest åpne vegetasjonsflaten. Fjellbjørk finnes spredt i og rundt feltet, og i busksjiktet dominerer stedvis dvergbjørk.

Analysefeltene ble merket med trepåler i alle hjørnene. I hvert felt ble 5 analyseruter à 1 m<sup>2</sup> lagt ut tilfeldig (figur 6). Denne metoden er en form av "begrenset tilfeldig ruteplassering" (restricted random sampling, jf. R.H. Økland 1990) som kan kalles "randomization within selected blocks" og har vært benyttet også i andre norske vegetasjonsøkologiske arbeider (jf. T. Økland 1990, Eilertsen & Fremstad 1994, Eilertsen & Often 1994). Dette feltdesignet er valgt som et kompromiss mellom objektivitet og tidsforbruk.

Beliggenheten av analyserutene ble bestemt ved å trekke koordinater fra en liste over tilfeldige tall (Owen 1962). Visse kriterier ga grunnlag for forkastning av lokaliseringen: Det at et tre ville bli stående inne i analyseruten, det at to analyseruter ville bli liggende ved siden av hverandre eller ha felles hjørner, det at steiner eller bart fjell dekket mer enn 20 % av rutes areal og det at skrenter og topografisk variasjon umuliggjorde plassering av analyseruta. Erstatningsrutenes posisjoner ble trukket ut etter samme objektive kriterier som de opprinnelige rutene.

Hver av de 50 analyserutene ble markert med trepåler og aluminiumsrør i hvert hjørne. Trepålene i nedre venstre hjørne ble påført rutenummer med tusj.

### Ruteanalyse

Vegetasjonsrutene er undersøkt ved hjelp av en analyse-ramme på 1 m<sup>2</sup> som er delt i 4 x 4 småruter. I hver av de 1/16 m<sup>2</sup> store smårutene er forekomst/fravær av alle arter av karplanter, moser og lav registrert. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårutefrekvens, som nyttes som mengdeangivelse for hver art i analyseruta. I tillegg er det i hver analyserute angitt prosent dekning av hver art. Denne informasjonen gir et supplement til smårutefrekvens-dataene, og vil kunne være av betydning for vurderingen av endrete dominansforhold i analyseruta over tid.

Vegetasjonsanalysene ble utført tidlig i august 1993.

### Nomenklatur

Nomenklaturen følger Lid (1985) for karplanter, Corley et al. (1981) og Smith (1990) for henholdsvis bladmoser og levermoser, Krog et al. (1980) for lav. Tabell 3 gir en oversikt over artsnavn med forkortelser. Arter som blir behandlet kollektivt står oppført under navnet til vanligste art, mens de inkluderte artene står oppført i parentes.

## 3.2 Miljøparametre

Økologiske målinger ble dels angitt på mesorutenivå (analyserut à 1 m<sup>2</sup>), og dels på makrorutenivå. Makroruta er definert som et felt på 5 x 5 m med mesoruta i sentrum.

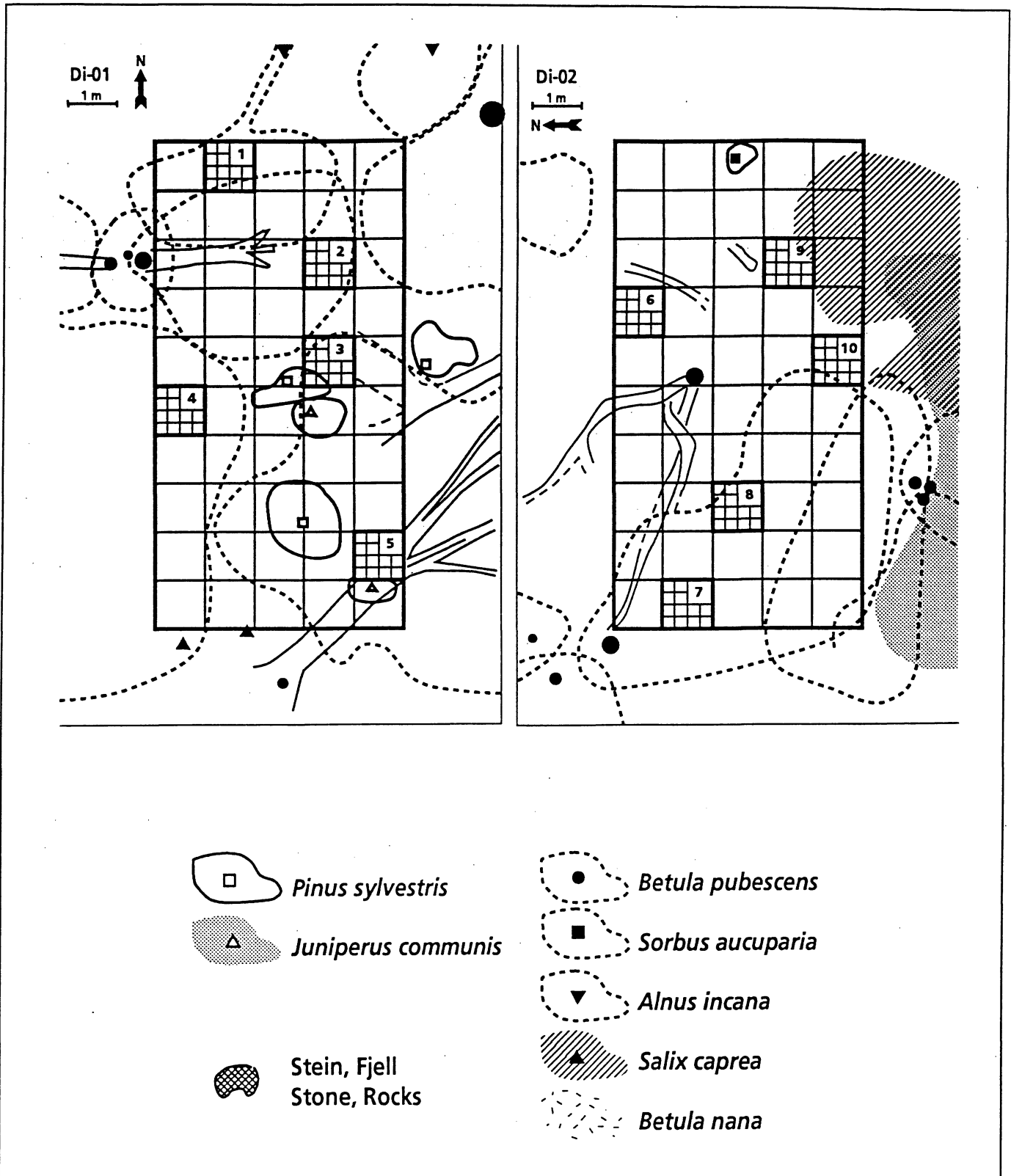
### Makrorutevariable (MA)

For hver makrorute ble høydenivå (MA Asl) angitt som m o.h. Gjennomsnittlig hellning (MA Slo) ble målt med klinometer og angitt i grader. Eksposisjonen (MA Asp) ble målt med 360°-kompass, der de avleste verdier ble angitt til nærmeste grad. Terrengformen (MA Ter) i makroruta ble angitt i en skala fra -2 til 2; der -2 angir en tydelig konkav forsenkning i terrenget, -1 angir svak konkavitet, 0 angir en jevn flate eller like stort innslag av konkave som konvekse partier, 1 angir svak konveksetet og 2 angir en tydelig konvekse rygg eller forhøyning i terrenget. Ujevnhet (MA Une) ble angitt subjektivt som et tall fra 1 til 5, slik at 1 er en temmelig jevn horisontal flate eller skråplan, mens 5 er svært kupert med stor variasjon mellom konvekse og konkave partier og stor høydeforskjell mellom forhøyninger og forsengkninger. Relaskopsum (MA Rel) ble nytt for å angi antall trær av betydning i makroruta og angitt som antall trær med stammediameter som dekker den nederste (smaleste) spalten i relaskopet.

### Mesorutevariable (ME)

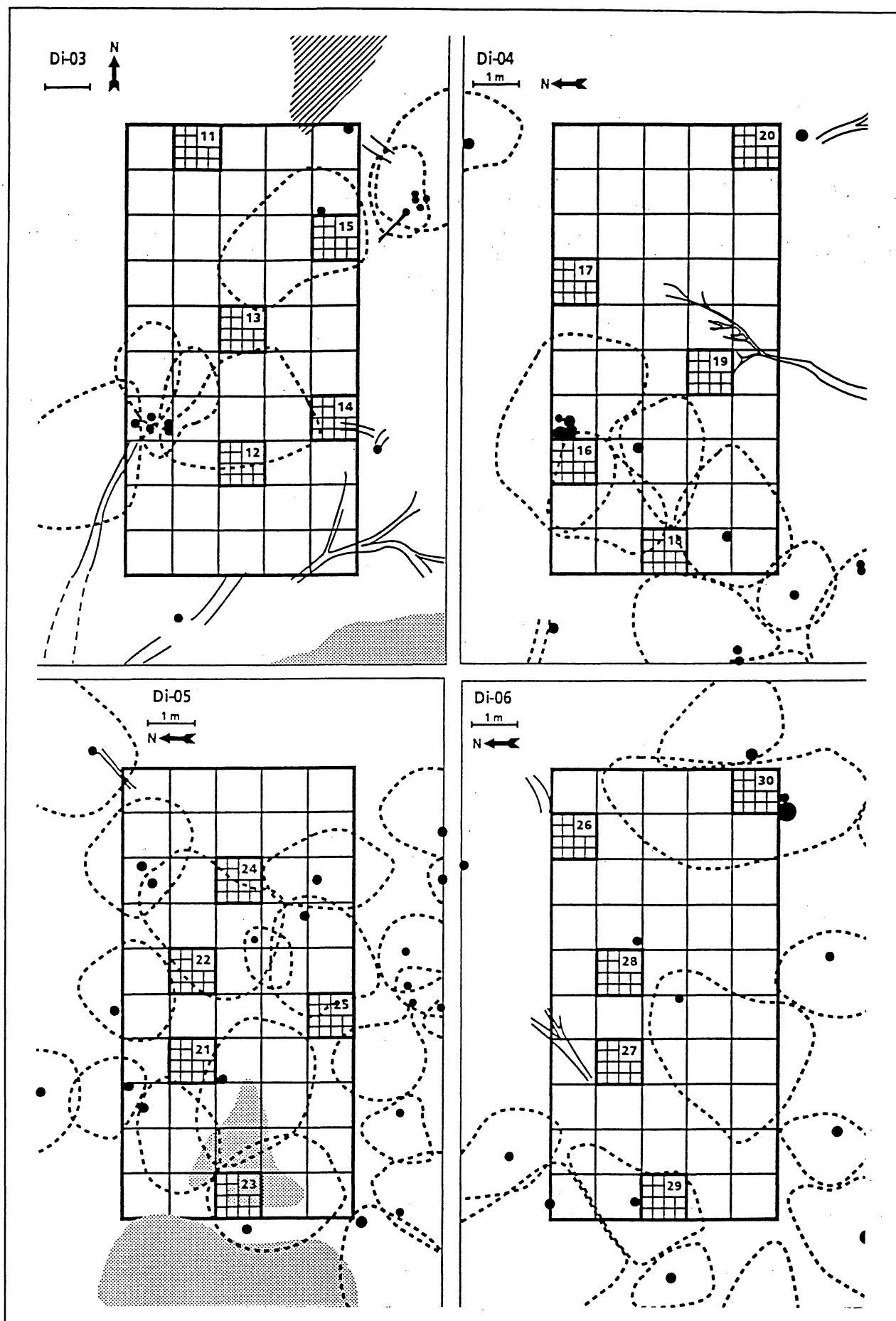
I hver mesorute ble helning (ME Slo) målt ved å legge et klinometer direkte på analyseramma etter at denne er justert etter terrenget. Eksposisjon (ME Asp) ble målt med 360°-kompass og angitt på nærmeste grad. Terrengformen (ME Ter) ble målt subjektivt på en skala fra -2 til 2, der de sterkest konkave rutene fikk verdien -2 og de sterkest konvekse rutene fikk verdien 2. Relaskopsum (ME Rel) ble angitt som antall trær med stammediameter som dekker den smaleste øverste (brede) spalten i relaskopet.

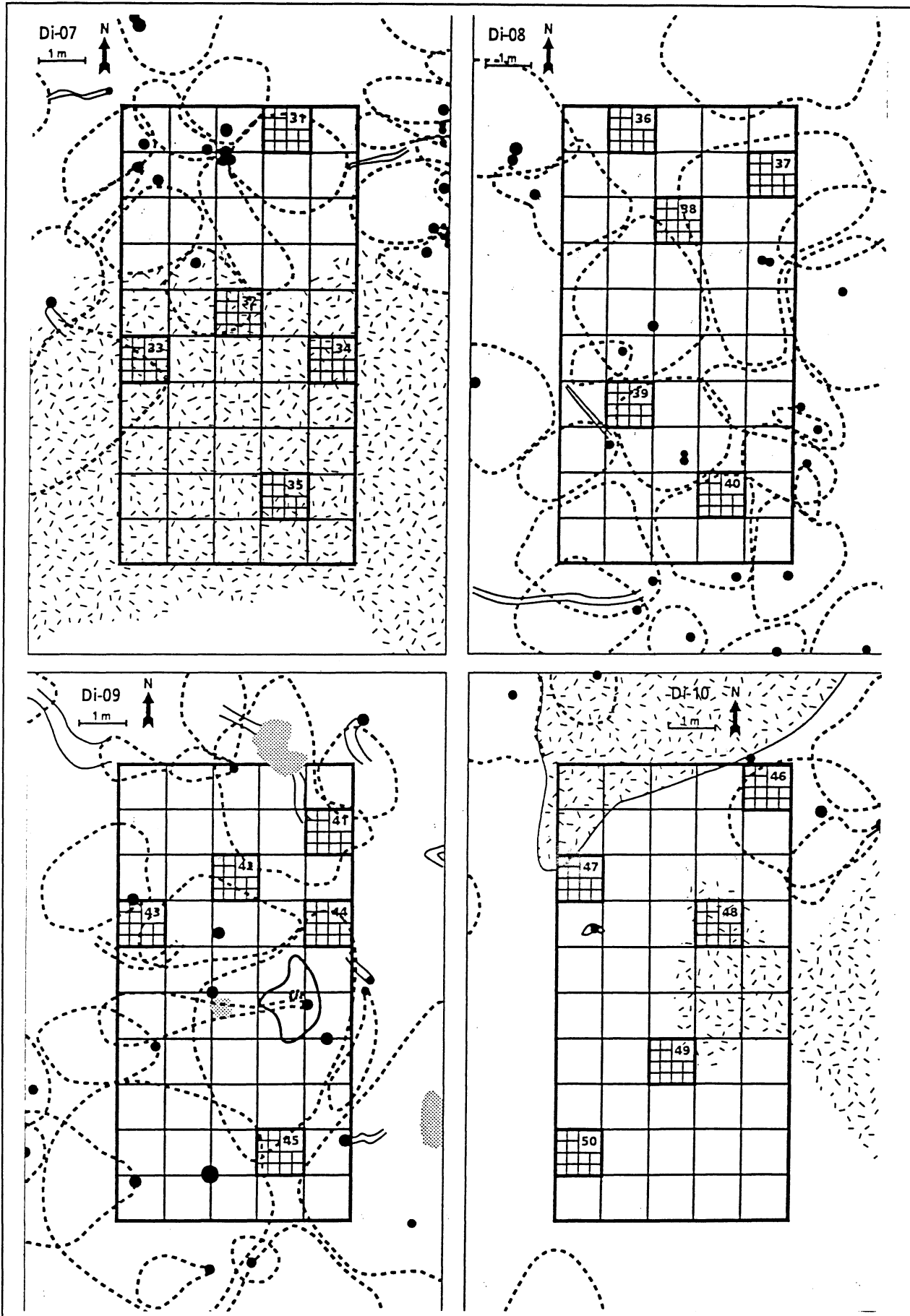
Jorddybde ble målt i 8 punkter, 2 på hver side av de 4 sidene av analyseramma, i en avstand av 10 cm utenfor mesoruta. Følgende 3 parametre ble benyttet; minste jorddybde (Smi), median jorddybde (Sme) og største jorddybde (Sma). Jordfuktighet ble målt med et Trime FM reflekto-meter i mikrorute 1, 4, 13 og 16 (hjørnerutene); laveste verdi (Mmi), medianverdi (Mme) og høyeste verdi (Mma). Relativ luftfuktighet ble målt med et psykrometer rett over bakkenivå (RH0) og 40 cm over bakken (RH40). Psykrometeret ble også nytt for måling av temperatur (Temp0 og Temp 40) og doggpunkt (Dew0 og Dew40) ved bakkenivå og 40 cm over bakken.



**Figur 6.** Beliggenheten av de 50 analysrutene i felt 1-10. Trær og busker som forekommer i hvert felt er inntegnet, med omtrentlig angivelse av omkrets. - Localization of the 50 permanent meso plots in macro plot 1-10. Trees and shrubs in the macro plots are mapped, approximate circumferences are indicated.







**Tabell 3.** Artenes smårutefrekvens i 50 analyseruter. \*\*\*\*: standardavvik kan ikke beregnes. - Species frequency in 50 sample plots. \*\*\*\* Standard deviation cannot be calculated.

Fork. Abbr.	Navn Name	Frekvens Frequency	Middel Mean	Maksimum Maximun	Minimum Minimum	SD SD	Vekt Weight
Betu nan	Betula nana	20,00	66,90	100,00	6,00	38,97	669,00
Betu pub	Betula pubescens	22,00	11,27	31,00	6,00	8,40	124,00
Juni com	Juniperus communis	8,00	24,00	55,20	10,40	21,29	96,00
Sali cap	Salix caprea	8,00	36,20	64,80	20,00	21,27	144,80
Sali lap	Salix lapponum	12,00	21,00	50,00	6,00	15,58	126,00
Sali phy	Salix phylicifolia	10,00	10,00	19,00	6,00	5,87	50,00
Sorb auc	Sorbus aucuparia	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Empe her	Empetrum hermaphroditum	82,00	86,83	100,00	6,00	24,70	3560,00
Vacc myr	Vaccinium myrtillus	88,00	85,55	100,00	6,00	29,90	3764,00
Vacc uli	Vaccinium uliginosum	52,00	52,58	100,00	6,00	32,03	1367,00
Vacc vit	Vaccinium vitis-idaea	94,00	69,17	100,00	13,00	29,49	3251,00
Alch gla	Alchemilla glabra	18,00	47,44	81,00	6,00	23,68	427,00
Ante dio	Antennaria dioica	6,00	6,40	7,80	3,60	2,42	19,20
Astr alp	Astragalus alpinus	2,00	16,20	16,20	16,20	****	16,20
Bart alp	Bartsia alpina	8,00	26,60	30,40	15,20	7,60	106,40
Cera fon	Cerastium fontanum	18,00	35,56	69,00	6,00	21,75	320,00
Cirs hel	Cirsium helenioides	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Coel vir	Coeloglossum viride	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Corn sue	Cornus suecica	66,00	89,85	100,00	6,00	23,84	2965,00
Diph com	Diphysium complanatum	2,00	16,20	16,20	16,20	****	16,20
Epil als	Epilobium alsinifolium	2,00	12,60	12,60	12,60	****	12,60
Epil ang	Epilobium angustifolium	4,00	8,80	15,20	2,40	9,05	17,60
Equi pra	Equisetum pratense	34,00	44,65	94,00	19,00	21,82	759,00
Equi sci	Equisetum scirpoides	4,00	5,00	7,60	2,40	3,68	10,00
Equi syl	Equisetum sylvaticum	38,00	43,84	94,00	6,00	33,15	833,00
Gera syl	Geranium sylvaticum	36,00	63,33	100,00	6,00	35,55	1140,00
Gnap nor	Gnaphalium norvegicum	12,00	15,67	25,00	6,00	8,71	94,00
Gymn dry	Gymnocarpium dryopteris	24,00	76,25	100,00	38,00	24,28	915,00
Hier alp	Hieracium alpinum	6,00	3,60	3,60	3,60	0,00	10,80
Hier vul	Hieracium vulgatum	14,00	16,86	50,00	6,00	16,54	118,00
Linn bor	Linnaea borealis	72,00	69,25	100,00	6,00	26,71	2493,00
List cor	Listera cordata	8,00	22,80	40,00	10,40	14,84	91,20
Lycy ann	Lycopodium annotinum	36,00	42,83	100,00	6,00	35,57	771,00
Mela pra	Melampyrum pratense	28,00	42,14	94,00	6,00	27,70	590,00
Mela syl	Melampyrum sylvaticum	44,00	49,59	100,00	6,00	33,94	1091,00
Myos dec	Myosotis decumbens	18,00	52,78	100,00	6,00	37,20	475,00
Orth sec	Orthilia secunda	16,00	32,75	88,00	6,00	34,70	262,00
Pedi lap	Pedicularis lapponica	40,00	38,55	100,00	6,00	25,36	771,00
Phyl cae	Phyllodoce caerulea	10,00	51,40	94,00	19,00	32,58	257,00
Poly viv	Polygonum viviparum	4,00	15,00	27,60	2,40	17,82	30,00
Pote cra	Potentilla crantzii	4,00	10,00	12,40	7,60	3,39	20,00
Pyro min	Pyrola minor	18,00	29,22	69,00	6,00	25,59	263,00
Ranu acr	Ranunculus acris	28,00	53,36	100,00	6,00	29,26	747,00
Rubu cha	Rubus chamaemorus	26,00	19,38	44,00	6,00	12,93	252,00
Rubu sax	Rubus saxatilis	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Rume ace	Rumex acetosa ssp. lapponicus	22,00	39,27	81,00	6,00	24,34	432,00
Saus alp	Saussurea alpina	22,00	55,91	88,00	31,00	17,42	615,00

Fork. Abbr.	Navn Name	Frekvens Frequency	Middel Mean	Maksimum Maximun	Minimum Minimum	SD SD	Vekt Weight
Sela sel	Selaginella selaginoides	8,00	17,60	35,20	4,80	13,31	70,40
Sile dio	Silene dioica	4,00	3,80	5,20	2,40	1,98	7,60
Soli vir	Solidago virgaurea	70,00	51,83	100,00	6,00	30,88	1814,00
Stel gra	Stellaria graminea	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Tara sp.	Taraxacum sp.	22,00	47,27	69,00	25,00	13,53	520,00
Thal alp	Thalictrum alpinum	2,00	5,00	5,00	5,00	****	5,00
Trie eur	Trientalis europaea	48,00	58,25	100,00	13,00	28,14	1398,00
Trol eur	Trollius europaeus	20,00	60,20	81,00	25,00	17,20	602,00
Vero alp	Veronica alpina	4,00	6,40	7,60	5,20	1,70	12,80
Viol bif	Viola biflora	28,00	87,50	100,00	38,00	22,28	1225,00
Anth odo	Anthoxanthum odoratum	62,00	71,90	100,00	13,00	33,08	2229,00
Cala lap	Calamagrostis lapponica	10,00	12,60	19,00	6,00	6,50	63,00
Cala pur	Calamagrostis purpurea	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Care big	Carex bigelowii	22,00	67,09	100,00	6,00	28,70	738,00
Care nig	Carex nigra	2,00	8,80	8,80	8,80	****	8,80
Care vag	Carex vaginata	56,00	58,00	100,00	13,00	24,93	1624,00
Desc ces	Deschampsia cespitosa	8,00	21,40	35,20	10,40	10,25	85,60
Desc fle	Deschampsia flexuosa	100,00	94,44	100,00	13,00	15,24	4722,00
Fest ovi	Festuca ovina	22,00	22,18	50,00	6,00	14,16	244,00
Junc tri	Juncus trifidus	2,00	7,60	7,60	7,60	****	7,60
Luzu fri	Luzula frigida	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Luzu pil	Luzula pilosa	24,00	56,42	100,00	13,00	33,51	677,00
Mili eff	Milium effusum	6,00	30,00	48,60	7,80	20,64	90,00
Phle alp	Phleum alpinum	10,00	36,40	75,00	6,00	28,06	182,00
Poa alp	Poa alpigena	16,00	42,38	69,00	13,00	23,41	339,00
Poa pra	Poa pratensis	24,00	73,58	100,00	31,00	21,12	883,00
Tris spi	Trisetum spicatum	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Aula pal	Aulacomnium palustre	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Brac ref	Brachythecium reflexum	42,00	48,90	100,00	6,00	34,84	1027,00
Brac sal	Brachythecium salebrosum	12,00	43,83	88,00	6,00	30,59	263,00
Brac sta	Brachythecium starkei	32,00	45,12	100,00	6,00	37,07	722,00
Bryu sp.	Bryum sp.	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Dicr fus	Dicranum fuscescens	8,00	15,00	35,20	4,80	14,33	60,00
Dicr maj	Dicranum majus	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Dicr sco	Dicranum scoparium	62,00	58,52	100,00	6,00	33,92	1814,00
Hylo spl	Hylocomium splendens	74,00	73,59	100,00	6,00	32,40	2723,00
Mniu spi	Mnium spinosum	20,00	46,20	81,00	6,00	28,22	462,00
Mniu ste	Mnium stellare	2,00	3,80	3,80	3,80	****	3,80
Plag lae	Plagiothecium laetum	8,00	13,60	24,80	4,80	10,35	54,40
Pleu sch	Pleurozium schreberi	72,00	55,75	100,00	6,00	32,42	2007,00
Pohl cru	Pohlia cruda	4,00	5,20	5,20	5,20	0,00	10,40
Pohl nut	Pohlia nutans	12,00	8,33	13,00	6,00	3,61	50,00
Poly alp	Polytrichum alpinum	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Poly com	Polytrichum commune	50,00	55,60	100,00	6,00	27,05	1390,00
Poly jun	Polytrichum juniperinum	48,00	54,29	100,00	6,00	36,21	1303,00
Rhiz mag	Rhizomnium magnifolium	8,00	38,80	64,80	10,40	22,59	155,20
Rhiz pun	Rhizomnium punctatum	4,00	2,40	2,40	2,40	0,00	4,80
Rhod ros	Rhodobryum roseum	22,00	37,09	88,00	6,00	28,81	408,00
Sani unc	Sanionia uncinata	8,00	8,60	20,00	4,80	7,60	34,40

Fork. Abbr.	Navn Name	Frekvens Frequency	Middel Mean	Maksimum Maximun	Minimum Minimum	SD SD	Vekt Weight
Timm aus	<i>Timmia austriaca</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Tort mur	<i>Tortula muralis</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Barb bar	<i>Barbilophozia barbata</i>	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Barb flo	<i>Barbilophozia floerkei</i>	20,00	11,40	19,00	6,00	5,19	114,00
Barb hat	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	8,00	8,80	15,20	4,80	5,02	35,20
Barb kun	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	10,00	7,40	13,00	6,00	3,13	37,00
Barb lyc	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	90,00	68,98	100,00	6,00	29,12	3104,00
Caly int	<i>Calypogeia integristipula</i>	4,00	7,40	12,40	2,40	7,07	14,80
Ceph ple	<i>Cephalozia pleniceps</i>	8,00	16,20	35,20	4,80	14,55	64,80
Ceph rub	<i>Cephaloziella rubella</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Harp flo	<i>Harpanthus flotovianus</i>	6,00	7,40	15,00	3,60	6,58	22,20
Loph het	<i>Lophocolea heterophylla</i>	4,00	6,20	10,00	2,40	5,37	12,40
Loph htr	<i>Lophozia heterocolpos</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Loph obt	<i>Lophozia obtusa</i>	24,00	20,42	44,00	6,00	14,57	245,00
Loph ven	<i>Lophozia ventricosa</i>	16,00	8,63	13,00	6,00	3,62	69,00
Myli tay	<i>Mylia taylorii</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Pell epi	<i>Pellia epiphylla</i>	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Ptil cil	<i>Ptilidium ciliare</i>	8,00	8,60	20,00	4,80	7,60	34,40
Scap irr	<i>Scapania irrigua</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Trit qui	<i>Tritomaria quinquedentata</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Cetr cuc	<i>Cetraria cucullata</i>	2,00	1,20	1,20	1,20	****	1,20
Cetr eri	<i>Cetraria ericetorum</i>	4,00	5,00	7,60	2,40	3,68	10,00
Cetr isl	<i>Cetraria islandica</i>	4,00	3,80	5,20	2,40	1,98	7,60
Clad arb	<i>Cladina arbuscula coll.</i>	20,00	49,50	81,00	13,00	25,07	495,00
Clad ran	<i>Cladina rangiferina</i>	22,00	29,64	50,00	6,00	16,54	326,00
Clad bel	<i>Cladonia bellidiflora</i>	12,00	27,00	56,00	6,00	21,54	162,00
Clad car	<i>Cladonia carneola</i>	8,00	17,60	30,40	4,80	10,63	70,40
Clad chl	<i>Cladonia chlorophaea</i>	24,00	19,33	50,00	6,00	13,63	232,00
Clad coc	<i>Cladonia coccifera</i>	4,00	10,20	15,20	5,20	7,07	20,40
Clad cor	<i>Cladonia cornuta</i>	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Clad cri	<i>Cladonia crispata</i>	4,00	6,20	10,00	2,40	5,37	12,40
Clad dig	<i>Cladonia digitata</i>	10,00	6,00	6,00	6,00	0,00	30,00
Clad ecm	<i>Cladonia ecmocyna</i>	28,00	40,29	100,00	6,00	28,02	564,00
Clad fur	<i>Cladonia furcata</i>	20,00	14,30	31,00	6,00	9,87	143,00
Clad gra	<i>Cladonia gracilis</i>	14,00	17,86	44,00	6,00	16,60	125,00
Clad sul	<i>Cladonia sulphurina</i>	12,00	20,83	44,00	6,00	14,74	125,00
Clad unc	<i>Cladonia uncialis</i>	12,00	34,33	56,00	6,00	21,12	206,00
Loba lin	<i>Lobaria linita</i>	6,00	9,00	11,40	7,80	2,08	27,00
Neph arc	<i>Nephroma arcticum</i>	24,00	46,92	100,00	6,00	32,24	563,00
Pelt aph	<i>Peltigera aphthosa</i>	18,00	14,56	38,00	6,00	12,29	131,00
Pelt deg	<i>Peltigera degenii</i>	4,00	2,40	2,40	2,40	0,00	4,80
Pelt mal	<i>Peltigera malacea</i>	8,00	11,40	15,20	4,80	4,95	45,60
Pelt pol	<i>Peltigera polydactyla</i>	4,00	11,20	12,40	10,00	1,70	22,40
Pelt ruf	<i>Peltigera rufescens</i>	2,00	2,60	2,60	2,60	****	2,60
Ster pas	<i>Stereocaulon paschale</i>	8,00	31,40	50,40	4,80	19,52	125,60

Totaldekningen i mesoruta ble angitt mest mulig nøyaktig på en prosent-skala for følgende variable;

- Feltsjikt (CC)
- Bunnsjikt (CD)
- Strø (CL)
- Bart fjell og stein (CR)
- Bar mark (CBP)

Trærne innen hvert felt ble tegnet inn på millimeterpapir. Et randområde på 2 meter utenfor feltene ble også tegnet inn. For hvert av de 10 feltene foreligger detaljerte tegninger over flater på 9 x 14 m med krone-projeksjon av alle trær og busker med høyde over 80 cm.

NISK har etablert et felt for overvåking av jord og jordvann i tilknytning til NINAs vegetasjonsfelt 5 og 6. Feltet er delt opp med 120 punkter. Fra 25 tilfeldig uttrukne punkter har det blitt samlet prøver som er slått sammen til jordprøve-serie A; prøver fra 25 andre punkter er slått sammen til serie B osv. I alt har det blitt samlet jordprøver for 4 serier (A-D).

Det er videre satt ut lysimetre for oppsamling av jordvann i forskjellige sjikt. Det er meningen at NISKs jord- og jordvannsdata fra forskjellige sjikt skal sammenholdes med NINAs data fra humuslaget.

Jordundersøkelsene fra NISK vil gi grunnlag for en generell beskrivelse av jordsmonnet. Data fra dette arbeidet vil være av stor betydning for fremtidig overvåking i Gutulia. Ved å sammenholde disse data med data fra jordvannsundersøkelsene, kan sammenhengen mellom endringer i jordas faste og flytende faser vurderes.

NINAs del av jordundersøkelsesprogrammet ble basert på analyser av humusprøver. Disse vil senere bli relatert til NISKs jord- og jordvannsdata fra forskjellige sjikt. NINAs jordprøver ble tatt i forbindelse med vegetasjonsanalyseflatene. De følger således vegetasjonsgradientene i og kan nyttes til å studere variasjonen av jordparametre over tid i forskjellige vegetasjonsutforminger. Følgende parametre ble målt; pH, ekstrahert P (P-AL), Kjeldahl-N (N),  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -utbyttbare kationer; H, K, Mg, Ca, Na, Al, Fe, Mn og Zn, samt utbyttbart P og S. Dataene er nyttet til å tolke resultatene fra de multivariate analysene av vegetasjonsdata, og vil ha stor betydning som forklaringsvariabler når vegetasjonsdynamikken skal vurderes etter reanalysering.

## Jord

Humusprøver fra hver analyserute ble samlet i løpet av to dager i slutten av juni etter en periode med mer enn to uker uten nedbør. Prøvene ble tatt med flere mindre stikk noen cm utenfor rutene, fortrinnsvis langs sidene, slik at de ikke skadet vegetasjonen i rutene. Stikkene med humus ble slått sammen til én prøve som gir et estimat for forholdene i hver rute.

## Kjemiske analyser

Humusprøver er analysert av Jordforsk etter standardprosedyrer. Resultatene er sammenlignbare med jordparametrene fra andre TOV-områder og overvåkningsflatene til NIJOS i boreal barskog (T. Økland 1990, 1993). De kjemiske analysene omfatter 14 humusparametre. NISK analyserer et betydelig større antall parametre i sitt felt i Dividalen. Disse inkluderer også tungmetaller (jf. Jensen 1991, 1992, Jensen & Frogner 1993).

NINA utfører radio-Cs og tungmetallundersøkelser på plantemateriale fra Dividalen (Gaare 1994, Kålås et al. 1994)

## 3.3 Behandling av vegetasjonsdata

Vegetasjonsdata ble innlest ved hjelp av programpakken BDP, Biological Data Program/PC (Pedersen 1988).

### Standardisering ved veiing av matriseelementer

Skalaen for artenes mengdeangivelse har i utgangspunktet rekkevidde  $r = 16$  for smårutefrekvens-datasettet og  $r = 100$  for dekningsgrads-datasettet. Dette gir en vesentlig forskjellig vektlegging av dominanter i de to datasettene. Da ordinasjonsresultater varierer med skalarekkevidder (Eilertsen et al. 1990) har vi valgt å sette  $r = 16$  for begge datasettene, noe som gir en moderat vektlegging av dominanter (Smartt et al. 1974a, 1974b, Jensen 1978, Økland 1986). For å redusere rekkevidden på prosentdekning-datasettet har matriseelementer blitt veiing. Dette er utført ved hjelp av følgende "power function" (van der Maarel 1979, Clymo 1980);

$$y_{ij} = f(x_{ij}) = a \cdot x_{ij}^w$$

der  $x_{ij}$  er de opprinnelige og  $y_{ij}$  er de veiing verdiene av art  $i$  i analyserute  $j$ ,  $a$  er en rekkevidde-sklar og  $w$  en veiing-parameter.  $w$  fremkommer ved å dividere  $\ln$  til den nye rekkevidden med  $\ln$  til den opprinnelige. For prosentdekning-datasettet ble dermed  $w = \ln 16 / \ln 100 = 0,6$ .

### Nedveiing av sjeldne arter

Enkelte arter med lav frekvens i totalmaterialet vil kunne få en tilfeldig plassering i ordinasjonsplottet. Dersom disse blir gitt for stor vekt, vil de redusere strukturen i materialet, bidra til støy (bias) eller opptre som avvikere (outliers). En vanlig måte å redusere støyen på er å fjerne disse artene. Problemet er at en reduserer noe av strukturen når lavfrekvente arter med noe økologisk informasjon elimineres. En måte å beholde alle artene på, og likevel redusere betydningen av lavfrekvente arter, er å foreta nedveiing av disse. Det har vært diskutert hvor velegnet nedveiingsoppsjonen i CANOCO (ter Braak 1987 a) er. Eilertsen &

Pedersen (1989) har foreslått en alternativ nedveiingsprosedyre, der nedveiingen blir utført på alle arter med lavere frekvens enn medianfrekvensen, istedenfor standardopsjonen på 20 % av maksimalfrekvensen. I BDP er algoritmen for median nedveiing etter Eilertsen et al. (1990) lagt inn;

$$v_i' = (F_i/F_m)^n \cdot v_i$$

der  $v_i'$  er den nye og  $v_i$  opprinnelige verdien til art  $i$ , og  $n$  er en positiv skalar som bestemmer graden av nedveiing av lavfrekvente arter. I dette arbeidet har vi valgt å sette  $n = 1$ . Den nye verdien av  $v_i'$  gjør da at vi beholder lavfrekvente arter, gir dem lavere vekt, men kan utnytte deres økologiske informasjon (Westhoff & van der Maarel 1978).

Etter standardisering og nedveiing ble det opprettet "Cornell Condensed Files" (CCF-filer) som input til ordinasjonsprogrammene.

### 3.4 Behandling av miljøparametre

Kjemiske miljøparametre ble lest inn ved hjelp av programpakken BDP, Biological Data Program/PC (Pedersen 1988). pH ble angitt uveid. De øvrige kjemiske variablene ble ln-transformert. Alle data ble eksportert som fullformfiler for statistisk analyse og som CCF-filer for numerisk bearbeiding.

### 3.5 DCA-ordinasjon

Vegetasjonsanalysene fra Dividalen baserer seg bl.a. på DCA-ordinasjon ved hjelp av programpakken CANOCO (ter Braak 1987a, 1990). For å få en mest mulig adekvat plassering av ruter og arter i ordinasjonsrommet, ble en opsjon for ikke-lineær reskalering av aksene benyttet. Aksene blir da skalert i såkalte standardavvik-enheter (SD-enheter). Disse SD-enhetene fremkommer ved beregning av gjennomsnittlig standardavvik for alle artene i materialet, gitt tilnærmet normalfordelt artsrespons. En art vil stort sett komme inn, nå sitt optimum og forsvinne i løpet av 4 SD-enheter. Ordinasjonsaksenes lengde kan således tolkes som et mål på gradvis endring av artssammensetning langs gradientene. Videre vil avstanden mellom rutesentroidenes posisjoner i ordinasjonsdiagrammet angi grad av ulikhet mellom rutene, på samme måte som avstanden mellom artssentroidenes posisjoner vil være proporsjonal med ulikheten mellom artene.

To datasett ble benyttet i DCA-analysene:

- frekvens-datasettet for 50 ruter der artsmengder ble angitt med smårutefrekvens-verdier, og
- prosent-datasettet for 50 ruter der artsmengder ble angitt med prosent dekning-verdier.

I begge analysene ble opsjonene for detrending med segmenter og ikkelineær reskalering valgt. Dette for å hindre negativ bue-effekt og kant-effekt (jf. Økland 1990).

### 3.6 LNMDS-ordinasjon

Det ble utført en LNMDS-ordinasjon (Local Nonmetric Multidimensional Scaling) av frekvensdatasettet basert på med 50 analyseruter og 141 arter. Ordinasjonen ble utført ved hjelp av programpakken PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research), jf. Carr (1990) og Clarke (1991). Ordinasjonen, slik den ble utført med prosedyren MDS, er identisk med LNMDS-prosedyren i programpakken KYST (Kruskal et al. 1973) og DECODA (Minchin 1986). En sekundærmatrix ble laget ved hjelp prosedyren CLUSTER basert på Bray-Curtis ulikhetsmål. Dette ulikhetsmålet (prosent ulikhet) er av Faith et al. (1987) vurdert som et av de beste relasjonsmål, gitt standardisering med divisjon på arts-maksima. NMDS-ordinasjon ble utført med 2- og 3-dimensjonale løsninger. Stressfunksjon ble beregnet etter standard prosedyre basert på 100 iterasjoner.

### 3.7 Klassifikasjon

Det ble utført en hierarkisk, agglomerativ klassifikasjon ved hjelp av prosedyren CLUSTER i programpakken PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) jf. Carr (1990) og Clarke (1991). En sekundærmatrix ble laget ved hjelp programet CLUSTER basert på Bray-Curtis ulikhetsmål. Et dendrogram ble laget som viste Bray-Curtis likheter mellom de 50 analyserutene.

### 3.8 CCA-ordinasjon

Direkte gradientanalyser har blitt stadig mer brukt som et kraftig verktøy til å avdekke arters fordeling langs et utvalg spesifikke, økologiske gradienter. Spesielt de multivariate metodene for kanonisk (canonical), også kalt styrt (constrained) ordinasjon har vist seg å være svært anvendelige.

I materialet fra Gutulia har vi vært interessert i å kvantifisere betydningen av et begrenset utvalg parametre. Ved å dividere egenverdien til hver parameter på summen av egenverdiene for de kanoniske aksene (total inertia) i materialet, får vi uttrykt parameterenes forklaringsandel av vegetasjonsstrukturen i materialet.

For direkte gradientanalyser er den kanoniske ordinasjonsmetode "Canonical Correspondence Analysis", CCA (ter Braak 1986) benyttet. CCA er inkorporert i CANOCO-pakken (ter Braak 1987a), og det er valgt en opsjon for ikke-lineær reskalering av aksene i ordinasjonsanalysen, noe som gjør metoden svært anvendelig, og direkte sammenlignbar med DCA-analysene.

## 3.9 Korrelasjonsanalyser

Korrelasjonsanalyser ble utført mellom miljøvariabler og DCA-akse-verdier, og innbyrdes mellom de forskjellige miljøvariablene. I programpakken STATGRAPHICS (STSC Inc. 1991) ble den ikke-parametriske korrelasjonsanalysen basert på Kendall's  $\tau$  benyttet (Conover 1980). A.R.E. (asymptotic relative efficiency) for denne testen er beskrevet hos Stuart (1956). Fønstad et al. (1977) fremhever bruken av Kendall's  $\tau$  når den underliggende fordelingen er ukjent. Korrelasjonskoeffisienten som ble nyttet for å teste uavhengigheten mellom to tilfeldige variable, X og Y, var følgende;

$$\tau = \frac{N_c - N_d}{n(n-1) / 2}$$

der  $N_c$  angir antallet konkordante,  $N_d$  antallet diskordante par av observasjoner, og  $n$  er antallet observasjoner (Conover 1980). I den to-sidige testen er nullhypotesen definert som følger;

$H_0$ :  $X_i$  og  $Y_i$  er gjensidig uavhengige

Den alternative hypotesen,  $H_1$ , uttrykker den tilsvarende negasjon.

## 4 Resultater

### 4.1 Vegetasjonsanalyser

I de 50 analyserutene er 141 arter registrert; 74 karplanter, 24 bladmoser, 18 levermoser og 25 lav. De 10 mest frekvente artene i materialet er:

*Deschampsia flexuosa* (smyle - 4722), *Vaccinium myrtillus* (blåbær - 3764), *Empetrum hermaphroditum* (fjellkrekling - 3560), *V. vitis-idaea* (tyttebær - 3251), *Barbilophozia lyco-podioides* (gåsefotskjeggmose - 3104), *Cornus suecica* (skrubbær - 2965), *Hylocomium splendens* (etasjehusmose - 2723), *Linnaea borealis* (linnea - 2493), *Anthoxanthum odoratum* (gulaks - 2229) og *Pleurozium schreberi* (furu-mose - 2007).

Norske navn og vektlegging (arternes smårutefrekvens summert over alle de 50 analyserutene) er angitt i parentes.

**Tabell 3** viser samtlige arters frekvens og vekt. Middell, maksimum, minimum og standard-avvik er gitt for artenes smårutefrekvens i materialet. Alle rutene ligger i fattig til intermediær bjørkeskog.

Følgende viktige floristiske overganger/skifter (species turn-over) er observert:

- **Tresettingen** varierer fra bestand av relativt få, høye bjørketrær omsluttet av overstendere av furu, til gradvis lavere og tettere bestand over barskogsgrensa og videre til småbestand av fjellbjørk opp mot bestands-grensa for bjørk. **Figur 6** viser detaljkart over hvert felt med tillegg av 2 m randsone, der alle trær og busker med høyde over 80 cm er inntegnet.
- **Karplantene** varierer både med hensyn til diversitet og dekning. Variasjonen er tydeligst i de høyereliggende feltene der felt- og bunnsjiktet varierer fra særdeles artsrike ruter i de litt næringsrike og friskere utformingene til ganske artsfattige ruter i de tørrere åpne bestandene med stort innslag av dvergbjørk, lyng og lav. Dette gjør at det ikke er noen tydelig trend i artsdiversitet som funksjon av feltenes høydenivå i terrenget. Diversiteten er generelt høyere i ruter med stor grad av topografisk variasjon.
- **Mosene** varierer også med hensyn til diversitet og dekning i de forskjellige feltene, men det er ingen klar tendens til dominans av moser mot noen av endepunktene av høydegradienten. Dekningsgraden og diversiteten reduseres generelt både mot bestands-grensa for bjørk og mot de lavereliggende områdene. Et typisk mønster er at ruter med liten grad av mikrotopografisk variasjon har færre nisjer for konkurransesvake moser (spesielt levermoser) og følgelig lavere dekning og artsdiversitet enn ruter med variert topografi og åpne flekker med lav dekning av karplanter. Enkelte bratte



skrenter innen analyseflaten kan ha et betydelig antall levermoser.

- **Lavartene** i bjørkeskog har generelt sett sitt optimum i de tørre og høyereliggende utformingene. For de fleste artene vil trolig tyngdepunktet for artene ligge utenfor de vegetasjonsutformingene som er valgt i dette arbeidet; i alpine vegetasjonstyper. De tørre eksponerte rutene, nesten uten urter, kan være totalt dominert av reinlav/begerlav, mens de friskere, urterike rutene svært ofte er uten lavdekke eller har svært redusert lavdekke.

## 4.2 DCA-ordinasjon

DCA-ordinasjonen av smårutefrekvens-datasettet og prosentdekning-datasettet viste så stor grad av strukturell konformitet at vi for å forenkle resultatene kun har valgt å legge frekvensdatasettet til grunn for analyseringen.

**Figur 7** viser de 50 analyserutene posisjon (som er veiet middel av artsscorene) langs de to viktigste DCA-aksene. Førsteaksens gradientlengde er 3,20 SD-enheter og andreaksens er 2,02 (**tabell 4**). **Figur 8** angir hvilket felt hver av de 50 analyserutene tilhører. Rutene i felt 8 og 9 ligger lengst til høyre langs DCA-akse 1, mens feltene 3, 4, 5, 6, 7 og 10 ligger lengst til venstre. Disse feltene trekker også ut DCA-akse 2. Feltene 1 og 2 danner overgang mellom gruppene. Det er en viss grad av disjunktivitet mellom gruppen som utgjøres av feltene 8 og 9 og de resterende feltene.

**Figur 9** viser det tilsvarende artsordinasjonsplottet der posisjonen til artenes sentroider er angitt. Artene som er plassert til venstre i plottet karakteriserer de rutene som ligger til venstre i ruteplottet. Tilsvarende vil de artene som er plassert øverst/nederst til høyre i artsplottet karakterisere de rutene som er plassert øverst/nederst til høyre i ruteplottet.

**Tabell 4** viser de 4 DCA-aksenes egenverdier. Forholdet mellom egenverdiene og summen av alle ikke-kanoniske egenverdier (= total inertia) viser andel av variasjon forklart av DCA-aksene.

### Artenes mengdefordeling i DCA-ordinasjonen

**Figurene 10-73** viser arter med forekomst i 10 % av analyserutene eller mer, plottet inn i de respektive ruters posisjoner i ruteordinasjonsplottet (jf. **figur 7**). Fordelingen i ordinasjonsplottet, både i forhold til mengde (smårutefrekvens) og økologisk amplitude, gir informasjon om artenes økologiske preferanser og krav. Fordelingen er ulik for de forskjellige artene, men grupper av arter viser stor grad av sammenfallende mønstre (**figurene 74-81**). Artene kan grupperes i følgende typer:

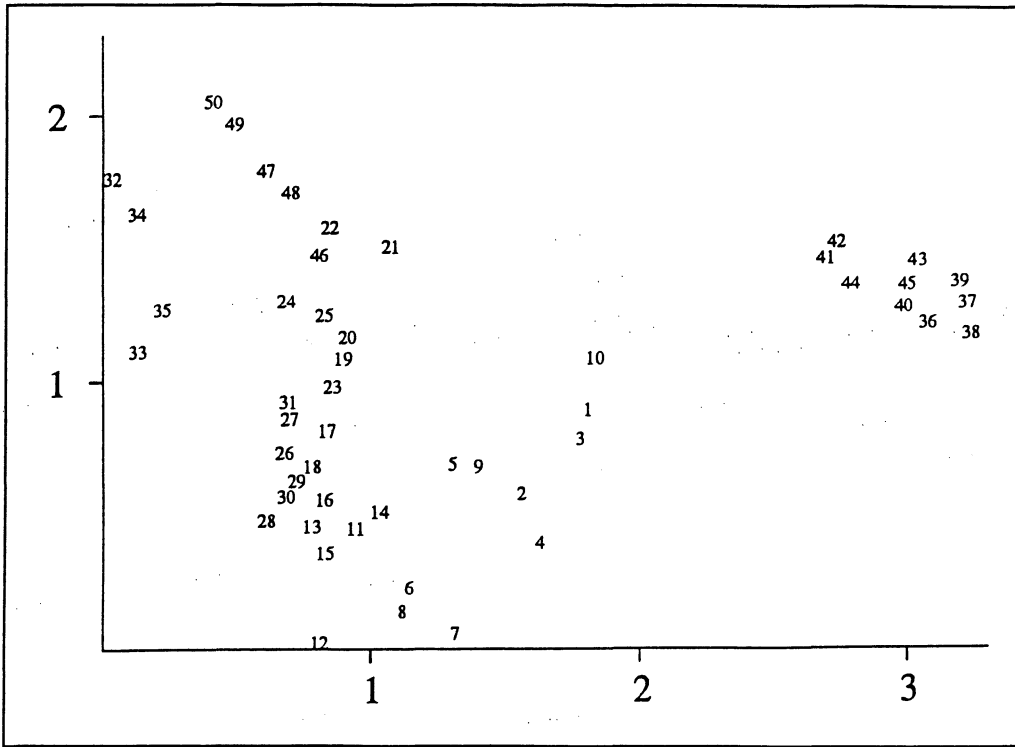
**Type 1:** Dette er en gruppe arter som finnes i hele materialet (svært vid økologisk amplitude) og høy smårutefre-

kvens i analyseruta (**figur 74**). Disse vil følgelig ha sitt optimum nær sentroiden i artsordinasjons-plottet (jf. **figur 9**). Samtlige arter av denne typen er listet opp her: *Vaccinium myrtillus* (**figur 14**), *V. vitis-idaea* (**figur 16**) *Solidago virgaurea* (**figur 35**), *Trientalis europaea* (**figur 37**), *Anthoxanthum odoratum* (**figur 40**) og fremfor alt *Deschampsia flexuosa* (**figur 43**). *Carex vaginata* har også en svært vid utbredelse i området, men finnes ikke i de tørreste, høyereliggende rutene. Noe liknende gjelder for *Empetrum hermaphroditum* (**figur 12**), men denne er ikke registrert i de friskeste, næringsrike, høyereliggende rutene. Av mosene er det i første rekke *Barbilophozia lycopodioides* (**figur 60**) som finnes i de fleste analyserutene, men også *Pleurozium schreberi* (**figur 54**) har en svært vid økologisk amplitude. Enkelte andre moser viser stor variasjonsbredde, men kan mangle eller ha betydelig redusert smårutefrekvens i flere av analyserutene. Ingen lavarter har tilnærmedesvis slik variasjonsbredde.

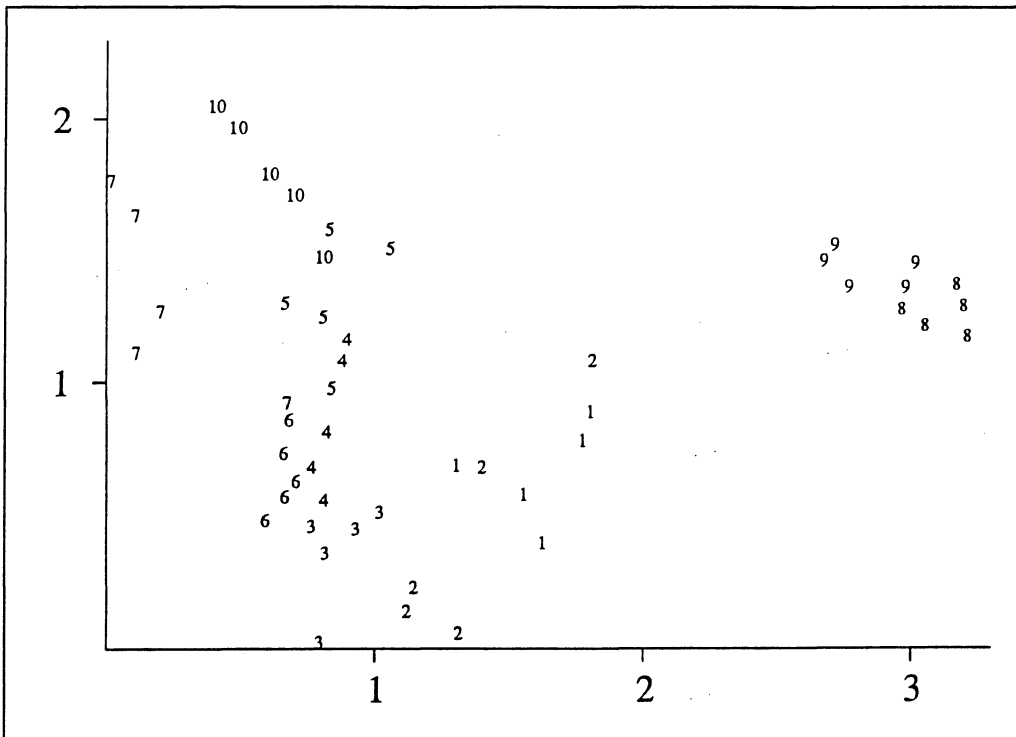
**Type 2:** Gruppen består av arter som har vid økologisk amplitude, men som mangler i høyre del av ordinasjonsplottet (**figur 75**). Disse artene har tyngdepunktet flyttet noe til høyre for sentroiden i artsordinasjonsplottet. En typisk representant er *Linnaea borealis* (**figur 25**). Av mosene er det spesielt *Hylocomium splendens* (**figur 52**) og *Polytrichum commune* (**figur 56**) som har slikt utbredelsesmønster.

**Type 3:** I denne typen finner vi arter med snevrere økologisk amplitude. Her er tyngdepunktet forskjøvet ytterligere til venstre i ordinasjonsdiagrammet (**figur 76**). Artene finnes med andre ord ikke i de friskere, rike utformingene i høyden og i de produktive, lavereliggende utformingene. Imidlertid spennes hele variasjonen ut langs andreaksen. Typiske representanter er *Pedicularis lapponica* (**figur 29**) og *Dicranum scoparium* (**figur 51**). Enkelte lavarter viser noe av det samme utbredelsesmønsteret, men har tyngdepunktet forskjøvet mot de mer tørre habitatene. Felles for *Cladina rangiferina* (**figur 64**), *Cladonia chlorophaea* (**figur 66**), *Cladonia ecmocyna* (**figur 67**) og *Nephroma arcticum* (**figur 72**) er at de ikke finnes i den nedre delen av ordinasjonsdiagrammet.

**Type 4:** Arter i denne kategorien har tyngdepunktet sterkt forskjøvet til høyre i ordinasjonen (**figur 77**). Flere av disse artene hadde sannsynligvis hatt sitt optimum (mode) i vegetasjonsutforminger plassert enda lengere til høyre dersom slike utforminger hadde inngått i undersøkelsen. Av arter i materialet, som finnes i de fleste ruter med plassering i intervallet > 2 SD-enheter langs DCA-akse 1, kan nevnes: *Alchemilla glabra* (**figur 17**), *Cerastium fontanum* (**figur 18**), *Gnaphalium norvegicum* (**figur 23**), *Myosotis decumbens* (**figur 28**), *Trollius europaeus* (**figur 38**) og *Poa alpigena* (**figur 46**). Urten *Saussurea alpina* (**figur 34**) og *Taraxacum sp.* (**figur 36**) samt bladmosarten *Mnium spinosum* (**figur 53**) viser samme fordeling, men avviker ved at én analyserute er lokalisert lenger til venstre i ordinasjonsplottet.



**Figur 7.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Aksene er skalert i SD-enheter. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Axes scaled in SD units.



**Figur 8.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2, analysefeltnummer er angitt. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2, macro-sample number is given

**Tabell 4.** Vegetasjonsanalyse, egenskaper ved ordinasjonsaksene.  $SD_{DCA}$  = gradientlengde målt i SD-enheter,  $e_{DCA}$  = egenverdi,  $e_{DCA}/Ti$  = egenverdi/total inertia (= aksens andel av forklart variasjon),  $Se_{DCA_n}/Ti$  = de n første aksenes andel av forklart variasjon. - Vegetation analysis, characteristics of ordination axes.  $SD_{DCA}$  = gradient length in SD units,  $e_{DCA}$  = eigenvalue,  $e_{DCA}/Ti$  = eigenvalue/total inertia (= variation explained by the axis),  $Se_{DCA_n}/Ti$  = variation explained by the first n axes.

DCA-akse DCA axis	$SD_{DCA}$	$e_{DCA}$	$e_{DCA}/Ti$	$Se_{DCA_n}/Ti$
1	3,20	0,542	21,8	21,8
2	2,02	0,136	5,4	27,2
3	1,67	0,091	3,7	30,9
4	1,47	0,066	2,7	33,6

**Type 5:** Gruppen består av arter med fordeling som likner type 4, men med tyngdepunktet forskjøvet lengere til venstre i ordinasjonsdiagrammet. Artene har en noe større økologisk amplitude og er utbredt langs hele områdets høydegradient (figur 78). Typiske arter er *Ranunculus acris* (figur 31), *Viola biflora* (figur 39) og *Poa pratensis* (figur 47).

**Type 6:** Gruppen består av arter med tyngdepunktet nær sentroiden i ordinasjonsdiagrammet. Artene finnes imidlertid ikke i de høyere liggende analyserutene, hverken i de tørreste eller de friskere, næringsrike (figur 79). Typiske representanter er *Comus suecica* (figur 19), *Equisetum pratense* (figur 20), *Gymnocarpium dryopteris* (figur 24) og *Luzula pilosa* (figur 45). Av kryptogamene er det kun bladmosearten *Brachythecium salebroum* (figur 49) som har denne utbredelsen.

**Type 7:** Gruppen omfatter arter med komplementær utbredelse i forhold til type 6. Dette er arter med tyngdepunkt i de høyere liggende områdene, og med relativt stor toleranse i forhold til plassering langs nærings- og fuktighetsgradienten (figur 80). En representant blandt karplantene er *Carex bigelowii* (figur 41), mens bladmosearten *Polytrichum juniperinum* (figur 57) er et eksempel blandt kryptogamene.

**Type 8:** Dette er arter med klar preferanse til de tørre, høyere liggende områdene. Disse er plassert til venstre i ordinasjonsplottet og har høye verdier langs andreaksen (figur 81). Av karplanter er det bare *Betula nana* (figur 10) som viser dette utbredelsesmønsteret. For mange lavarter derimot er dette typisk; *Cladina arbuscula coll.* (figur 63), *Cladonia bellidiflora* (figur 65), *C. gracilis* (figur 69) og *C. uncialis* (figur 71).

De fleste artene kan plasseres i en av disse 8 fordelingsstypene. Enkelte arter har en fordeling i overgangen

mellom typene og enkelte forekommer spredt utover langs ordinasjonsaksene. Disse faller følgelig noe utenfor disse mønstrene. Det er vanskelig å angi hvilket utbredelsesmønster som inkluderer flest arter av karplanter og moser, men for lavartene kan de fleste plasseres i typene 3, 8 eller overgangen mellom disse. Artsamplituden varierer noe fra art til art.

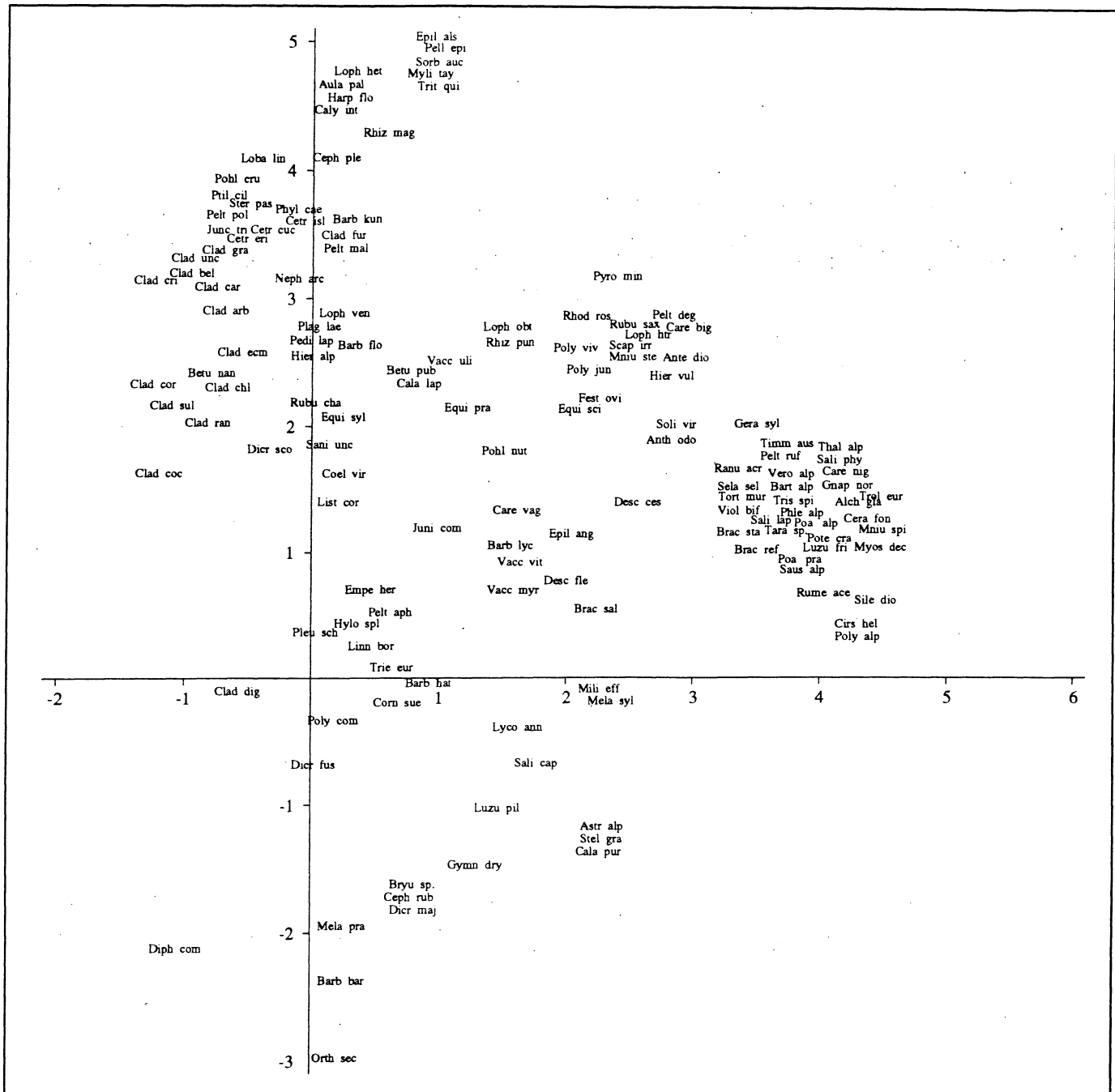
#### Artsdiversitet

Sju biotiske parametre er nyttet for å gi ytterligere informasjon om datasett-egenskaper og ordinasjonsdiagrammets struktur. Totalt antall arter (N-TOT), antall karplanter (N-VAS) og antall kryptogamer (N-BOT) er illustrert ved figurene 82-84. Kvadrater er koordinatfestet i DCA-ordinasjonsplottet, slik at den høyste diversiteten er angitt med sorte, store kvadrater, mens de gradvis blir hvite og mindre proporsjonalt med reduksjonen i diversitet. I dette materialet er det ingen klar tendens til at artsdiversiteten reduseres med høydenivået, dvs. mot bestandsgrensa for bjørk. Dette gjelder både for karplantene som gruppe og for kryptogamene. Dersom en dekomponerer kryptogamgruppen, vil antall moser (N-BRY) og antall lav (N-LIC) vise klart at artsdiversiteten hos moser (figur 85) i hovedsak følger den samme trenden som for karplanter, mens artsdiversiteten for lav (figur 86) viser en betydelig større grad av artsdiversitet i de høyere liggende, tørre habitatene.

Dekningsgraden for artene i feltsjiktet (CC) og bunnsjiktet (CD) viser betydelige forskjeller i mønstre. For feltsjiktartene øker dekningsgraden med økende verdier langs førsteaksen (figur 87), mens det motsatte er tilfelle for kryptogamene (figur 88). De forskjellige sjiktene dominans viser altså et temmelig komplementært bilde. Kendall-korrelasjoner mellom de fire DCA-aksene og de sju biotiske miljøvariablene er gitt i tabell 5.

DCA-akse 1 er signifikant korrelert, på 0,05 nivå, med fem av de sju biotiske parametrene. Best korrelert er antall karplanter (N VAS,  $\tau = 0,59$ ) og antall lav (N LIC,  $\tau = -0,57$ ). Da antall moser (N BRY,  $\tau = -0,03$ ) ikke er signifikant korrelert, vil bidraget fra lavartene føre til at antall arter i bunnsjiktet totalt (N BOT,  $\tau = -0,39$ ) viser klar negativ korrelasjon med DCA-akse 1. Dekningsgraden for bunnsjiktet er på samme måte signifikant negativt korrelert (CD,  $\tau = 0,33$ ), mens den for feltsjiktet er tilsvarende positivt korrelert (CC,  $\tau = 0,50$ ). Den store forskjellen i artsfordeling langs førsteaksen, der kryptogamer i bunnsjiktet avtar med økende verdier langs førsteaksen, mens karplantene øker gjør at det totale antall arter ikke er signifikant korrelert med DCA-akse 1 (N TOT  $\tau = -0,12$ )

DCA-akse 2 er derimot positivt korrelert med det totale antall karplanter (N TOT,  $\tau = 0,43$ ). Dette kan delvis forklares ved den tydelige, signifikante, positive korrelasjonen med antallet av lav (N LIC,  $\tau = -0,39$ ), samtidig som både karplanter og moser også viser ikke-signifikant, positiv korrelasjon.



Figur 9. DCA artsordinasjon, aksene 1 og 2. Aksene er skalert i SD-enheter. - DCA species ordination, axes 1 and 2. Axes scaled in SD units.

**Tabell 5.** Kendall rangkorrelasjoner mellom rutenes DCA-verdier og 7 biotiske miljøvariabler. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynlighet (nedre verdier) er angitt. Forkortelser er forklart i vedlegg 2. - Kendall rank correlations between sample plot scores relative to ordination axes and the 7 biotic environmental variables. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
n TOT	,1216 ,2207	,4282 ,0000	,0267 ,7884	,0583 ,5571
n VAS	,5941 ,0000	,1439 ,1489	-,1138 ,2538	-,1104 ,2680
n BOT	-,3852 ,0001	,3801 ,0002	,1200 ,2324	,1132 ,2598
n BRY	-,0317 ,7590	,1145 ,2680	-,0599 ,5623	-,1867 ,0708
n LIC	-,5655 ,0000	,3937 ,0002	,1626 ,1234	,2865 ,0067
CC	,4988 ,0000	-,1356 ,1804	-,1117 ,2698	-,1202 ,2349
CD	-,3262 ,0012	,0771 ,4439	,1788 ,0759	,3347 ,0009

DCA-akse 3 er ikke signifikant korrelert med noen av de biotiske miljøparametrene.

DCA-akse 4 er kun signifikant korrelert med antall lav (N LIC,  $\tau = 0,29$ ) og dekningsgraden i bunnsjiktet CD,  $\tau = 0,33$ ).

### 4.3 Miljøparametre

Rutenes middel-, maksimum- og minimumverdi og standardavvik er vist for tjudefem fysiske miljøparametre (tabell 6) for å angi status for de 50 analyserutene. Tilsvarende tabeller er gitt for 14 kjemiske humusparametre (tabell 7) og 7 biotiske parametre (tabell 8).

**Tabell 6.** Informasjon om de 24 fysiske miljøvariablene i 50 analyseruter. Forkortelser er forklart i vedlegg 2. - Information of the 24 physical environmental variables in 50 sample plots. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

Variabel Variable	Middel Mean	Maksimum Maximum	Minimum Minimum	SD SD
MA Asl	537,50	615,00	385,00	74,58
MA Slo	14,80	28,00	1,00	6,29
MA Asp	303,00	370,00	250,00	24,28
MA Ter	0,39	2,00	-1,00	0,97
MA Une	2,58	5,00	1,00	0,88
ME Slo	15,58	34,00	2,00	7,29
ME Asp	303,88	384,00	220,00	30,62
ME Ter	-0,27	2,00	-2,00	1,08
ME Une	2,25	5,00	1,00	1,02
Smi	10,79	65,00	1,00	12,84
Sme	37,84	65,00	5,00	19,89
Sma	64,60	65,00	45,00	2,83
Mmi	16,55	50,00	6,80	9,51
Mme	24,06	70,20	10,60	13,15
Mma	32,07	99,80	15,30	20,19
%RH0	71,35	79,70	58,00	5,53
Temp0	15,71	21,80	13,40	1,66
Dew0	10,52	13,30	7,80	1,17
%RH40	61,10	73,40	54,40	3,78
Temp40	15,45	17,40	13,60	0,90
Dew40	7,84	10,90	5,90	0,80
CL	41,64	80,00	3,00	25,20
CR	1,14	2,00	1,00	0,38
CBP	3,00	10,00	1,00	3,94

**Tabell 7.** Informasjon om de 14 kjemiske miljøvariablene i 50 analyseruter. - Information of the 14 chemical environmental variables in 50 sample plots.

Variabel Variable	Middel Mean	Maksimum Maximum	Minimum Minimum	SD SD
pH	4,78	5,70	4,10	0,53
P-Al	22,95	37,00	8,70	6,70
tot N	1,69	2,37	1,16	0,23
H	4,05	12,20	0,10	2,75
K	2,46	4,62	0,98	0,75
Mg	7,80	12,30	3,57	2,41
Ca	31,41	70,40	10,20	15,96
Na	0,86	2,09	0,26	0,40
Al	44,06	175,00	12,00	40,32
Fe	18,53	86,60	10,00	15,84
Mn	319,89	720,00	23,10	212,45
Zn	27,94	94,40	4,00	23,49
P	212,06	384,00	31,40	90,54
S	125,66	197,00	71,60	31,56

**Tabell 8.** Informasjon om 7 biotiske variabler i 50 analyseruter. Forkortelser er forklart i vedlegg 2. - Information of 7 biotic variables in 50 sample plots. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

Variabel	Frekvens	Middel	Maksimum	Minimum	SD
Variable	Frequency	Mean	Maximum	Minimum	SD
N-TOT	100,00	26,58	44,00	14,00	7,38
N-VAS	100,00	16,78	27,00	6,00	5,66
N-BOT	100,00	9,66	24,00	3,00	5,21
xN-BRY	100,00	6,94	18,00	3,00	2,93
xN-LIC	58,00	4,72	17,00	1,00	4,55
CC	100,00	77,16	97,00	40,00	15,15
CD	100,00	50,18	90,00	1,00	25,71

#### Fysiske- og kjemiske miljøparametre

Forskjeller i verdier for de 24 fysiske miljøparametrene er gitt i **figurene 89-112**. Kvadrater er koordinatfestet i DCA-ordinasjonsplottet, slik at de høysete hverdiene er angitt med sorte, store symboler, som gradvis blir hvite og mindre, proporsjonalt med reduksjonen av parameterverdier. På tilsvarende måte illustrerer **figurene 113-126** fordelingsmønsteret for 14 kjemiske humusparametre.

## 4.4 Korrelasjoner mellom DCA-akser og fysiske miljøparametre

Kendall-korrelasjoner mellom de fire DCA-aksene og 24 målte miljøvariabler er gitt i **tabell 9**.

DCA-akse 1 er signifikant korrelert, på 0,05-nivå eller lavere, med kun tre av de målte parametrene: Best korrelert er lufttemperaturen på bakkenivå (Temp 0,  $\tau = -0,34$ ) og lufttemperaturen i toppen av feltsjiktet (Temp 40,  $\tau = -0,22$ ). Der etter kommer median jorddybde (Sme,  $\tau = 0,20$ ). Ingen andre fysiske parametre gir noe vesentlig informasjon til forklaringen av DCA-akse 1.

DCA-akse 2 er imidlertid klart positivt, signifikant korrelert med analyserutenes høydenivå (MA Asl,  $\tau = 0,63$ ). Denne høydegradienten er igjen korrelert med et sett av andre parametre. Andreaksen er derfor også signifikant korrelert med prosent dekning av bart fjell (CR,  $\tau = 0,42$ ), minimumsverdiene av målt jorddybde (Smi,  $\tau = -0,32$ ), makrorutas hellning (MA slo,  $\tau = 0,30$ ), doggpunkt på bakkenivå (Dew 0,  $\tau = -0,26$ ) og menden strø registrert i analyseruta (CL,  $\tau = 0,22$ ).

DCA-aksen 3 og 4 skiller seg fra de andre aksene ved at de er signifikant korrelert med en rekke parametre som er med

på å karakterisere landskapet på fin skala (makrorute- og mesorutenivå) (jf. **tabell 9**).

## 4.5 Korrelasjoner mellom DCA-akser og kjemiske humusparametre

Kendall-korrelasjoner mellom de fire DCA-aksene og 14 kjemiske humusparametre er gitt i **tabell 10**.

DCA-akse 1 er signifikant korrelert, på 0,05 nivå eller lavere, med 10 av de 14 kjemiske humusparametrene. Best korrelert er Ca, pH og utbyttbart H (der  $\tau$  er henholdsvis 0,64, 0,58 og -0,54). Foruten Na er de andre basekationene også sterkt positivt korrelert med førsteaksen. Makronæringsstoffene Mn, Mg og K har  $\tau$ -verdier på henholdsvis 0,44, 0,36 og 0,20. For utbyttbart Al og tungmetaller er korrelasjonene signifikant negative ( $\tau$ -verdiene for Zn, Fe og Al er henholdsvis -0,40, -0,40, og -0,34). Svovel er signifikant positivt korrelert ( $\tau = 0,33$ ).

DCA-akse 2 avviker fra DCA-akse 1 ved å være signifikant negativt korrelert med total-fosfor og utbyttbar fosfor ( $\tau$  henholdsvis -0,35 og 0,20). Verdier på henholdsvis 0,24 og 0,23. Total-N er også positivt korrelert med DCA-akse 1 ( $\tau = 0,22$ ).

DCA-aksene 3 og 4 er ikke korrelert med andre parametre enn de som forklarer DCA-aksene 1 og 2, med unntak av Na som er negativt korrelert med DCA-akse 4 ( $\tau = -0,23$ ). Disse aksene avdekker ikke vesentlig ny informasjon om områdets struktur.

## 4.6 LNMDS-ordinasjon

Det samme frekvensdatasettet som ble benyttet i DCA-ordinasjonen ble også behandlet ved hjelp av LNMDS. Resultatet av ordinasjonsanalysene viste at det var en stor grad av strukturell konformitet ved de to analysemetodene. Et todimensjonalt LNMDS-ordinasjonsplott (**Figur 127**) viser at analyserutene 36-45 (felt 8 og 9) på samme måte som ved DCA-ordinasjonen kommer ut som en disjunkt gruppe. Likeledes er analyserutene 31-35 (felt 7) og 46-50 (felt 10) plassert lengst til venstre og med høye verdier langs andreaksen, mens analyserutene 1-10 (feltene 1 og 2) ligger mer sentralt og med lave verdier langs andreaksen. Rutene 11-30 (feltene 3, 4, 5 og 6) ligger både i DCA- og LNMDS-plottene temmelig identisk plassert, sentralt i ordinasjonsplottet. Resultatet av 100 iterasjoner viste at metodens stress, dvs. kvadratroten av residual kvadratsum dividert på total sum av kvadererte distanser (jf. Kruskal 1964a), var 0,11. Dette indikerer at det todimensjonale plottet gir en brukbar representasjon av punktfordelingen (jf. Clarke 1991).

**Tabell 9.** Kendall rangkorrelasjoner mellom rutenes DCA-verdier og 24 miljøvariabler. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynlighet (nedre verdier) er angitt. Forkortelser er forklart i vedlegg 2. - Kendall rank correlations between sample plot scores relative to ordination axes and the 28 environmental variables. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4		DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
MA Asl	-,1821 ,0767	,6300 ,0000	,1176 ,2529	,2884 ,0051	Mmi	-,0074 ,9400	,0957 ,3277	-,2494 ,0107	-,0352 ,7190
MA Slo	-,0094 ,9261	,2984 ,0032	,2060 ,0421	,1052 ,2995	Mme	-,0810 ,6098	-,0074 ,7190	-,1007 ,3981	-,0974 ,1299
MA Asp	-,0633 ,5543	,1583 ,1393	-,3008 ,0050	,2315 ,0306	Mma	-,0499 ,6098	-,0352 ,7190	-,0827 ,3981	-,1481 ,1299
MA Ter	-,1659 ,1410	-,0032 ,9773	,0674 ,5496	,1808 ,1085	RH0	,1752 ,9533	-,0753 ,4666	-,1359 ,0598	-,2947 ,3359
MA Une	-,0194 ,8606	-,1402 ,2055	,2549 ,0214	-,2917 ,0085	Temp0	-,3435 ,0005	-,0980 ,3191	,0288 ,7695	,2430 ,0135
ME Slo	,0153 ,8796	,0983 ,3289	,2764 ,0061	-,0136 ,8929	Dew0	-,1869 ,0584	-,2613 ,0081	-,0910 ,3569	-,0893 ,3657
ME Asp	-,0245 ,8157	,1284 ,2229	-,2209 ,0360	,2134 ,0428	RH0	-,0057 ,9533	,0713 ,4666	,1843 ,0598	-,0942 ,3359
ME Ter	-,1017 ,3573	,1373 ,2141	-,0010 ,9929	,1807 ,1019	Temp40	-,2240 ,0237	-,2439 ,0138	-,0133 ,8933	,1062 ,2834
ME Une	-,0208 ,8473	-,1627 ,1321	,2025 ,0610	-,2044 ,0586	Dew40	-,1565 ,1165	-,0159 ,8733	,2001 ,0449	,0511 ,6086
Smi	,1805 ,0720	-,3188 ,0015	-,1855 ,0644	-,2007 ,0454	Strø	,0717 ,4856	,2168 ,0350	-,0682 ,5072	-,1784 ,0828
Sme	,2042 ,0403	-,1289 ,1955	,0351 ,7240	,0033 ,9732	Fjell	-,0929 ,4263	,4289 ,0002	,1190 ,3082	,3539 ,0025
Sma	,0531 ,6524	-,1347 ,2529	-,0857 ,4669	-,1592 ,1766	Barmark	-,1688 ,1688	-,1050 ,1050	-,0338 ,0338	,0638 ,0638

**Tabell 10.** Kendall rangkorrelasjoner mellom rutenes DCA-verdier og 14 kjemiske miljøvariabler. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynlighet (nedre verdier) er angitt. - Kendall rank correlations between sample plot scores relative to ordination axes and the 14 chemical variables. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
pH	,5814 ,0000	,1071 ,2887	-,2856 ,0047	-,1904 ,0593
P-AL	,1294 ,1934	-,3498 ,0004	-,0726 ,4654	-,4383 ,0000
tot N	,1678 ,0877	,0806 ,4120	-,1267 ,1973	-,1251 ,2032
H	-,5372 ,0000	-,1380 ,1597	,1462 ,1362	,0591 ,5467
K	,2023 ,0388	-,2891 ,0031	-,0450 ,6454	-,2891 ,0031
Mg	,3596 ,0002	-,1455 ,1365	-,2370 ,0153	-,4234 ,0000
Ca	,6359 ,0000	,1820 ,0621	-,2049 ,0358	-,1657 ,0895
Na	,1405 ,1502	-,1013 ,2996	-,1241 ,2035	-,2270 ,0200
Al	-,3387 ,0005	,1636 ,0943	,1636 ,0943	,3223 ,0010
Fe	-,3997 ,0002	,0458 ,6700	,0885 ,4100	,2675 ,0127
Mn	,4351 ,0000	-,1363 ,1624	-,1151 ,2382	-,2196 ,024
Zn	-,4000 ,0001	-,3496 ,0005	,2420 ,0152	,0723 ,4685
P	,0589 ,5469	-,3288 ,0008	-,0311 ,7505	-,3861 ,0001
S	,3277 ,0008	-,0885 ,3661	-,0492 ,6156	-,2671 ,0064

## 4.7 Klassifikasjon

Resultatet av klassifikasjonen av frekvensdatasettet fra Dividalen er angitt i et dendrogram (figur 128). Her vises det klart at analyserutene 36-45 (felt 8 og 9) har liten floristisk likhet med de øvrige analyserutene. Bray-Curtis likheten er kun 0.26 mellom disse rutene og resten. Den neste gruppen som skiller ut i materialet er analyserutene 32-35 og 46-50 (henholdsvis i felt 7 og felt 10). Som dendrogrammet viser er likheten mellom rute 31 og de resterende rutene i felt 7 mindre enn likheten mellom rute 31 og rutene i feltene 1, 3, 4, 5 og 6. Spesielt er likheten størst mellom rute 31 og rutene 26-30 (felt 6). Dette stemmer svært bra med resultatene fra DCA- og LNMDS-ordinasjonene, der nettopp rute 31 ligger intermediert mellom rutene i felt 6 og felt 7, noe nærmere felt 6.

## 4.8 Direkte gradientanalyser, CCA-ordinasjon

Direkte gradientanalyser, basert på reskalerte hybrid-CCA-ordinasjoner, ble kjørt på smårutefrekvens-datasettet mot et utvalg på 15 fysiske miljøparametre og 13 kjemiske humusparametre. Resultatene er gitt i Tabell 11 og viser parametrenes gradientlengde, egenverdi og forklaringsandel av vegetasjonsstrukturen (egenverdi dividert på total inertia) for den kanoniske aksene og for den første ikke-kanoniske residual-aksen.

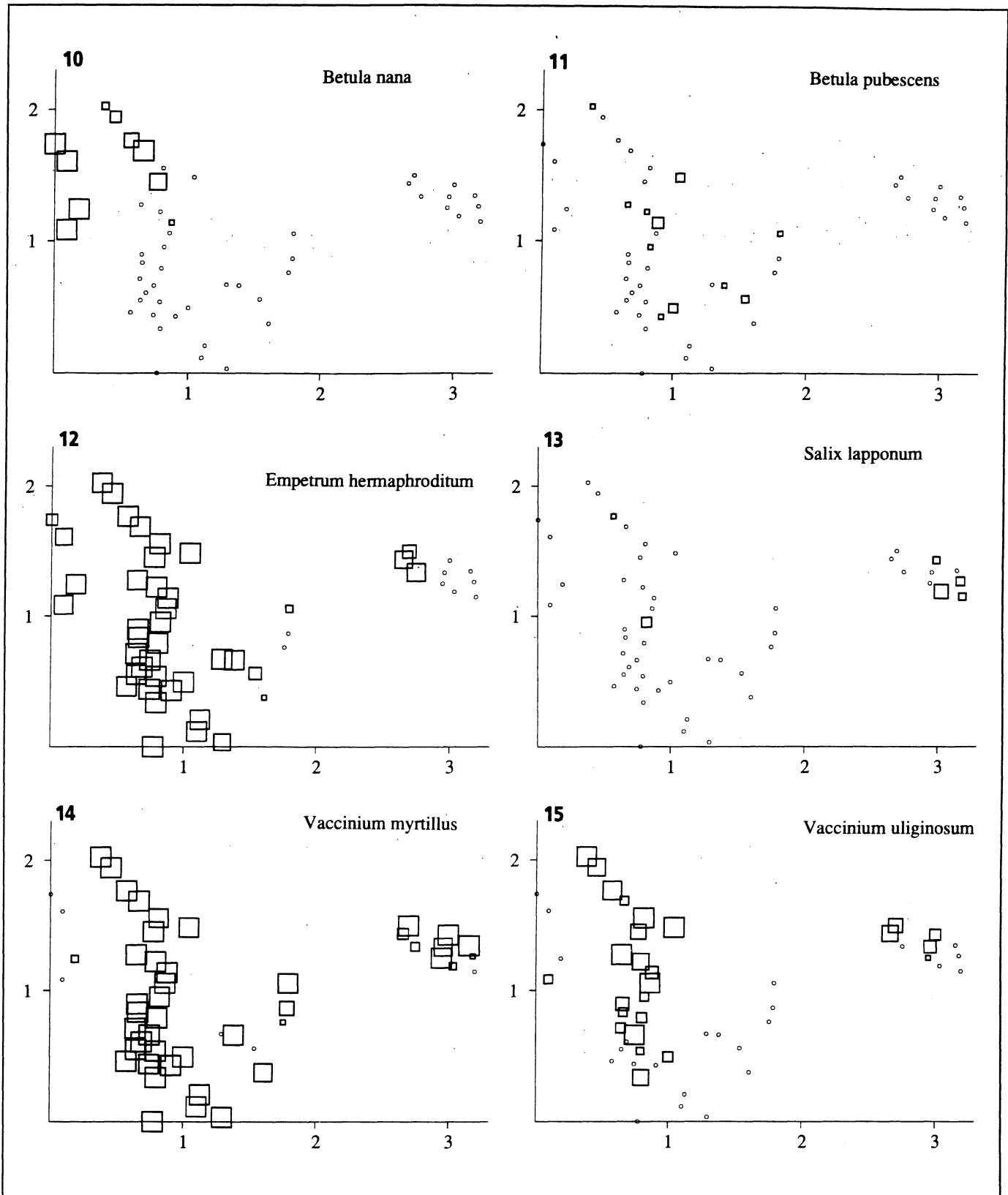
Følgende sju fysiske variable forklarer mer enn 5 % av variasjonsstrukturen i materialet; analyserutenes plassering langs en høydegradient (MA Alt 12,2 %), maksimal jordfuktighet (Mma 7,3 %), median jordfuktighet (Mme 7,0 %), temperaturen i øvre del av feltsjiktet, 40 cm over bakkenivå (Temp40 6,0 %), temperaturen i bunnsjiktet (Temp0 6,5 %), minimum jordfuktighet (Mmi 6,0 %) og relativ humiditet i bunnsjiktet (% RH0 5,3 %).

I alt 12 av 14 kjemiske humusparametre forklarer mer enn 5 % av variasjonen; Ca (15,7 %), pH (14,3 %), Zn (13,0 %), H (12,4 %), Mn (11,1 %), Mg (10,2 %), Al (8,3 %), S (7,7 %), K (6,6 %), Na (6,6 %), Fe (6,3 %), P-AL (6,3 %).

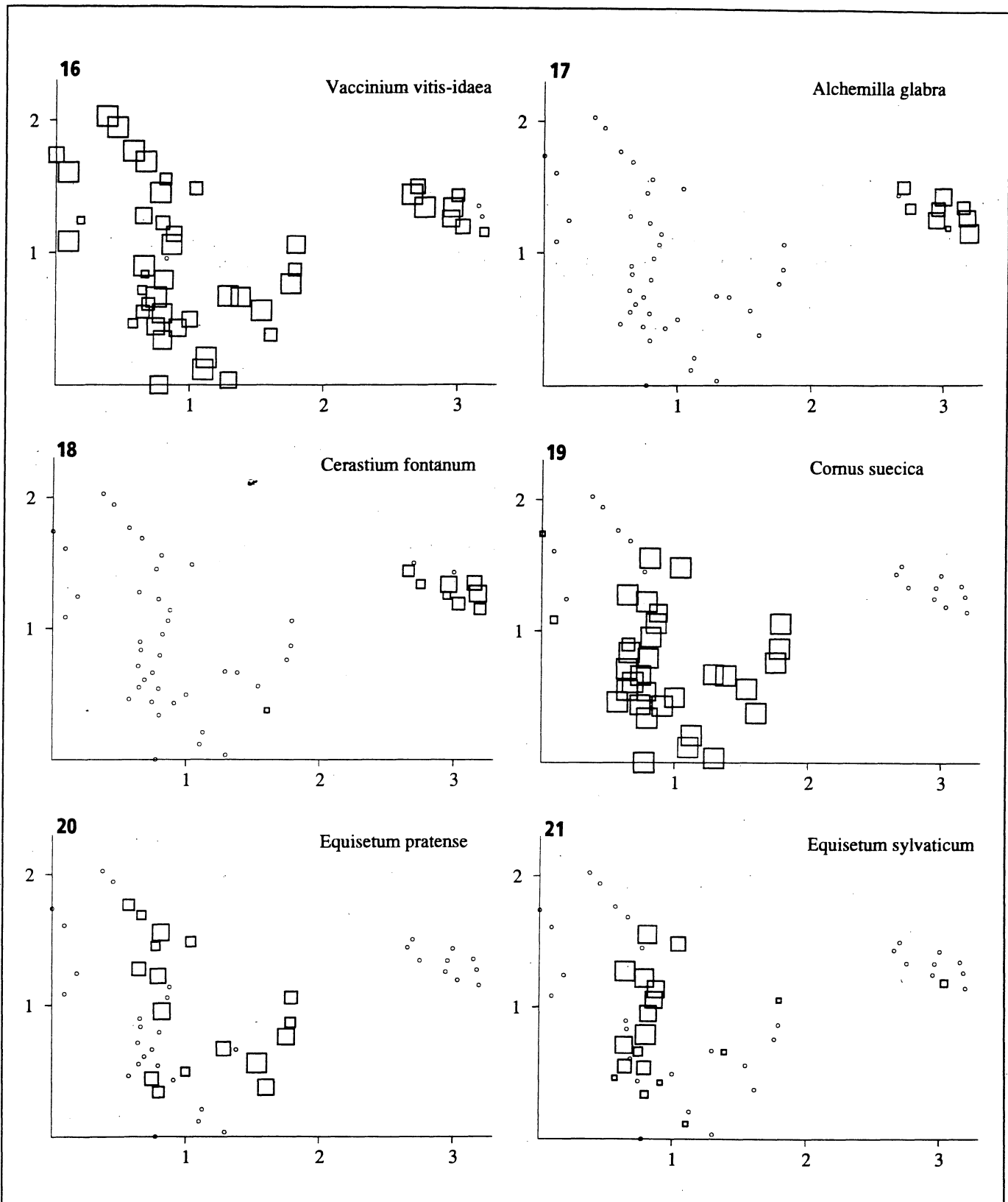


**Tabell 11.** Direkte gradientanalyser, egenskaper ved ordinasjonsaksene.  $SD_{CCA}$  = gradientlengde for CCA-akse målt i SD-enheter,  $SD_{RES1}$  = gradientlengde for første residualakse målt i SD-enheter,  $e_{CCA}$  = egenverdi for CCA-akse,  $e_{RES1}$  = egenverdi for første residual-akse,  $e_{CCA/Ti}$  = egenverdi for CCA-akse/total inertia (= aksens andel av forklart variasjon). Forkortelser er forklart i vedlegg 2. - Direct gradient analyses, characteristics of ordination axes.  $SD_{CCA}$  = gradient length of canonical axis in SD units,  $SD_{RES1}$  = gradient length of residual axis in SD units,  $e_{CCA}$  = eigenvalue of canonical axis,  $e_{RES1}$  = eigenvalue of residual axis,  $e_{CCA/Ti}$  = eigenvalue of canonical axis/total inertia (= variation explained by canonical axis). Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

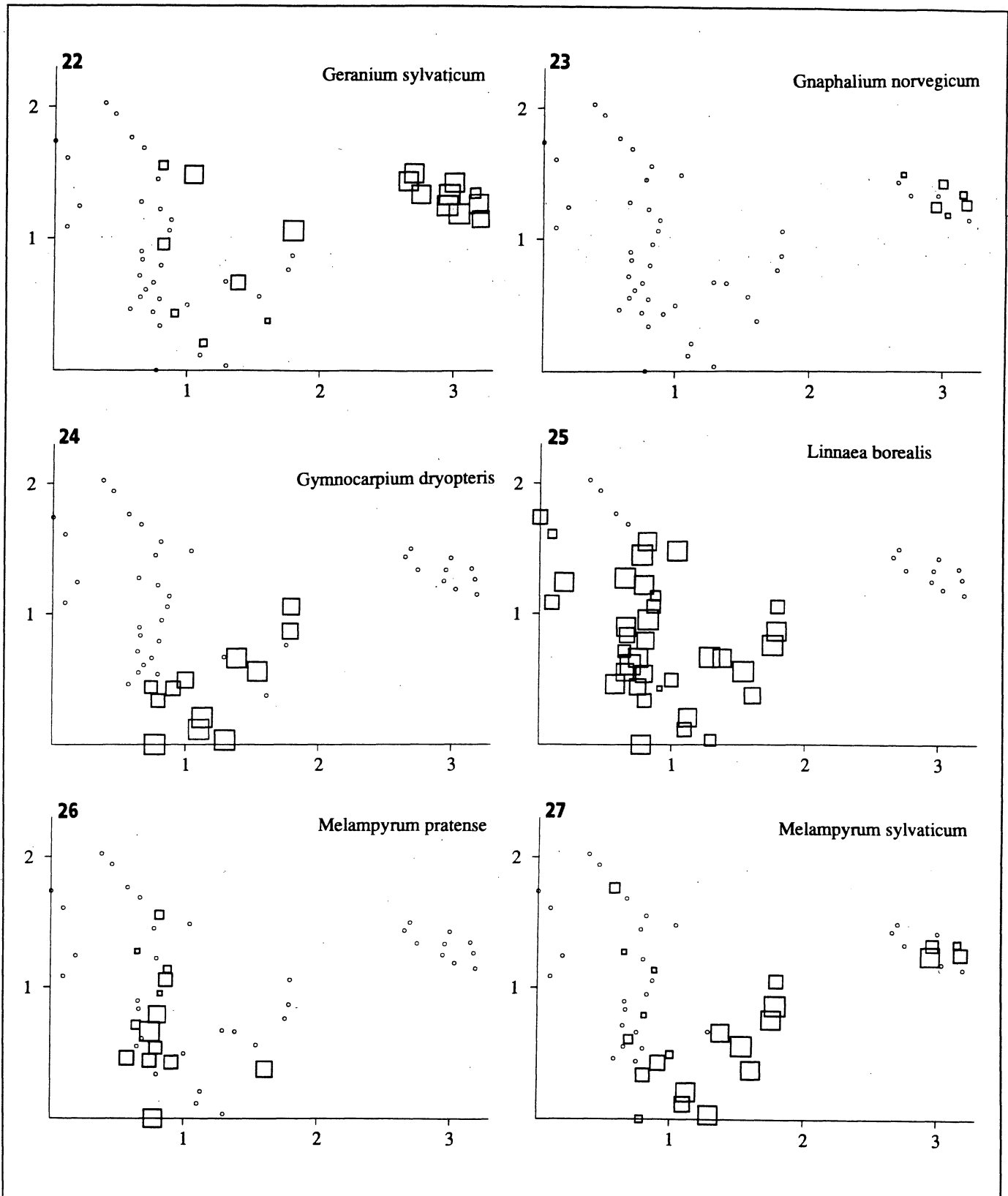
Variabel Variable	$SD_{CCA}$	$SD_{RES1}$	$e_{CCA}$	$e_{RES1}$	$e_{CCA/Ti}$
MA Alt	1,977	3,172	0,302	0,355	12,2
MA Ter	0,783	3,191	0,054	0,510	2,2
MA Une	1,503	3,329	0,105	0,515	4,2
ME Ter	1,133	3,266	0,058	0,531	2,1
ME Une	1,351	3,295	0,086	0,524	3,4
Smi	1,942	3,313	0,118	0,518	4,8
Sme	0,929	2,887	0,087	0,364	3,5
Mmi	1,790	3,273	0,149	0,469	6,0
Mme	1,944	3,315	0,175	0,487	7,0
Mma	1,810	3,395	0,181	0,500	7,3
%RHO	1,451	2,595	0,133	0,466	5,3
Temp0	2,085	2,742	0,161	0,407	6,5
%RH40	1,236	3,280	0,064	0,437	2,6
Temp40	1,842	3,174	0,173	0,361	7,0
pH	2,137	2,554	0,356	0,306	14,3
P-Al	1,736	2,592	0,156	0,459	6,3
tot N	1,843	3,222	0,116	0,374	4,7
H	2,527	2,485	0,308	0,323	12,4
K	1,874	2,664	0,164	0,470	6,6
Mg	1,932	2,698	0,255	0,427	10,2
Ca	2,924	2,087	0,389	0,239	15,7
Na	1,740	2,685	0,163	0,443	6,6
Al	1,772	2,716	0,206	0,338	8,3
Fe	1,608	2,766	0,156	0,439	6,3
Mn	2,278	2,802	0,277	0,340	11,1
Zn	1,915	2,693	0,323	0,299	13,0
P	1,627	3,226	0,116	0,500	4,7
S	1,804	2,744	0,190	0,396	7,7



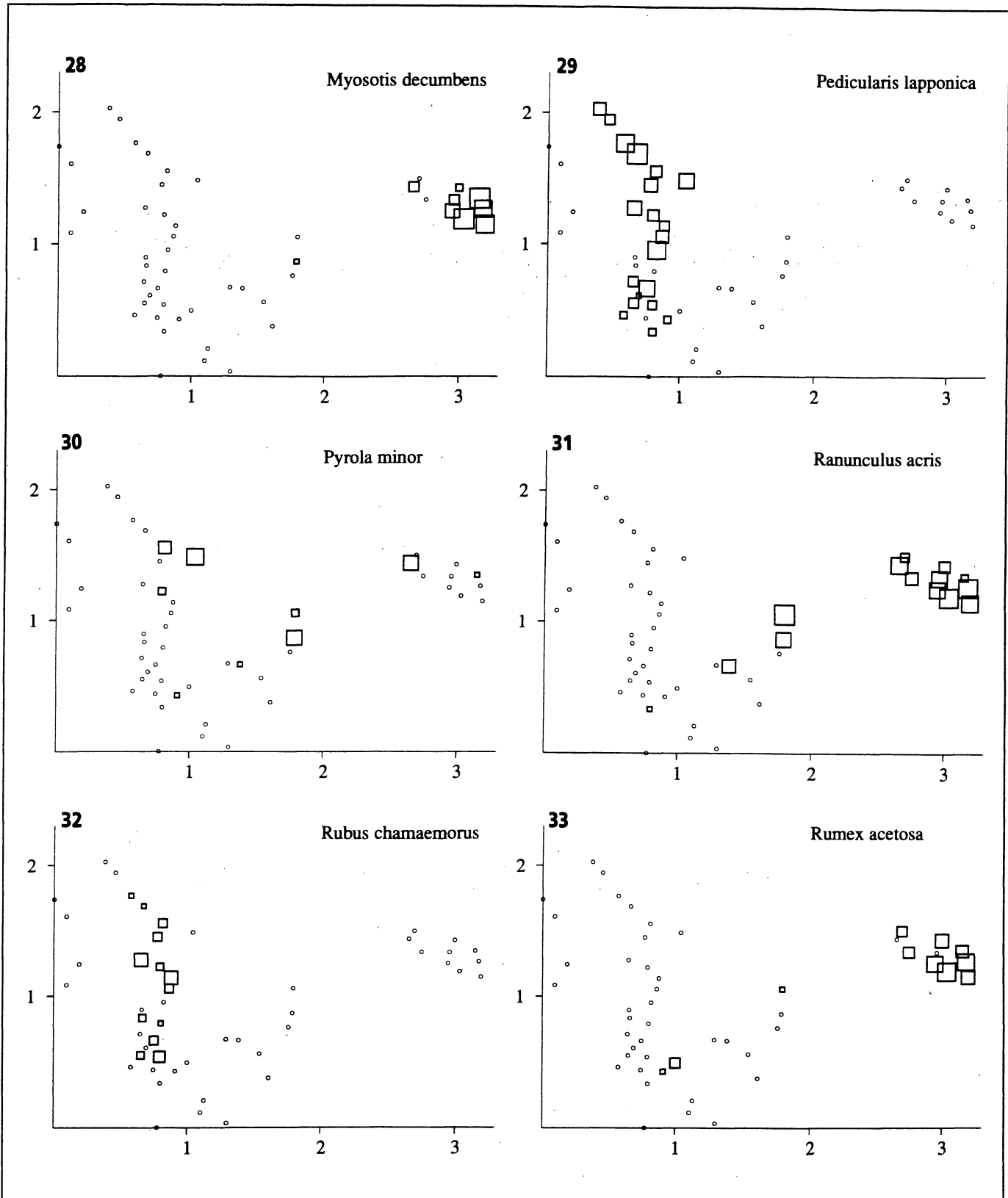
**Figurene 10-15.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



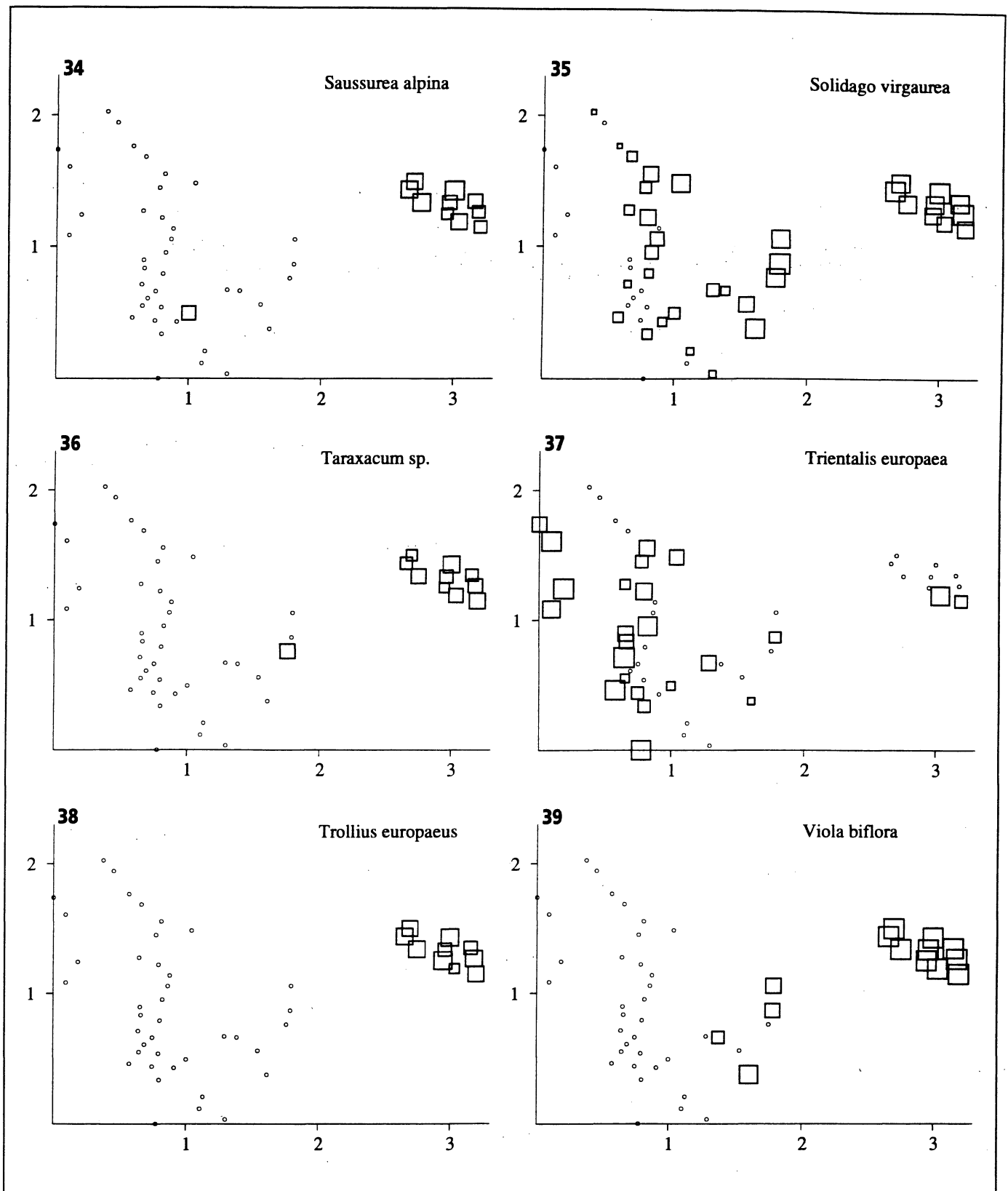
**Figurene 16-21.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



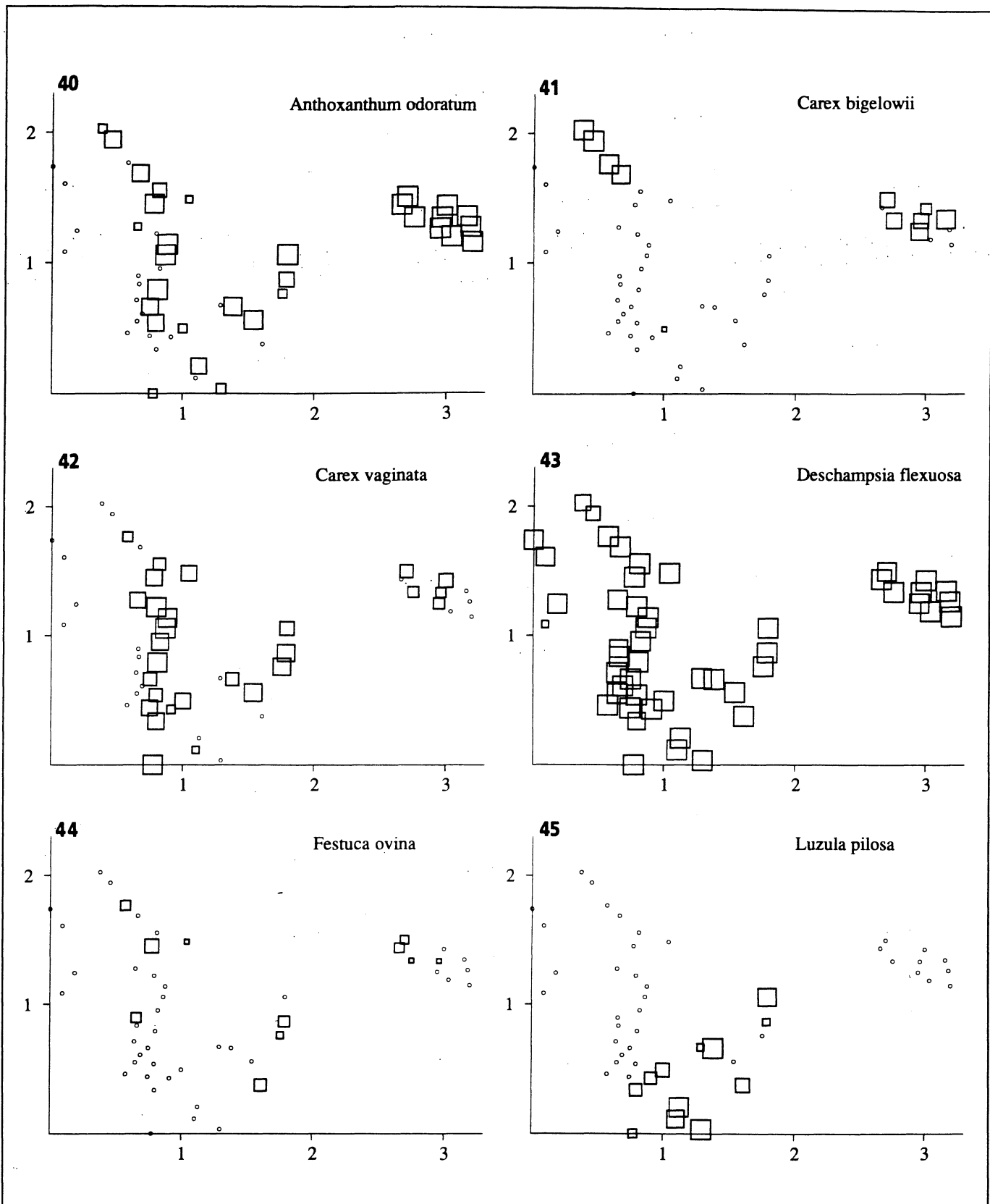
Figurene 22-27. DCA-ordinasjon av 50 analysesruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analysesrutens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



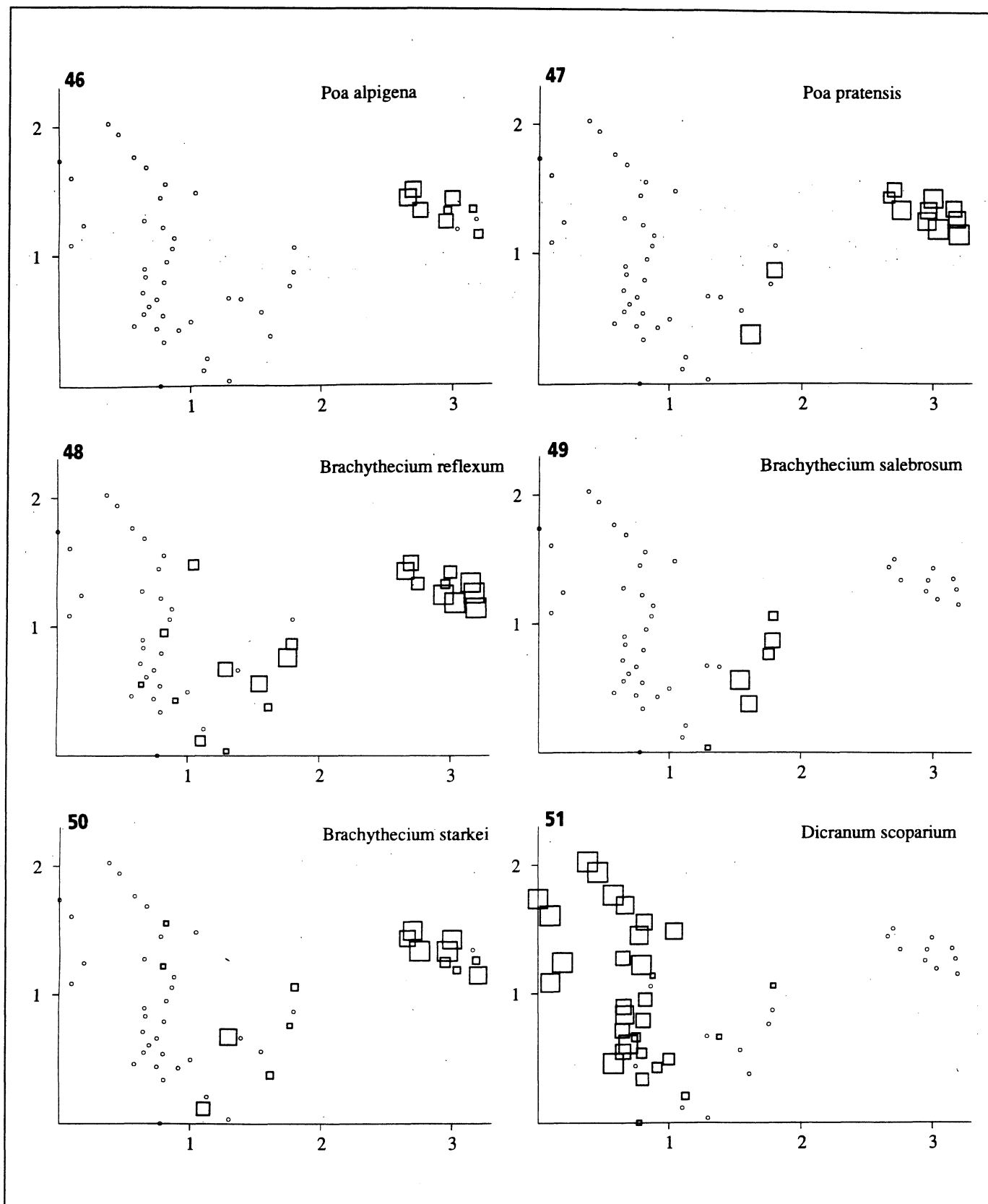
**Figurene 28-33.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



Figurene 34-39. DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonalt med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.

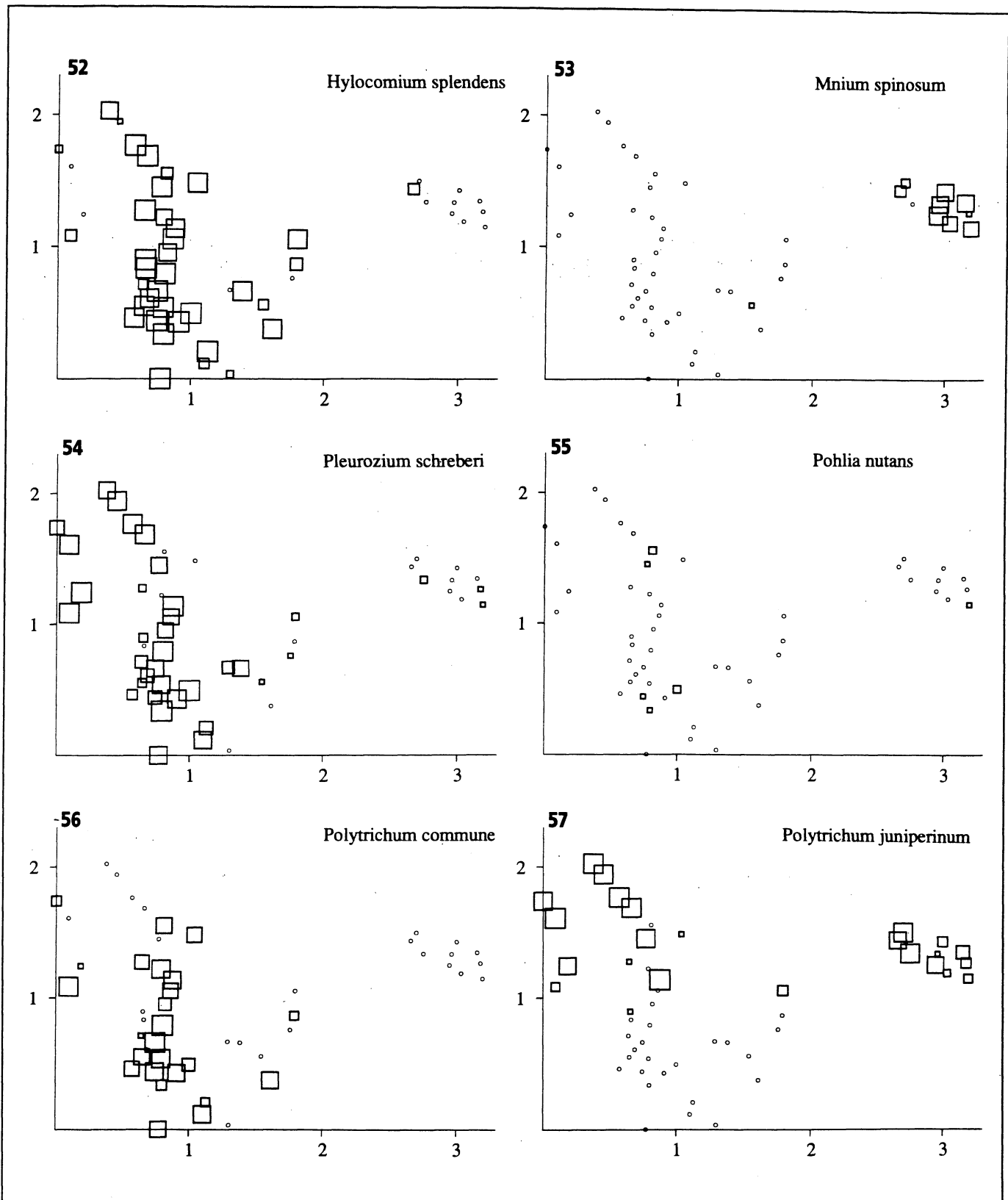


**Figurene 40-45.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutens plasseringer. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.

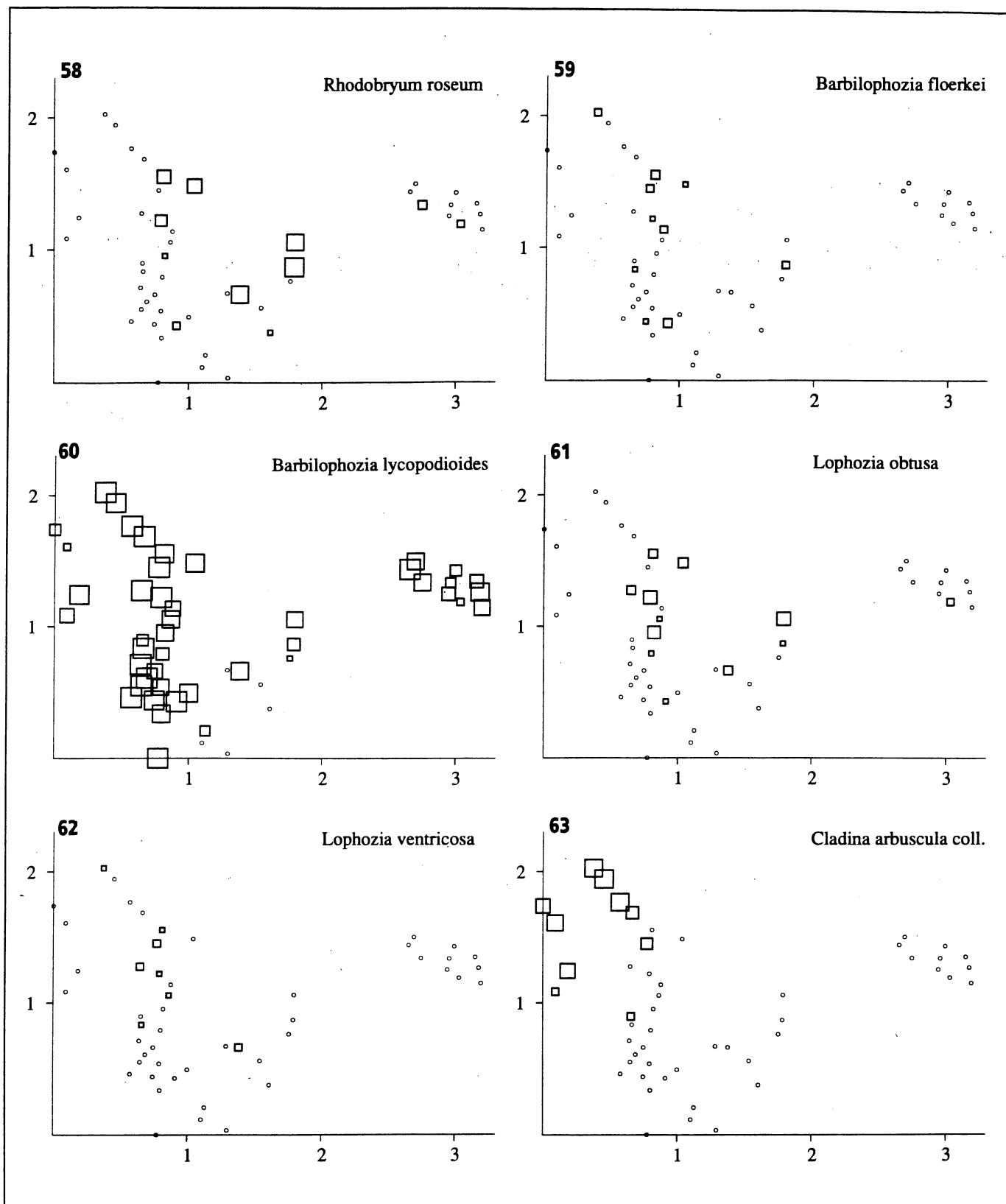


**Figurene 46-51.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.

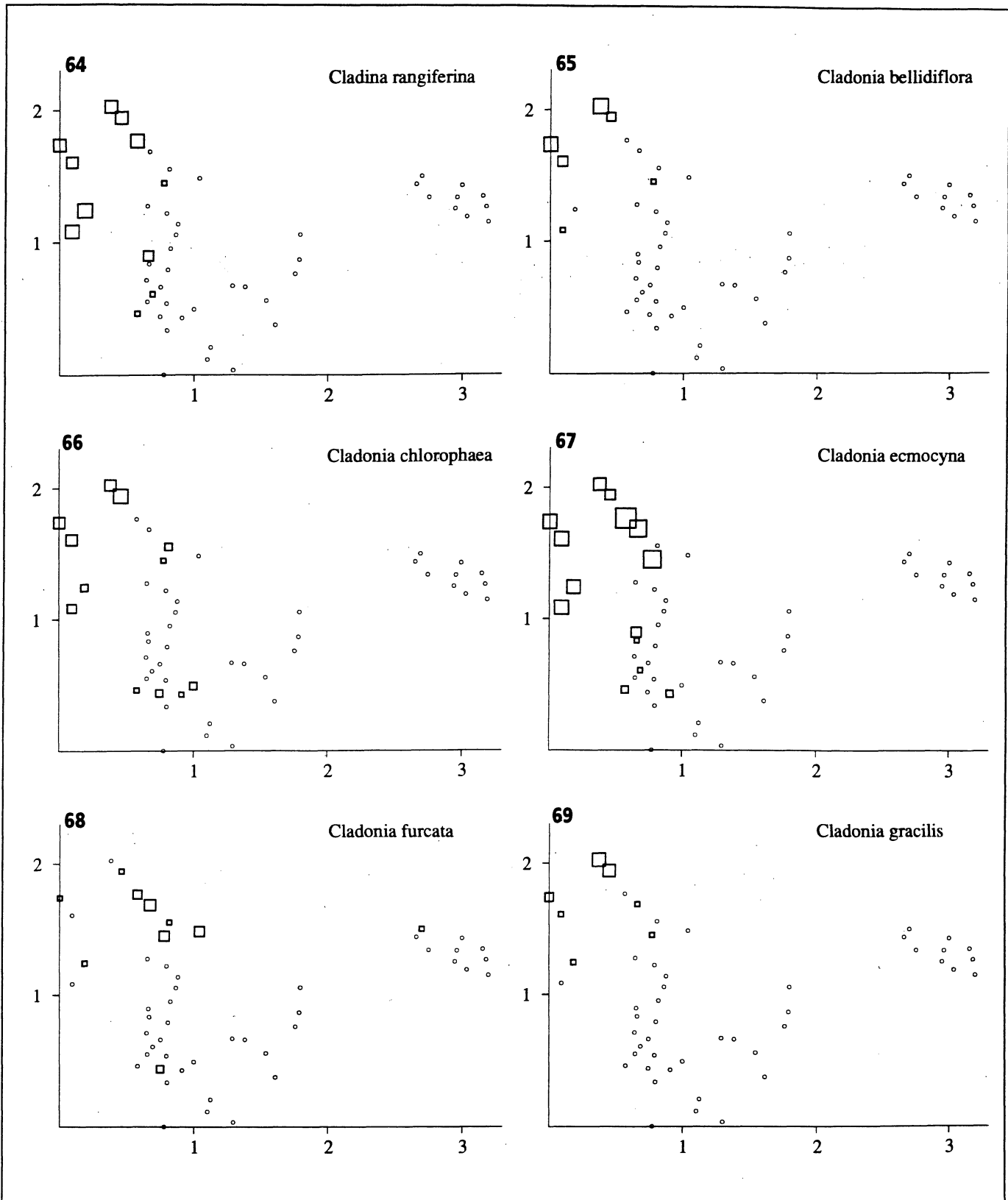




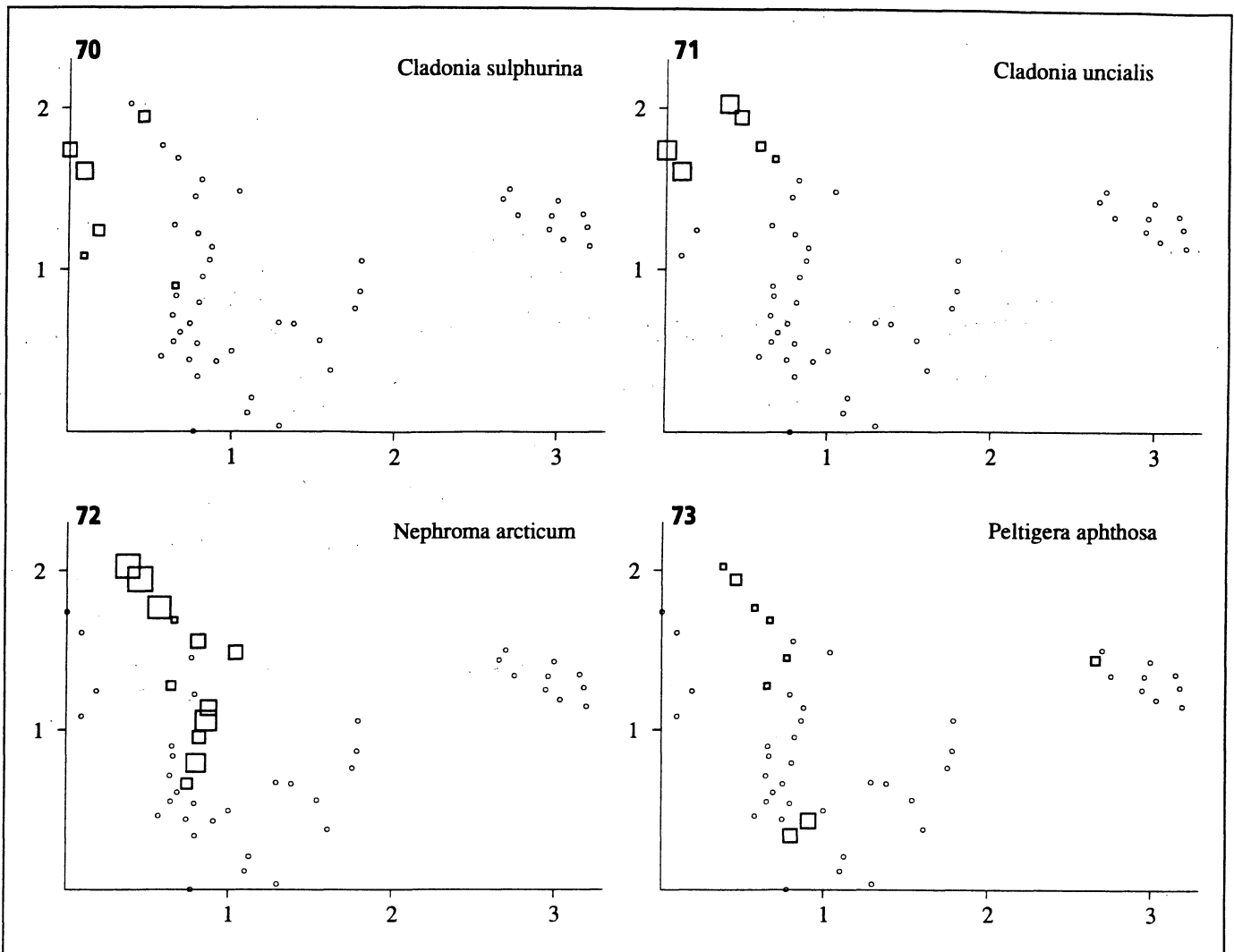
**Figurene 52-57.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



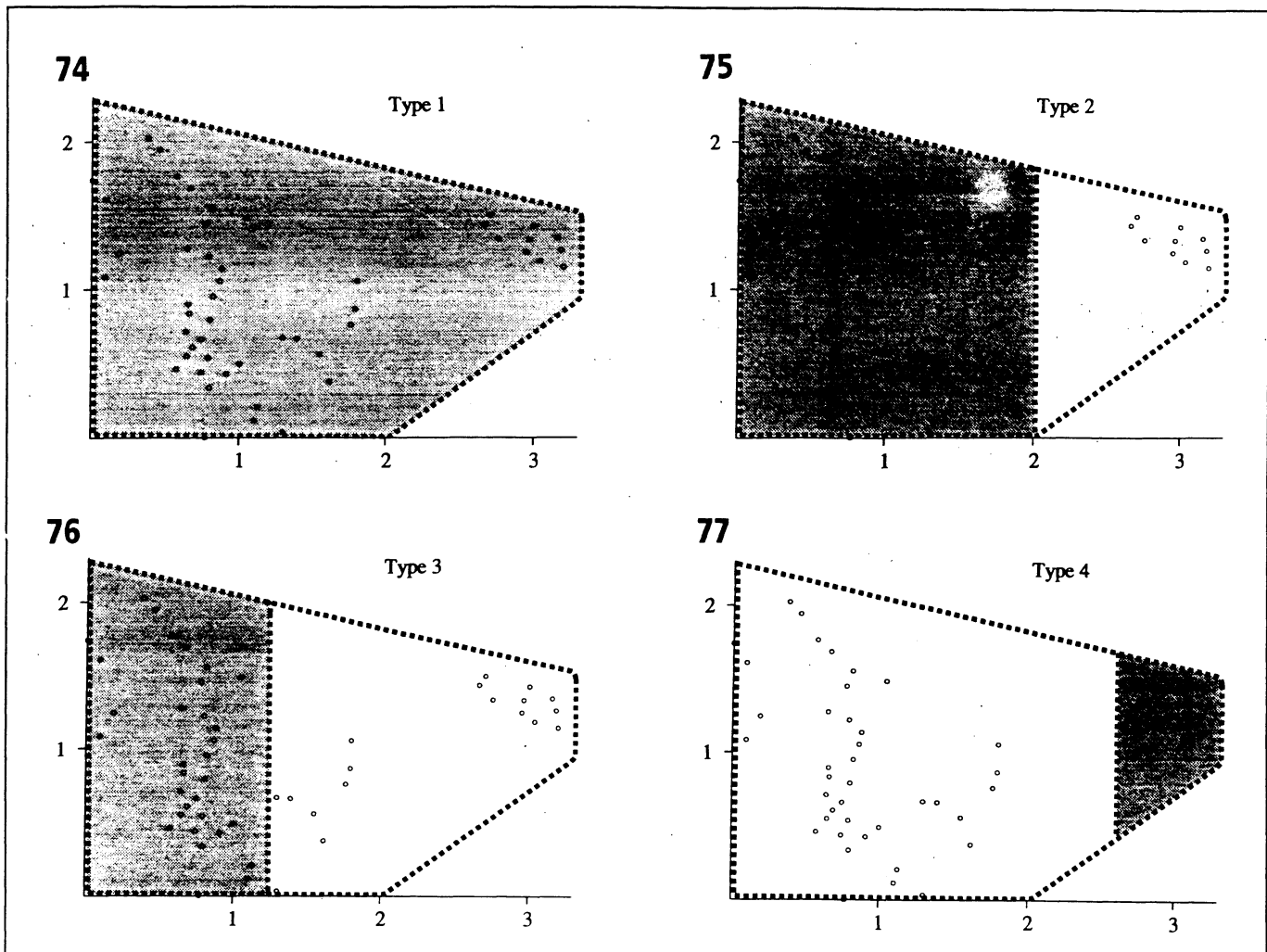
**Figurene 58-63** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present;



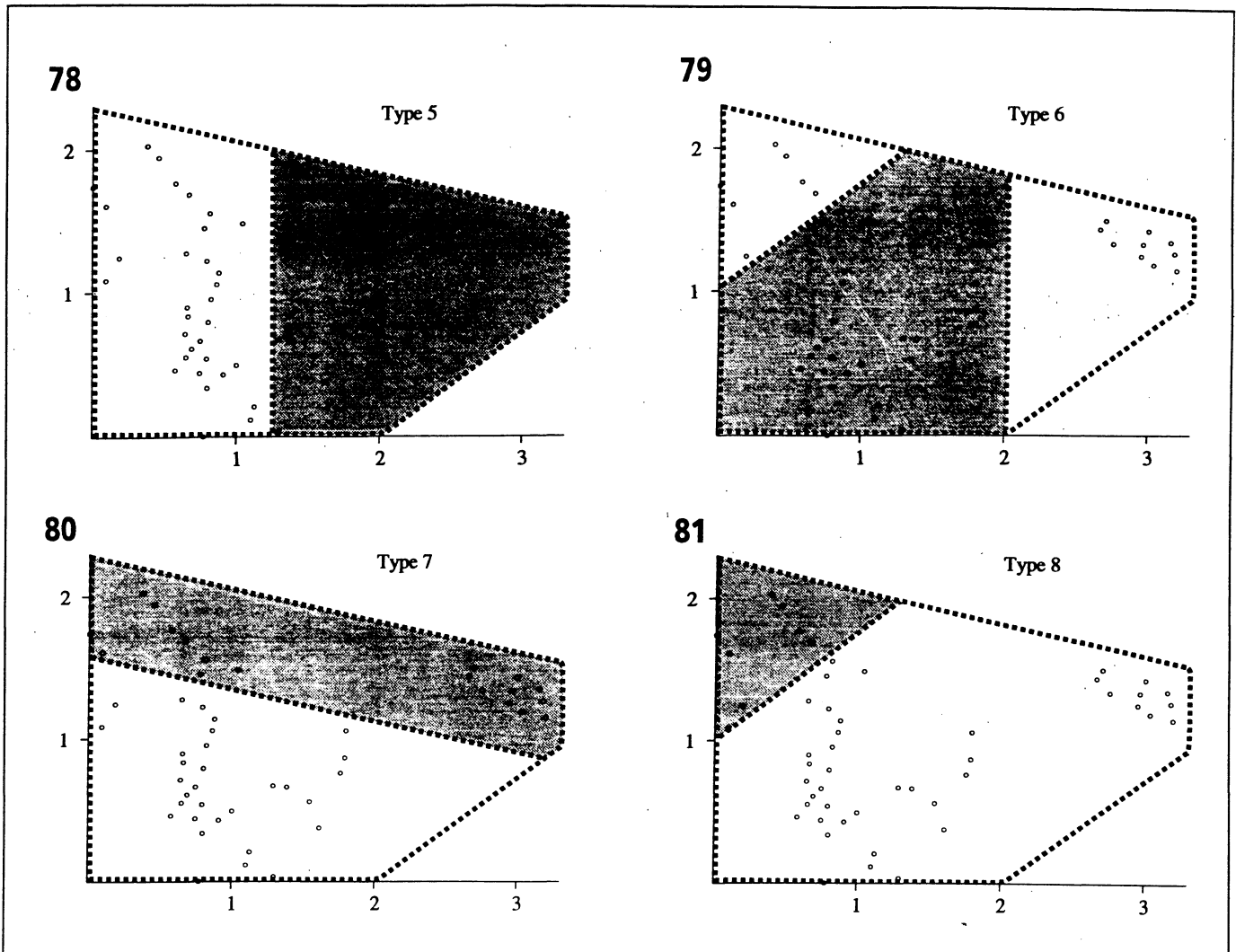
**Figurene 64-69.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutensens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



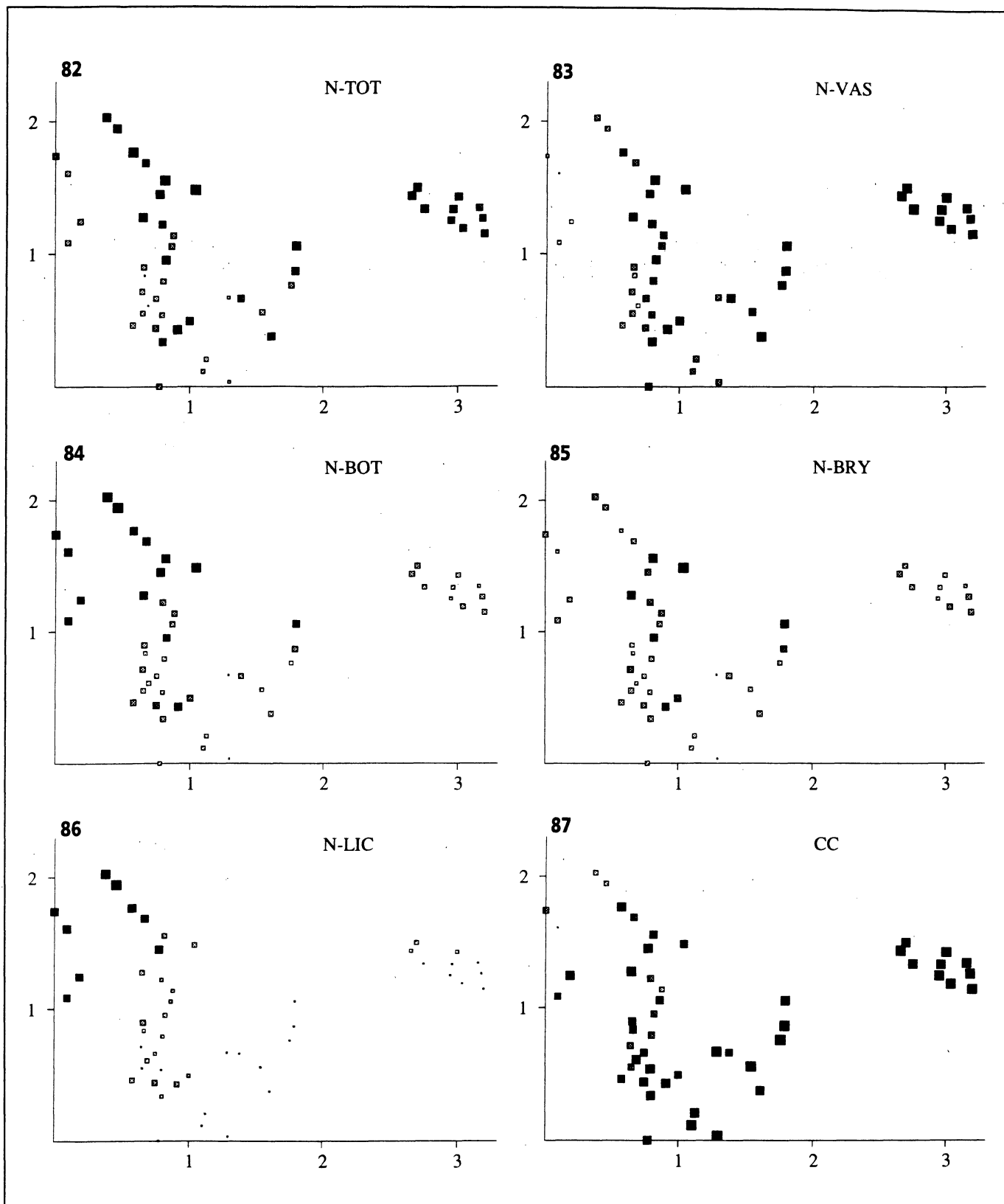
**Figurene 70-73.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutens posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square proportional to frequency in subplots.



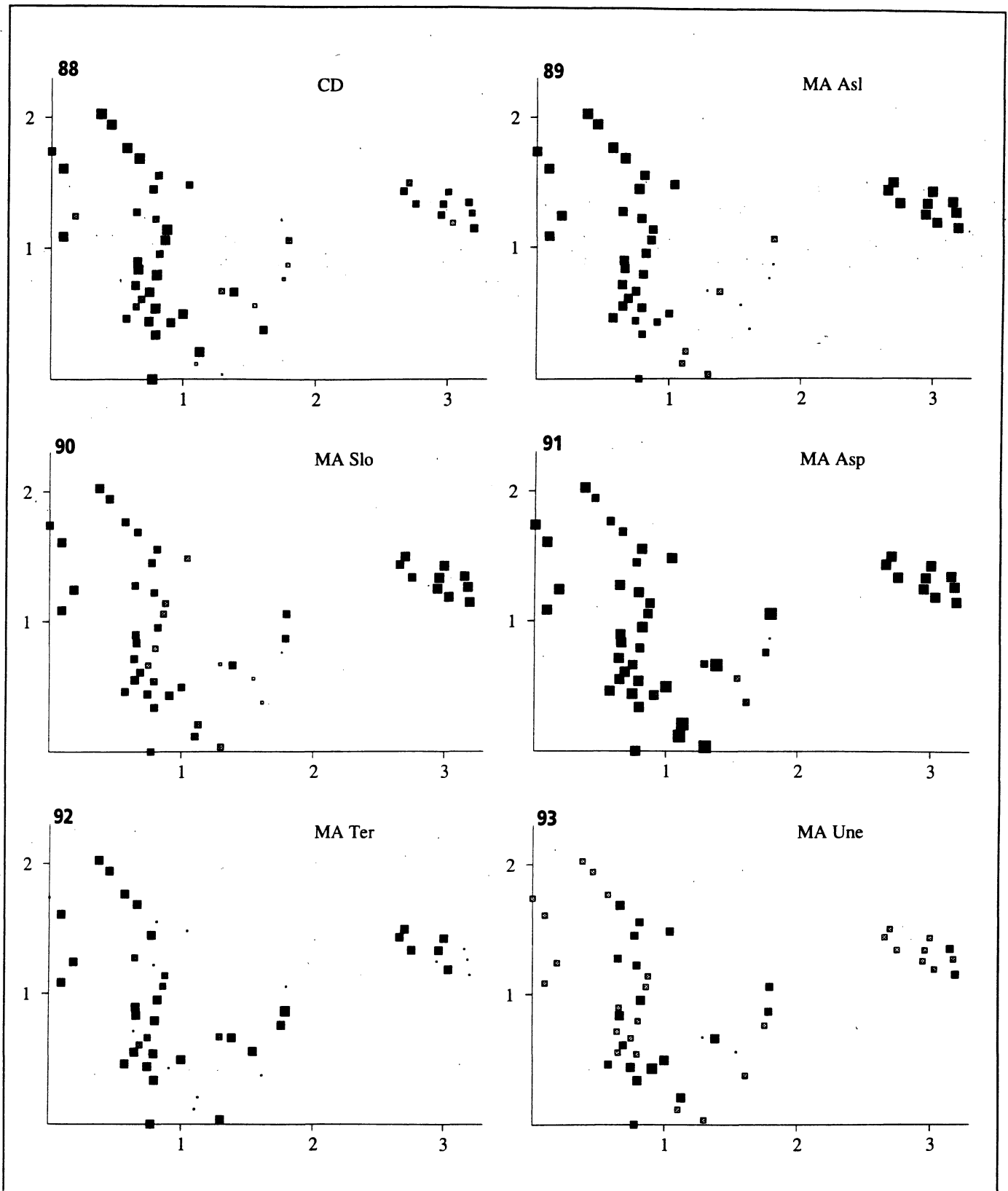
Figurene 74-77. DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Skravert område indikerer ruter med arts-frekvensoptimum.  
- DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Shaded area indicate the plots with species frequency optimum.



Figurene 78-81. DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Skravert område indikerer ruter med arts-frekvensoptimum.  
 - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Shaded area indicate the plots with species frequency optimum.

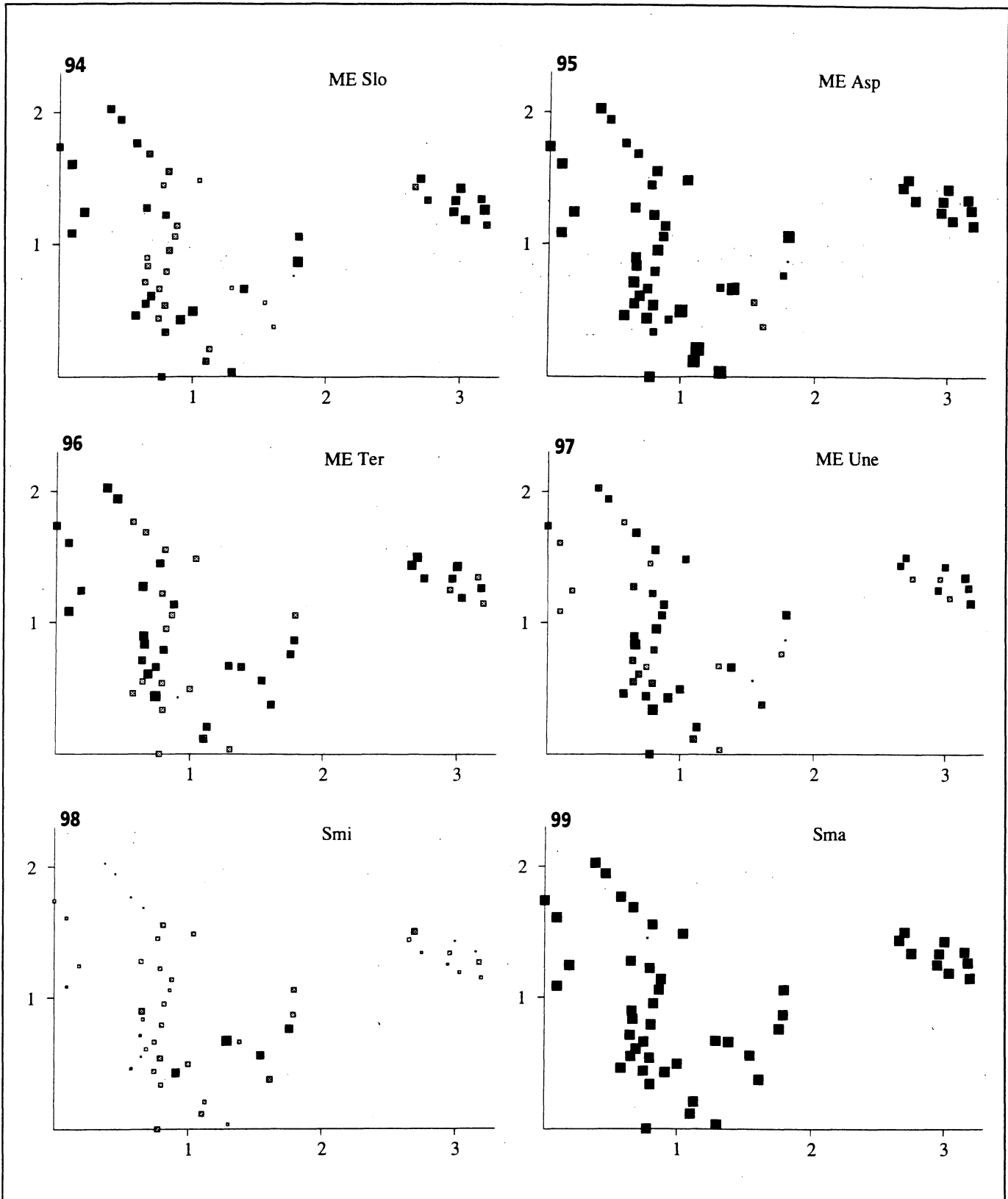


**Figurene 82-87.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutene sine posisjoner, for å visualisere rutene sine økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

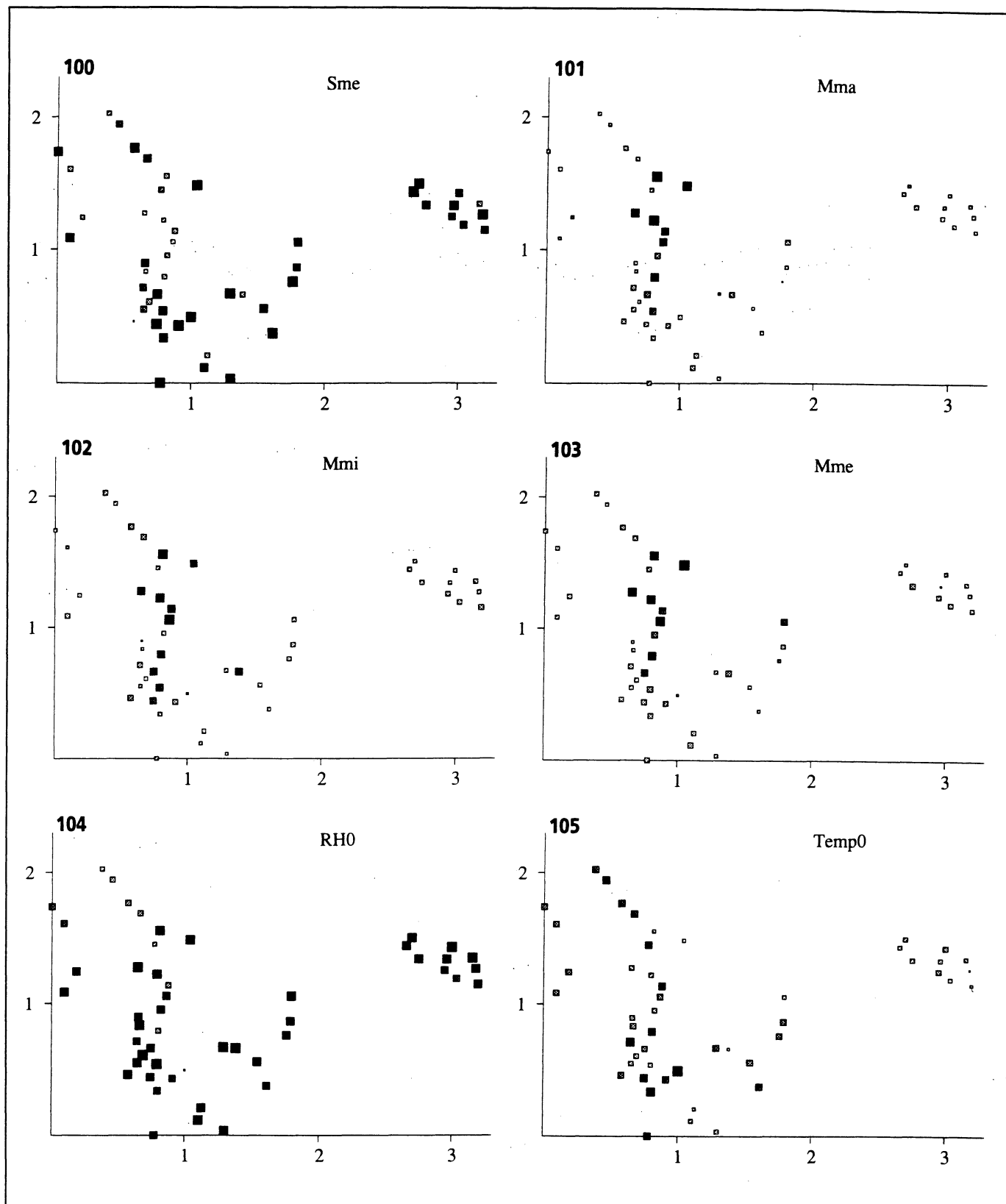


Figurene 88-93. DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plottetted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

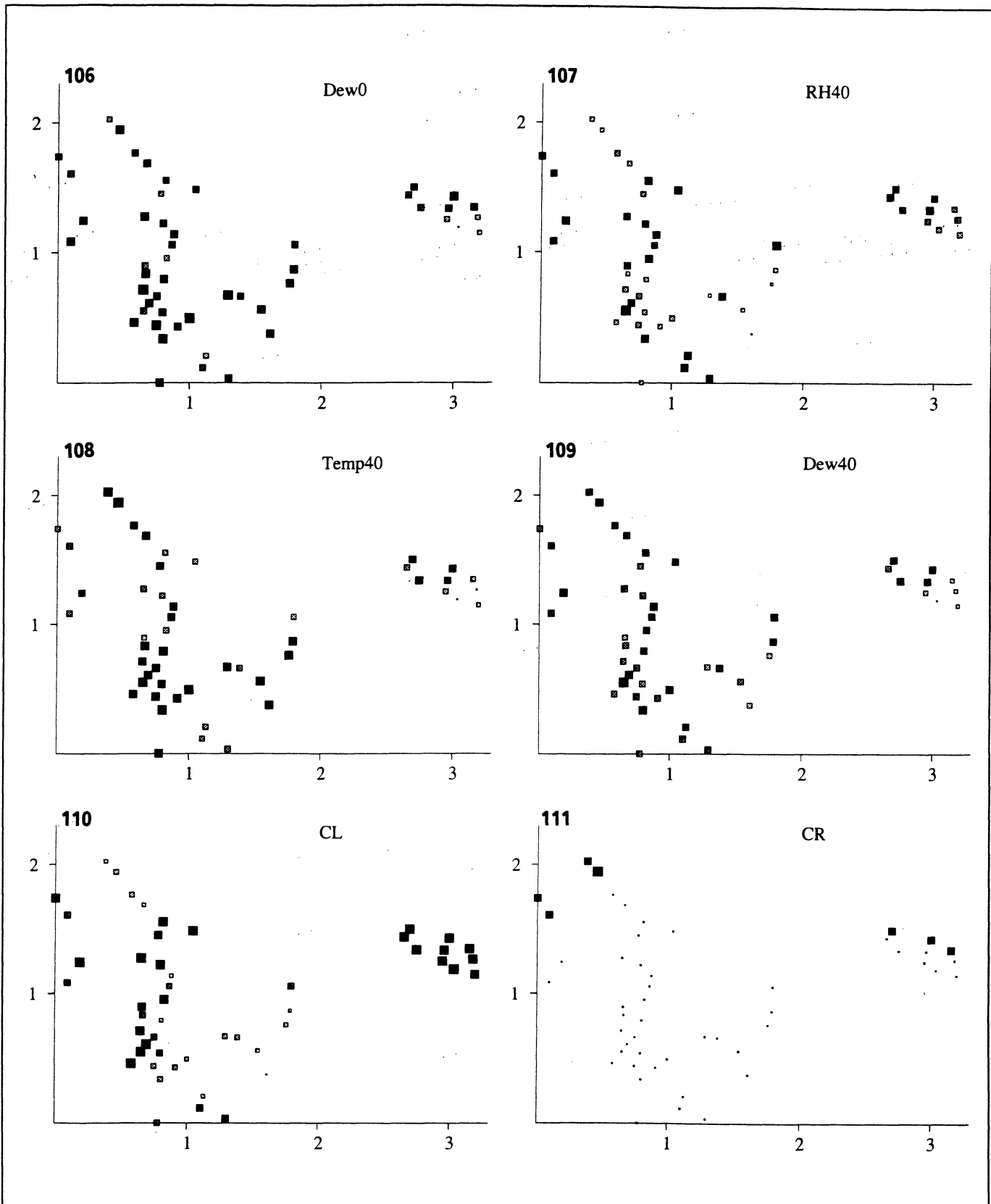




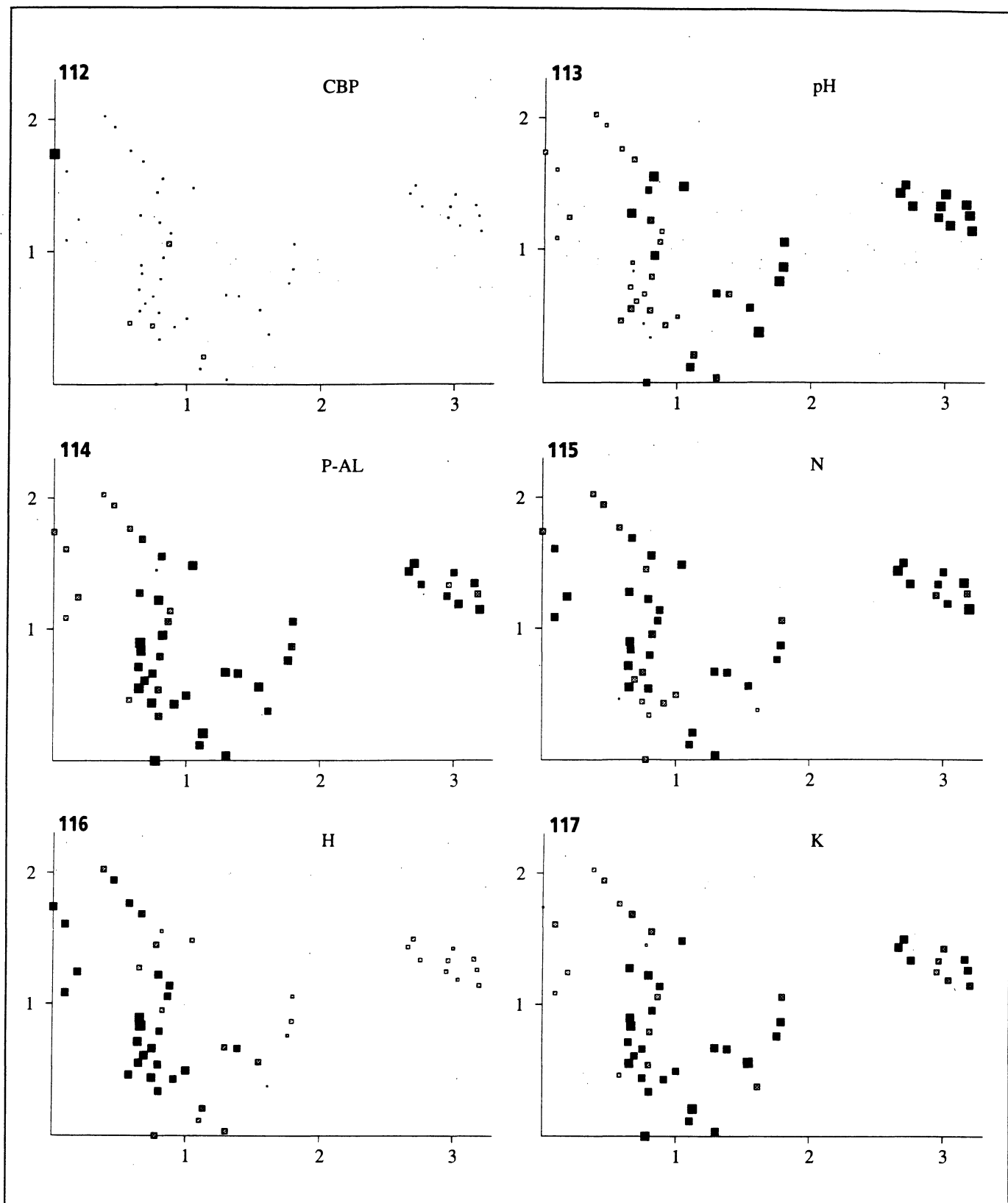
**Figurene 94-99.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plottet to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.



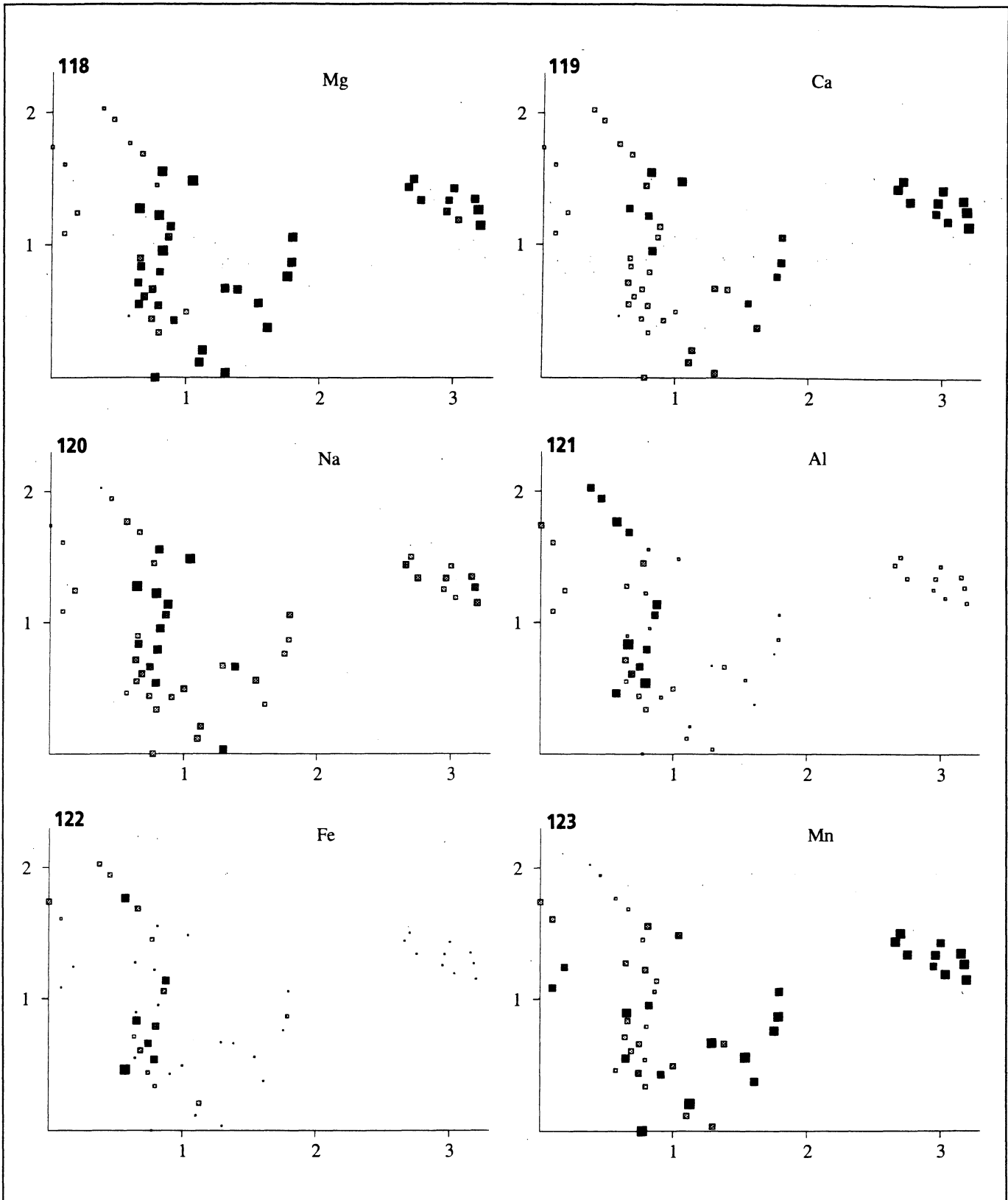
**Figurene 100-105.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plottet on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.



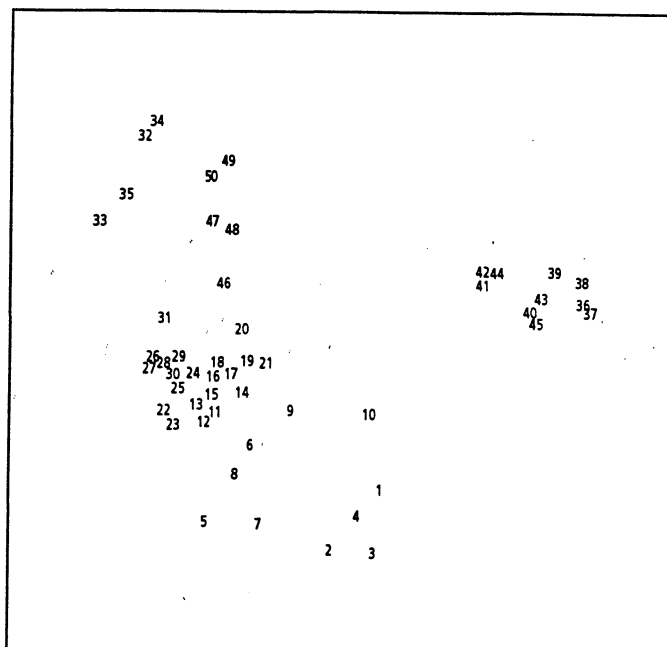
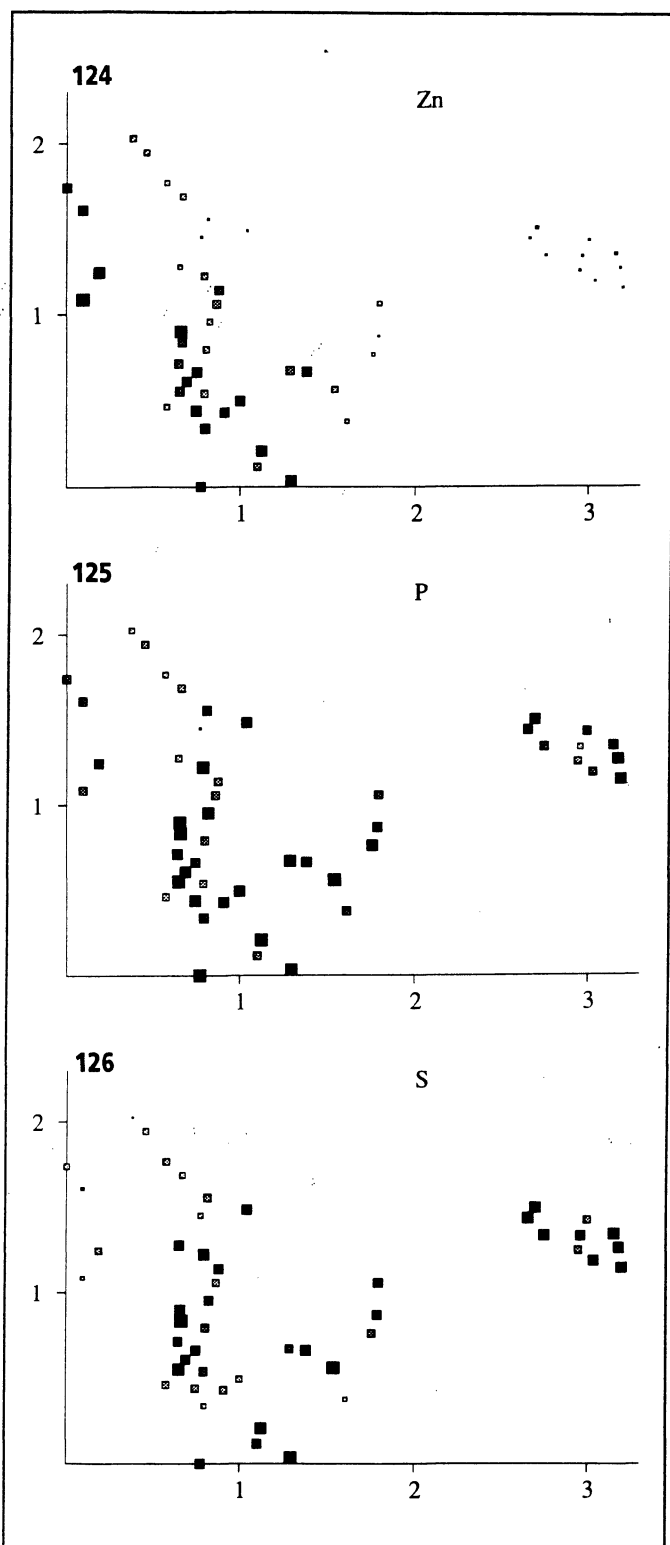
**Figurene 106-111.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens posisjoner, for å visualisere rutens økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.



**Figurene 112-117.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelse. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plottet on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.



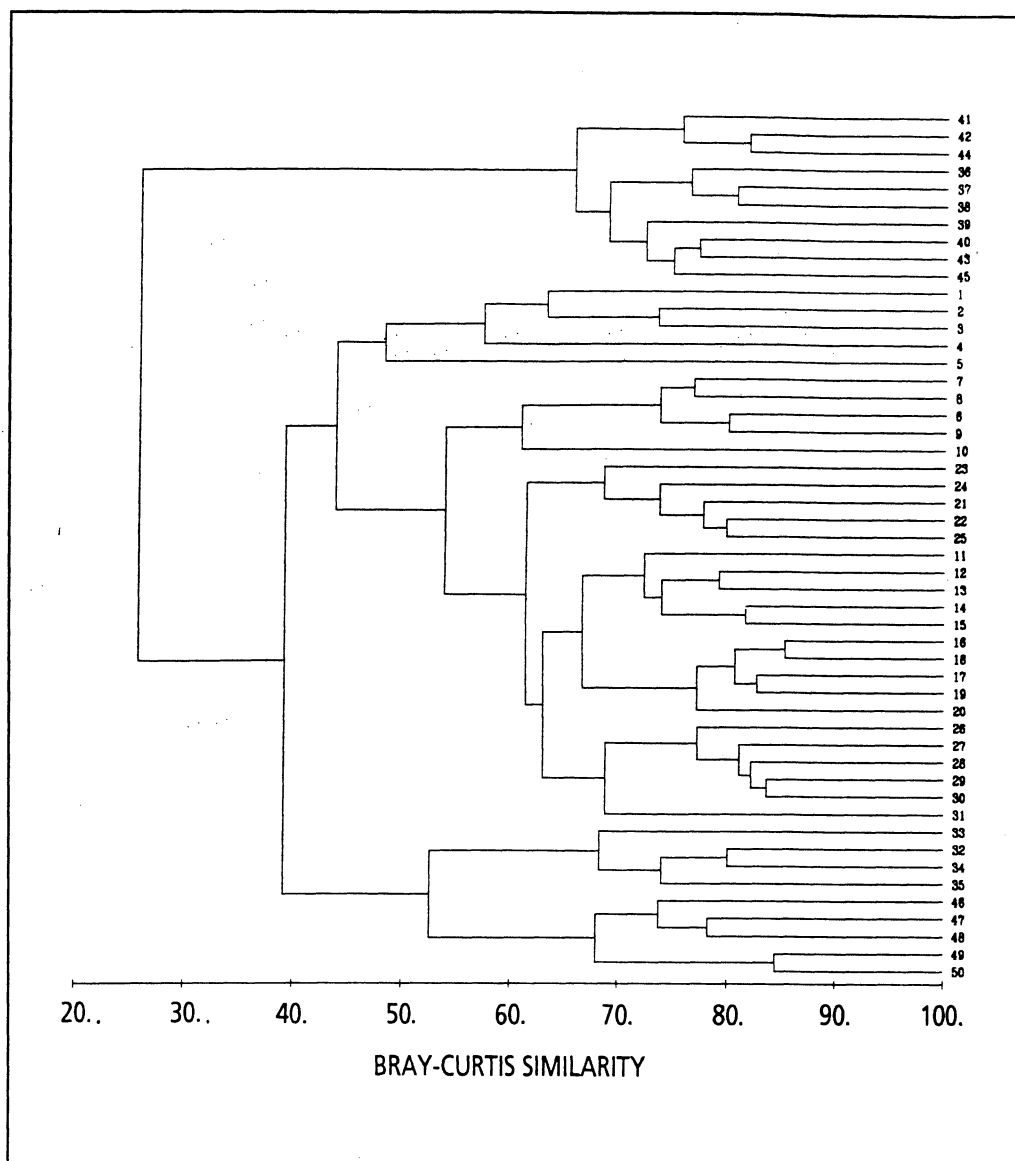
**Figurene 118-123.** DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.



Figur 127. LMDS-ordinasjon av 50 analyseruter, basert på Bray-Curtis distanser, aksene 1 og 2. - LMDS ordination of 50 sample plots, based on Bray-Curtis distances, axes 1 and 2.

Figur 124-126. DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutens plasseringer, for å visualisere rutens økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier. Se vedlegg 2 for forkortelser. - DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, bright squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values. Abbreviations are explained in Appendix (vedlegg) 2.

**Figur 128.** Dendrogram som viser Bray-Curtis likhet mellom 50 analyseruter. - Dendrogram showing Bray-Curtis similarities between 50 sample plots.



## 5 Diskusjon

### 5.1 Indirekte gradientanalyser

Multivariate numeriske metoder har fått en stadig mer sentral rolle i biologiske forsknings- og overvåkningsprogrammer. I vegetasjonsøkologiske arbeider har disse ordinasjonsmetodene vist seg å være svært anvendelige til å beskrive vegetasjonsmønstre, finne gradientstrukturer og estimere b-diversitet (Økland & Eilertsen 1993). Metodene vil være særlig egnet til å studere og kvantifisere vegetasjonsdynamikk og endringer i økologiske parametre etter reanalysering av data fra permanente overvåkingsflater (jf. Økland & Eilertsen, manus til referee-behandling).

To uavhengige sett av metoder har etter hvert fremstått som "state of the art"-konsept innen vegetasjonsøkologisk forskning; DCA - Detrended Corresponded Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og MDS - Multidimensional

Scaling (Kruskal 1964a, b, Minchin 1987). Begge konseptene tar utgangspunkt i en art/rute-matrise, og reduserer dimensjonaliteten ned til et lite antall. Arter og ruter kan så projiseres ned i dette fådimensjonale ordinasjonsrommet. Da vegetasjonen kan oppfattes som en funksjon av de økologiske forholdene, kan de ordinasjonsaksene som fremkommer gis en økologisk tolkning. En rekke arbeider viser at både DCA og MDS genererer reelle ordinasjonsakser som kan betraktes som coenokliner og tolkes økologisk som kompleksgradienter. De første ordinasjonsaksene vil i liten grad generere forvrengningsakser uten økologisk informasjon.

I dette arbeidet har NINA, for første gang, benyttet de to uavhengige metodene på ett og samme datasett. Resultatet viser en svært stor grad av kongruens mellom de to ordinasjonene. Det er derfor svært sannsynlig at art- og rutefordelingen slik de fremstår i ordinasjonsresultatene gjenspeiler den reelle struktur i datasettet.

Hvor adekvat LNMDS-representasjonen er, kan en anskueliggjøre på forskjellige vis. Et vanlig brukt mål er gitt som en stress-verdi, som er et mål uttrykt ved kvadratroten av residual kvadratsum dividert på total sum av kvadererte distanser (Kruskal 1964a, 1964b). Stressverdiene kan gå ned mot 0 for de tilfellene der distansene i ordinasjonsrommet gjenspeiler distansene i relasjonsmatrisa (ulikhetsmatrisa) på en nærmest perfekt måte. Det teoretiske maksimum for stressverdiene er 1, der det er maksimal uoverenstemmelse mellom avstandene i ordinasjonsrommet og distansene uttrykt ved relasjonsmatrisa. Stressverdien øker også som funksjon av antallet analyseruter og med antall ordinasjonsakser. For 2-dimensjonale LNMDS-ordinasjoner angir Clarke (1991) følgende tommelfinger-regel for stressverdier:

- < 0,05 indikerer ypperlig representasjon
- < 0,1 indikerer god representasjon
- < 0,2 indikerer fremdeles brukbar representasjon
- > 0,3 indikerer at representasjonen er litt bedre en tilfeldig

De todimensjonale LNMDS-ordinasjonsdataene fra Dividalen representerer et godt/brukbart resultat, noe som gjør en tredimensjonal ordinasjon lite aktuell. Ved høye stressverdier vil en tredimensjonal løsning kunne gi en bedre representasjon.

Representasjonen kan også uttrykkes ved hjelp av et Shepard-diagram, der analyserutenes distanser i ordinasjonsrommet plottes langs førsteaksen, og de tilsvarende distanser i relasjonsmatrisa plottes langs andreaksen. Shepard-diagrammer kan være egnet til å lokalisere hvilke relasjoner som gir det største avviket. Dette var lite aktuelt i materialet fra Dividalen, der stressfunksjonen var akseptabel.

### Valg av ordinasjonsmetoder

Det har i de siste tiår pågått en debatt om fordeler og ulemper ved bruk av de forskjellige multivariate metoder. En rekke pro- og kontraargumenter har kommet frem i denne prosessen. En positiv konsekvens av dette er at metodene har blitt stadig forbedret. Dessuten har en fått vesentlig innsikt i metodenes egenskaper og svakheter. Dette har medført bedret kunnskap om bruk og tolkning av resultatene. Erfaringer fra de vegetasjonsøkologiske forsknings- og overvåkingsprogrammer er verdifull ved vurdering av praktisk bruk av metodene. De er også av betydning ved valg av opsjoner når realistiske, simulerte datasett skal konstrueres. Simulerte datasett nyttes i metodetestingssammenheng og vil kunne bidra til bedre prosedyrer i fremtiden.

### LNMDS vs. DCA

Ordinasjonsmetodene LNMDS og DCA er av mange biologer som arbeider med multivariate datasett betraktet som "the state of the art"-metoder. De er imidlertid svært forskjellige av natur. I LNMDS legges feltdataene til grunn for etablering av en sekundærmatrix der relasjonene mellom variabler (arter eller økologiske parametre) eller objekter (analyseruter) uttrykkes ved et valgt (u)likhetsmål (relasjonsmål). Dette datasettet fra Dividalen er basert på ikke-parametriske Bray-Curtis-ulikheter. DCA-ordinasjon er fundamentalt forskjellig fra LNMDS, basert på et underliggende, parametrisk  $\chi^2$ -distansemål. TOV-arbeidet fra Dividalen viser at disse fundamentalt forskjellige tilnæringsmetodene gir nesten kongruent todimensjonal fordeling av objektene. Likevel bør følgende argumenter trekkes inn ved vurderingen og fremtidig valg av ordinasjonsmetoder:

- 1) DCA-konseptet er godt kjent, men nødvendig kunnskap om valg av opsjoner i metoden er viktig. Det finnes ingen standardprosedyre som på en enkel måte foretar datamanipuleringer i datasettet og reduserer mulighetene for valg av feilaktige eller suboptimale opsjoner. Det samme kan sies om enkelte av de konseptene som er utarbeidet for LNMDS-ordinasjon. Det konseptet som er valgt i dette materialet er imidlertid svært enkelt å benytte, men berenser på den annen side den tilgjengelige informasjonen som de mer omfattende programmene kan frembringe.
- 2) Databehandlingstiden for DCA-ordinasjoner er relativt rask. Ved LNMDS-ordinasjoner derimot er prosedyren vesentlig, mer tidkrevende. For NINAs datasett fra Dividalen er dette imidlertid ikke noe problem da antallet analyseruter,  $n$ , er relativt lavt ( $n = 50$ ). Dersom  $n$  øker vesentlig er dette imidlertid et reelt problem, da CPU-tiden øker proporsjonalt med  $n^2$ . Ved komparative studier av NINAs 6 TOV-områder vil CPU-tiden øke med en faktor på 36. Dette vil kanskje ikke være noe problem når nye, raskere datamaskiner tas i bruk. I dagen situasjon er dette imidlertid en betydelig ulempe, særlig om antall iterasjoner skal holdes på et tilstrekkelig høyt nivå.
- 3) For LNMDS kan en ved hver ordinasjon velge et optimalt, formålstjenelig relasjonsmål. Ordinasjonsprosedyren kan således baseres på relevant informasjon fra hvert enkelt datasett. Fjerning av arter er dessuten unødvendig ved ordinasjon av analyseruter. Relasjonsmålet kan automatisk veie sjeldne arter på en hensiktsmessig måte. Det ligger ingen slik mulighet i DCA. Imidlertid vil en kunne optimalisere DCA-ordinasjonene ved å gjøre adekvate datamanipuleringer av rådataene. Dette kan bl.a. være justeringer av rekkevidden på mengdeangivelses-skalaen som er angitt i felt, (dvs. vektlegge forholdet mellom dominanter og sjeldne arter), fjerne eller nedveie sjeldne arter, fjerne tilfeldige slengere ("outliers") eller fjerne disjunkte grupper av objekter og variabler.



- 4) LNMDS er generelt svært anvendelig som følge av at metoden kun baseres på rangen av ulikhetsverdiene. Den stiller derfor de svakest mulige forutsetninger til dataenes kvaliteter.
- 5) DCA viser større grad av stabilitet enn LNMDS, da LNMDS nødvendigvis ikke konvergerer mot den korrekte løsningen, det globale minimum av stress. Antall iterasjoner som velges vil kunne ha betydning for resultatet.
- 6) Algoritmen i LNMDS gir mest vekt for store distanser. For detaljerte strukturer innen store grupper er det enkelte ganger nødvendig å ordinere gruppene separat.
- 7) I DCA-ordinasjoner er det kun antall variabler som avgrensner dimensjonaliteten i ordinasjonsrommet. For LNMDS derimot må dimensjonaliteten i ordinasjonsrommet fastsettes. Ofte står valget mellom en to- eller tredimensjonal løsning.
- 8) I DCA-ordinasjoner benyttes samme datamatrikse til arts- og ruteordinasjoner. LNMDS kan ikke håndtere art- og rutedata samtidig. De to uavhengige ordinasjonene baseres på to forskjellige relasjonsmatriser, en sekundær art-art-matrikse og en tilsvarende rute-rute-matrikse. Mangelen på dualitet ved LNMDS-ordinasjon umuliggjør tolkningen av arts- og ruteordinasjonene i forhold til hverandre.
- 9) Det er mulig med en ikkelineær reskalering av ordinasjonsaksene ved DCA-ordinasjoner. Dette er svært hensiktsmessig da aksene blir gradert i gjennomsnittlige SD-enheter, og følgelig gir uttrykk for grad av arts-turnover som funksjon av de underliggende kompleksgradienter. Denne skaleringen gir følgelig et mål på b-diversiteten langst coenoklinene i materialet. LNMDS gir en mer vilkårlig skalering av gradientene sammenliknet med DCA.
- 10) En av svakhetene ved DCA er den såkalte "tungeeffekten" (Minchin 1987). Ordinasjonsresultatet vil da ha en utdratt trekantstruktur. Et slikt fordelingsmønster kan enkelt tolkes visuelt, men er ikke særlig egnet til statistisk testing ved bruk av korrelasjonsanalyser. Da "tungen" trekkes ut langs tyngdepunktet for andreaksen, vil objekter eller variabler ofte få midlere verdier langs DCA-akse 2, noe som nødvendigvis ikke gir økologisk mening.

Resultatene av LNMDS- og DCA-ordinasjonene fra Dividalen blir diskutert nedenfor.

## 5.2 Direkte gradientanalyser

Direkte gradientanalyser blir nyttet til å studere hvilken miljøparameter eller hvilket sett av miljøparametre som best forklarer artenes mengdefordeling i materialet. RDA, Redundancy Analysis og CCA, Canonical Correspondence Analysis er to velkjente metoder for slik styrt ("constrained") ordinasjon (jf. ter Braak 1987a). RDA er en parallell til PCA, mens CCA er en parallell til CA. Valget mellom RDA og CCA er således et valg mellom metoder som forutsetter en lineær eller en unimodal fordeling av artenes respons til underliggende kompleksgradienter. For korte gradienter kan valget av metoder diskuteres. For lengere gradienter, > 2,0 SD-enheter, vil CCA ofte foretrekkes (jf. ter Braak 1987c). Direkte gradientanalyser av datasettet fra Dividalen er derfor utført med CCA, da gradientlengden fra den indirekte gradientanalysen av datasettet var 3,20 SD-enheter langs førsteaksen.

CCA-analysene av 14 kjemiske humusparametre viste at basekationene og pH (næringsparametrene) var de klart viktigste strukturerende parametrene i materialet. Disse forklarte størst andel av variasjonen i datasettet fra Dividalen.

Tilsvarende for de 14 fysiske miljøparametrene viste CCA-analysen at jordfuktighet, jorddybde og grad av bart fjell (bare delvis korrelert med høydenivå) forklarte en relativt stor del av variasjonen i datasettet.

## 5.3 Regionale og lokale vegetasjonsgradienter

Vegetasjonsstruktur, i stor skala, er for en stor del en funksjon av et begrenset sett av få, regionale kompleksgradienter (Økland & Bendiksen 1985). Viktigst er kanskje en kompleks klimagradient og en oseanitet-kontinentalitet-gradient. Den regionale klimagradienten reflekteres i en sonal gradient som er styrt av temperaturforhold, lysforhold, snødekkets varighet, vegetasjonsperiodens lengde o.a., mens oseanitet-kontinentalitet-gradienten reflekteres i en seksjonal gradient som er styrt av humiditet og forskjeller mellom laveste vintertemperatur og høyeste sommertemperatur.

Diskusjonen om den regionale variasjonen innen de bjørkeskogene som omfattes av DN's "Program for terrestrisk naturovervåking" vil bli utført i forbindelse med sammenstillingen av grunnlagsmaterialet fra alle TOV-områdene. I dette arbeidet fra Dividalen diskuteres derimot strukturen i materialet i hovedsak som funksjon av de lokale vegetasjonsgradientene som er vurdert for området. I motsetning til datasettet fra Gutulia (Eilertsen & Often 1994) er det her klart at den floristiske variasjonen i hovedsak styres av enkelte lokale gradientene. Også i dette arbeidet vil imidlertid de regionale gradientene sette rammene for den lokale variasjonen. For eksempel vil områdets plassering langs

oseanitet-kontinentalitet-gradienten sette en ytre grense for omfanget av de lokale temperatur- og fuktighetsgradientene.

## 5.4 Næringsgradienter

Flere arbeider fra boreale områder viser at nærings- og fuktighetsforhold er de viktigste økologiske parametre som strukturerer skogene (jf. Økland & Eilertsen 1993). Næringsforholdene er svært interessante å studere over tid, da disse kan endres som følge av langtransporterte luftforurensninger. Bjørkeskogene avviker noe fra de boreale barskogene, til tross for at en rekke strukturerende parametre er viktige i begge vegetasjonstypene. Edafiske forhold er noe forskjellig i de løvfellende bjørkeskogene enn i de eviggrønne barskogene. En rekke parametre er med på å strukturere disse ulikhetene; forskjell i snøforhold nær stammene, fuktighet, lystilgang og temperaturforhold, men kanskje vel så viktig forskjeller i strøtilførsel. Mens bartrærne tilfører humuslaget stadig nytt nålfall, som bidrar med en betydelig del av den naturlige jordforsuringen, bidrar løvfallet fra bjørketrærne i en betydelig grad til en jordforbedring. Bjørketrær kan med andre ord forbedre ugunstige jordtyper gjennom sine livsprosesser. Spesielt på næringsfattig mark er bjørk betraktet som en jordforbedrer (Dimpleby 1952, Gardiner 1968, Miller 1984). Når det gjelder næringsstoffer viser undersøkelser at bjørkeartene er mer følsomme for endringer i jordfysiske og jordkjemiske forhold enn mange andre treslag (Perala & Alm 1990). De tar opp mer mineralelementer pr. vekstenhet enn furu og gran. Undersøkelser av treslagsinnblanding i en røsslyngdominert vegetasjonsutforming viser en jordforbedring fra en lynghumus-podsol til en sur brunjord på relativt kort tid, og en betydelig pH-forbedring på mer enn 1 pH-enhet (Miles & Young 1980, Miles 1981).

Materialet fra Dividalen viser at 12 av 14 målte kjemiske humusparametre er korrelert med de 2 første ordinasjonsaksene. De varierer for en stor del sammen og utgjør en kompleks næringsgradient. Dette stemmer overens med flere arbeider fra boreal barskog der den komplekse næringsgradienten synes å være viktigst (jf. Økland & Eilertsen 1993). Arbeider av Valmari (1921), Kuusipalo (1983) og Sepponen (1985) hevder at pH, N og Ca gir et pålitelig uttrykk for analyseflatenes næringsstatus.

Analysene av datasettet fra Dividalen viser at hovedvariasjonen i materialet blir uttrykt ved coenoklinen fra de produktive analyseflatene til de mer marginale fjellbjørkeskogslokalitetene. Denne coenoklinen sammenfaller med flere parametre som reflekterer næringsforholdene. Næringsgradienten slik den uttrykkes ved denne undersøkelsen fra Dividalen er i motsetning til den tilsvarende gradienten i TOV-materialet fra Gutulia (Eilertsen & Often 1994) ikke korrelert med variasjonen langs høydegradienten. Dette kan trolig forklares ved at området i Dividalen viser en betydelig større grad av variasjon i næringsstatus mellom de forskjellige analyserutene. Denne forskjellen skyldes den store

variasjonen i geologien innen området. Mens næringsgradienten i området i Gutulia for en stor del ble forklart ved effekten av jordforbedring som følge av løvmengden i råhumusen, har dette liten betydning i området i Dividalen. Dette stemmer også overens med arbeidene til Dimpleby (1952), Gardiner (1968) og Miller (1984).

Total-nitrogen og til en viss grad total-fosfor og utbyttbart fosfor, er i liten grad korrelert med basekationene. De er heller ikke godt korrelert med rutenes fordeling langs høydegradienten. Dette er i kontrast til resultatene fra Gutulia, der disse elementenes mengdefordeling ble tolket ved at de høyereliggende analyserutene hadde en lavere omsetning av næringsstoffer og lavere produksjonsrater enn de lavereliggende. I Dividalen er analyserutenes produktivitet godt korrelert med næringsforholdene. Det virker som om dette er viktigere enn de gunstige klimaforholdene som er i de lavereliggende rutene, der nedbrytningsrater og biotilgjengelighet for en rekke elementer vanligvis er høyere. I områder med dårligere næringsforhold vil høy pH ofte medføre økt løslighet av en rekke elementer, økt biotilgjengelighet og gunstigere forhold for jord og jordbunnsfaunaen (f. eks. evertebrater) og for en rekke nedbrytere (sopp og bakterier).

Nitrogen er et viktig element for bjørk. Ingestad (1977) viser at begrenset mengde N og for høye konsentrasjoner N reduserer frøplanteveksten. Økt tilførsel av N i nitrogenfattige substrat ga sterk økt skuddvekst hos bjørk (Karlssoen & Nordell 1987).

I litteraturen er det diskutert hvorvidt det er Ca eller N som er den viktigste strukturerende næringsparameter i boreale skoger. Dahl et al. (1967) ser en klar sammenheng mellom N og basemetning og foreslår at N-innholdet i humus avhenger av en primær miljøparameter som virker inn på nedbrytningen av strø. Det hevdes at den viktigste kjemiske miljøparameteren kanskje er mengden av de bivalente kationene, spesielt Ca. Arbeider av Kuusipalo (1983) og Sepponen (1985) støtter hypotesen om at Ca er den primære miljøfaktor som betinger økte mineraliseringsrater i humus. De direkte gradientanalysene fra Dividalen støtter hypotesen om at basekationene og særlig Ca er de viktigste strukturerende parameterene. Arbeidet fra Gutulia (Eilertsen & Often 1994) gav ikke grunnlag for verifisering av denne hypotesen. I Gutulia arbeidet ble det vurdert hvorvidt dette skyldtes de betydelige forskjellene mellom humuskvaliteten i boreale barskoger og boreale bjørkeskoger. Dette arbeidet fra Dividalen harmonerer imidlertid bedre med "Ca-hypotesen". Dette kan trolig forklares ved at de geologiske og kvartærgeologiske forhold er med på å styre hovedvariasjonen i materialet. Forskjellene i artsdiversitet mellom områdene kan tyde på dette. I begge områdene, som er undersøkt med samme metodikk; likt antall analyseruter og tilnærmet like store områder, er det interessant å se at artsantallet er så forskjellig. I hvert av områdene er analyserutene lagt ut for å fange opp mest mulig av den floristiske og økologiske variasjonen. Likevel er det registrert 141 arter i Dividalen og 87 arter i Gutulia. Nærmere bearbeiding

av biodiversitet kunne kanskje avdekke de kjemiske parametrene strukturerende forhold nærmere.

## 5.5 Klimagradianter

### Temperatur

Målingene fra Dividalen viser at temperaturen på bakkenivå (Temp0) og i feltsjiktet (Temp40) var høyere nede i de velutviklede bjørkefeltene (felt 1-4) enn de høyereliggende utformingene mot fjellet (felt 7 og 10). Variasjonen var større på bakkenivå enn 40 cm over bakken. De indirekte gradientanalysene viser høyere negativ korrelasjon mellom bunnsjiktstemperatur (Temp0) og DCA-akse 1 enn den tilsvarende korrelasjon for feltsjiktstemperatur (Temp40). De direkte gradientanalysene viser imidlertid at temperaturen på bakkenivå forklarer en lavere andel av variasjonen i materialet (6,5 %) enn temperaturen 40 cm over bakken (7,0 %). Dette harmonerer med de tilsvarende undersøkelsene fra Gutulia (Eilertsen & Ofen 1994). En mulig tolkning av dette kan være at temperaturen i feltsjiktet er bedre korrelert med høydenivå, og således reflekterer storskala-variasjon i tresetting og utvikling av busksjikt, mens temperaturen på bakkenivå i stor grad reflekterer småskalavariasjon i feltsjiktet.

Temperaturen på bakkenivå vil sammen med temperaturforholdene i jorda være av stor betydning for frømodning og frøspiring. Undersøkelser av Eide (1930) og Mork (1933, 1957) beskriver frøenes krav til temperaturforhold for å modnes og spire. Kielland-Lund (1981) mener at gran og furu stiller høyere krav til temperatur når det gjelder frømodning enn til vekst av selve plantene, mens dette ikke er tilfelle for bjørkas del. Imidlertid vil det ofte være store temperatursprang i bakketemperatur og jordtemperatur når en krysser skoggrensa og kommer inn i lavalpine utforminger. Generelt vil tre- og busksjiktet redusere innstrålingen slik at maksimumstemperaturen blir lavere i de boreale områdene. Videre vil vegetasjonsdekket beskytte for kalde vinder slik at også minimumstemperaturen heller ikke blir så lav som i de alpine områdene. Temperatursvingningene vil bli betydelig større i de glisne, høyereliggende utformingene nær og over bestandsgrensa for bjørk. Dette kan virke begrensende på frøutviklingen i økotonen.

En rekke arbeider påpeker temperaturforholdenes betydning for utbredelsen av bjørk og struktureringen av de boreale bjørkeskogene. Helland (1912) har benyttet middeltemperaturen for perioden juni-september for å karakterisere varmeklimaet. Hans arbeider viser at bjørk må ha en middeltemperatur i denne perioden på 7,5 °C. Senere arbeider har vist at døgnets maksimumstemperaturen har større betydning for veksten enn døgnets middeltemperatur (Enquist 1933, Mork 1968, Bergan 1974)

Vegetasjonsperiodens lengde er ofte godt korrelert med forskjellige temperaturparametre. Det er en klar sammenheng

mellom bestandsgrensa for bjørk, sommertemperatur og vegetasjonsperiodens lengde. Mork (1968) viser at bjørka finnes i områder der vegetasjonsperiodens lengde er mer enn 109 døgn.

### Fuktighet

Det er hevdet at bjørkeskogene i Fennoskandia er karakteristiske for de nordlige, oseaniske områdene med relativt humide klimaforhold. Det kan imidlertid diskuteres hvorvidt bjørka begrenses av fuktighetsforholdene i dette området. I områder med lite nedbør kan mye tyde på at humiditeten virker begrensende på utviklingen av bjørkeskoger, da bjørka er relativt tørkeutsatt (Peidano & Moreno (1989)). I vårt land er det lite som tyder på at humiditeten utgjør noen minimumsfaktor for utviklingen av bjørkeskog. Imidlertid kan det være at bjørkebestand nær tregrensa kan bli utsatt for tildels betydelig uttørking som følge av kraftige vinder (Anderson et al. 1966, Elkington & Jones (1974)).

Ordinasjonsanalysene fra Dividalen viser at DCA-aksene 1 og 2 ikke er signifikant korrelert med fuktighetsparametrene, samtidig som DCA-akse 2 er klart negativt korrelert med dekning av bart fjell og minimumsverdi for jorddybde. Det er imidlertid et generelt problem å tallfeste jordfuktigheten basert på et svært begrenset antall målinger, da fuktighetsforholdene varierer fra dag til dag, mellom årstider og mellom år. I dette datasettet fra Dividalen gjenspeiler ikke coenoklinen, fra den friskeste lavereliggende bjørkeskogen til den høyereliggende fjellbjørkeskogen nær overgangen til alpin vegetasjon, noen klar og entydig fuktighetsgradient. Dette skyldes i hovedsak at en nær bestandsgrensa for bjørk både finner fuktige myrområder og tørre lavdominerte rabber. Disse utformingene danner hvert sitt ytterpunkt langs DCA-akse 1. En skulle derfor, ut fra de coenoklinene som fremkommer av DCA-ordinasjonen, forvente at andreaksen i større grad enn førsteaksen ville utgjøre en kompleks fuktighetsgradient i materialet. Når resultatene av de volumetriske fuktighetsmålingene i dette materialet ikke gjenspeiler dette, er det sannsynligvis en følge av at det ikke hadde funnet sted tilstrekkelig grad av uttørking i tidsrommet fra siste regnperiode og frem til måletidspunkt. Dette vises forøvrig tydelig på figurene der fuktighetsmål i humuslaget er plottet i DCA-ruteposisjonene. Her ser vi liten forskjell på de grunneste, lavdominerte rabbene og de fuktigste områdene inn mot myr.

Arbeider av Carleton & Maycock (1980), Bergeron & Bouchard (1983), Kuusipalo (1983), Lahti & Väisänen (1987) og Økland & Eilertsen (1993) viser betydningen av jordfuktighet som strukturerende faktor i boreale skoger. Økland & Eilertsen (1993) vurderer artenes fordeling i ordinasjonsrommet som funksjon av forskjellige typer av fuktighet. I dette materialet fra Dividalen er fuktighetsdataene i en slik form at det er vanskelig å dekomponere den komplekse fuktighetsgradienten. Det er imidlertid sannsynlig at coenoklinene i materialet reflekterer komplekse fuktighetsgradianter på forskjellig skala: en storskala-gradient, korrelert

med jorddybde og terrengform (makrotopografi) og en fin-skala fuktighetsgradient som reflekterer mikrotopografisk variasjon.

Når det gjelder variasjon i fuktighetsforhold skiller Økland & Eilertsen (1993) mellom topogen forsumpning som opptrer i mindre forsengkninger med dårlig drenering, stagnerende vann og liten vertikal vannbevegelse, og soligen forsumpning som opptrer i mer hellende terreng med vannbevegelse som i større grad følger terrenget. Generelt vil soligen forsumpning være vanligere i oseaniske områder enn i mer kontinentale. Da rutene i Dividalen er forsøkt lagt ut slik at de fanger opp alle former for topografisk variasjon på de forskjellige høydenivåer, er det som forventet liten korrelasjon mellom analyserutenes vertikale plassering og deres grad av ujevnhet og konveksitet/konkavitet. DCA-aksene 1 og 2 er følgelig ikke signifikant korrelert med disse topografiske parametrene. Imidlertid er makrorutenes topografiske variasjon signifikant korrelert med DCA-aksene 3 og 4, mens dette ikke er tilfelle for mikrotopografisk variasjon. Artene reagerer således forskjellig på topografisk variasjon på ulike skala.

Generelt vil storskalavariasjonen være korrelert med grad av jordsmonnsutvikling. De konvekse partiene vil stort sett ha grunnere jordsmonn, ha en lavere median fuktighet og være betydelig mer utsatt for perioder med tørkestress. Dette favoriserer en rekke lyngarter og lav. De konkave partiene vil i større grad få tilført fuktighet og organisk materiale fra omgivelsene. De har også i større grad et mer velutviklet tresjikt, og har således over tid utviklet et bedre jordsmonn. Disse utformingene har generelt en høyere artsdiversitet av urter, graminider og moser.

Småskalavariasjon gir generelt en økt artsdiversitet. Stor grad av mikrotopografisk variasjon innen analyseruta gir muligheter for etablering av en rekke opportunistarter. Spesielt levermosene synes å øke i antall og frekvens når en finner små lommer, forsengkninger og skrenter i analyseruta.

## 5.6 Ytre påvirkning ("disturbance")

Tråkk og beiting utgjør en viktig påvirkningsfaktor i Dividalen. Området i nasjonalparken brukes i sommerhalvåret av de svenske samebyene Lainiovouma og Saarivuoma. Beiteområdet sør for Skakterdalen benyttes av reindriften fra Saarivuoma (Kalstad 1974). Vegetasjonen i Dividalen bærer preg av et konstant høyt beitepress. Tråkk og beite kan ha både positive og negative virkninger på regenerasjon av vegetasjonen i området. Fra litteraturen er forskjellige effekter beskrevet.

Miles & Kinnaird (1979) har påvist at beiting av frøplanter av bjørk ofte fører til stor dødelighet, og forsøk med inngjerding av arealer, for beskyttelse mot beiting, har gitt meget gode fornyelser.

På den annen side er det vist at moderat beiting kan fremme spiringen av bjørkefrø (Pigott 1983).

I dette materialet fra Dividalen er det ikke registrert noen regenerasjon av bjørk i eller i nærheten av noen av feltene. Dette kan tyde på tidvis sterk beiting. Det er vanskelig å kvantifisere beitepresset i de forskjellige vegetasjonsutformingene, men det er mest synlig i de lavereliggende, urterike utformingene og på de høyereliggende rabbene. Det er liten tråkkeffekt i området.

## 6 Sammendrag

Rapporten behandler etablering av et område for overvåking av vegetasjon og jord i Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune, Troms (UTM DB 5022-5122). Området ligger i nordboreal bjørkeskog, i en forholdsvis kontinental seksjon, der den dominerende utforming er av blåbær-fjellkrekling-typen (A4c).

I området ble det etablert 10 analyseflater à 5 x 10 m. For å optimalisere mulighetene til faglig samarbeid med Norsk institutt for skogforskning, som utfører skoglige registreringer, jord- og jordvannsanalyser i et 25 x 30 m stort intensivfelt, ble to av NINA's analyseflater lagt inn i overvåkningsflaten til NISK. De resterende 8 flatene ble etablert i bjørkeskogslokaliteter for å fange opp maksimal floristisk og økologisk variasjon. For hver analyseflate samt en randsonen på 2 m ble trær og busker koordinatfestet og tegnet inn på kart.

I hver flate ble fem tilfeldige analyseruter à 1 m<sup>2</sup> trukket ut, permanent oppmerket og inventert med hensyn på karplanter og kryptogamer. I alt ble 141 arter registrert: 74 karplanter, 24 bladmoser, 18 levermoser og 25 lav. De mest frekvente artene (norsk navn og sum av smårutefrekvens er gitt i parentes) er: *Deschampsia flexuosa* (smyle - 4722), *Vaccinium myrtillus* (blåbær - 3764), *Empetrum hermaphroditum* (fjellkrekling - 3560), *V. vitis-idaea* (tyttebær - 3251), *Barbilophozia lycopodioides* (gåsefotskjeggmoser - 3104), *Comus suecica* (skrubbær - 2965), *Hylocomium splendens* (etasjehusmoser - 2723), *Linnaea borealis* (linnea - 2493), *Anthoxanthum odoratum* (gulaks - 2229) og *Pleurozium schreberi* (furumoser - 2007).

Et sett av fysiske og biotiske parametre ble målt. Humusprøver ble tatt i tilknytning til analyserutene, og analysert med hensyn på et begrenset antall kjemiske parametre.

Materialet ble behandlet numerisk, med multivariate metoder, for å gi en beskrivelse av vegetasjonsstrukturen og for å kvantifisere bidraget fra hver av de strukturerende økologiske parametrene. Indirekte gradientanalyser ble utført med DCA, Detrended Correspondence Analysis og LNMDS, Local Nonlinear Multidimensional Scaling. Da LNMDS ikke ga noen økt informasjon, ble DCA-konseptet benyttet i det videre arbeidet. De to første DCA-aksene hadde gradientlengder på henholdsvis 3,20 og 2,02 SD-enheter. Førsteaksen hadde en egenverdi på 0,542. Dette utgjør 21,8 % av "total inertia" (= total-variasjonen i materialet). De neste aksene hadde egenverdier på 0,136, 0,091 og 0,066. Til sammen forklarer de fire første DCA-aksene 33,6 % av variasjonen i materialet.

Ordinasjonsresultatene viser at de fleste artene kan plasseres i en av åtte hovedtyper av utbredelse. Karplantene og mosene har ingen helt tydelig preferanse for en eller noen få typer, men type 4 er typisk for de artene som finnes i de høyere liggende, urterike utformingene. For lavartene vil

stort sett alle kunne plasseres i type 3 eller 8, som er de mer høyere liggende, tørre habitatene nær bestandsgrensa for bjørk.

Ikke-parametriske korrelasjonsanalyser, Kendall's  $\tau$ , ble utført mellom miljøparametre og DCA-akseverdier. DCA-akse 1 var best korrelert med et sett av næringsparametre i jorda; Ca, Mg, K, Mn, H og pH. DCA-akse 2 var best korrelert med analyserutenes plassering i høydenivå og minimumsverdiene av jorddybde. DCA-akse 3 var signifikant korrelert med mikrotopografisk variasjon og eksposisjon.

Direkte gradientanalyser ble utført med partiell CCA, Canonical Corresponded Analysis. Resultatene viser stor grad av overenstemmelse med resultatene fra de indirekte gradientanalysene. Følgende sju fysiske parametre forklarer mer enn 5 % av variasjonsstrukturen i materialet; Analyserutenes plassering langs en høydegradient (MA Alt 12,2 %), maksimal jordfuktighet (Mma 7,3 %), median jordfuktighet (Mme 7,0), temperaturen i øvre del av feltsjiktet, 40 cm over bakkenivå (Temp40 6,0 %), temperaturen i bunnsjiktet (Temp0 6,5 %), minimum jordfuktighet (Mmi 6,0 %) og relativ humiditet i bunnsjiktet (% RH0 5,3 %).

Følgende 12 kjemiske humusparametre forklarer mer enn 5 % av variasjonen; Ca (15,7 %), pH (14,3 %), Zn (13,0 %), H (12,4 %), Mn (11,1 %), Mg (10,2 %), Al (8,3 %), S (7,7 %), K (6,6 %), Na (6,6 %), Fe (6,3 %), P-Al (6,3 %).

Dette arbeidet fra Dividalen viser artenes fordeling langs forskjellige kompleksgradienter; næringsforhold, klima, topografisk variasjon osv. Arbeidet er primært designet for å studere hvor dynamikken er størst langs disse gradientene, og om endringer i artsmengder kan relateres til endringer i fysiske, biotiske og fremfor alt kjemiske parametre. Forhåpentlig vil materialet også bidra til økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Spesielt i de lavproduktive, nordboreale bjørkeskogsbeltene som til tross for sitt betydelige areal har blitt relativt lavt prioritert rent forskningsmessig.

## 7 Summary

This report deals with the setting up of an area for monitoring vegetation and soil in Dividalen National Park in Målselv, Troms (UTM DB 5022-5122). The area is located in the northern boreal birch forest, in a relatively continental section where the dominant type of vegetation is bilberry-mountain crowberry birch forest (A4c).

Ten analysis plots, each measuring 5 x 10 m, were marked out in the area. To ensure optimum opportunities for scientific co-operation with the Norwegian Forest Research Institute which is carrying out forest-related studies, including analyses of soil and soil water, in a 25 x 30 m intensive plot, two of the analysis plots were placed inside this one. The remainder were placed in birch forest localities in such a way as to cover the maximum possible floristic and ecological variation. Trees and bushes inside each plot and in a 2 m broad zone bordering them were recorded on a grid system and marked on a map.

Five randomly located analysis quadrats, each measuring 1 m<sup>2</sup>, were selected and permanently marked out in each analysis plot, and an inventory was drawn up of the vascular plants and cryptogams occurring in them. A total of 141 species were recorded, 74 vascular plants, 24 mosses, 18 liverworts and 25 lichens. The most frequent species (English name and total number of appearances in the quadrats are given in brackets) are: *Deschampsia flexuosa* (wavy hair-grass - 4722), *Vaccinium myrtillus* (bilberry - 3764), *Empetrum hermaphroditum* (mountain crowberry - 3560), *V. vitis-idaea* (cowberry/mountain cranberry - 3251), *Barbilophozia lycopodioides* (bearded goose-foot moss - 3104), *Cornus suecica* (dwarf cornel - 2965), *Hylocomium splendens* (stair-step moss - 2723), *Linnaea borealis* (twin-flower - 2493), *Anthoxanthum odoratum* (sweet vernal grass - 2229) and *Pleurozium schreberi* (pine moss - 2007).

A set of physical and biotic parameters was measured. Humus samples were collected from the quadrats and analysed for a limited number of chemical parameters.

This material was treated numerically using multivariate methods to provide a descriptive account of the vegetational structure and quantify the contribution from each of the structuring ecological parameters. Indirect gradient analysis was performed using Detrended Correspondence Analysis (DCA) and Local Nonmetric Multidimensional Scaling (LNMDs). Because LNMDs failed to provide more information, DCA alone was used for the remaining analytical work. The first two DCA axes had gradient lengths of 3.20 and 2.02 SD units, respectively. The first axis had an intrinsic value of 0.542. This represents 21.8 % of the total inertia in the material. The next axes had intrinsic values of 0.136, 0.091 and 0.066. The first four DCA axes together account for 33.6 % of the variation (total inertia) in the material.

The ordination results show that most species can be placed in one of the eight main types of distribution. The vascular plants and mosses have no completely clear preference for one or a few types, but type 4 is typical for the species that are found in higher altitude, herb-rich types of vegetation. Almost all the lichen species can be placed in types 3 or 8, which are the highest, driest habitats near the stand limit for birch.

Nonparametric correlation analysis (Kendall's  $\tau$ ) was performed between environmental parameters and DCA axis values. Axis 1 was best correlated with a set of nutritional parameters in the soil: Ca, Mg, K, Mn, H and pH. Axis 2 was best correlated with the altitudinal position of the quadrats and the minimum values for soil depth. Axis 3 was significantly correlated with variations in microtopography and the aspect.

Direct gradient analysis was carried out using partial Canonical Corresponded Analysis (CCA). The results largely agree with those from the indirect gradient analysis. The following 7 physical parameters account for more than 5 % of the total inertia in the material: the position of the quadrats along an altitudinal gradient (MAAlt 12.2 %), maximum soil moisture (Mma 7.3 %, median soil moisture (Mme 7.0 %), temperature in the upper part of the field layer, 40 cm above ground level (Temp40 6.0 %), temperature in the bottom layer (Temp0 6.5 %), minimum soil moisture (Mmi 6.0 %) and relative humidity in the bottom layer (% RH0 5.3 %).

The following 12 chemical parameters for humus account for more than 5 % of the total inertia: Ca (15.7 %), pH (14.3 %), Zn (13.0 %), H (12.4 %), Mn (11.1 %), Mg (10.2 %), Al (8.3 %), S (7.7 %), K (6.6 %), Na (6.6 %), Fe (6.3 %) and P-Al (6.3 %).

This work from Dividalen shows the distribution of the species along various complex gradients, nutritional relationships, climate, topographical variation, etc. The work is primarily designed for studying where the vegetation dynamics is at its maximum along these gradients and whether changes in the numbers of species can be related to changes in physical, biotic and, above all, chemical parameters. It is hoped that the material will also help to improve insight into which are the most important structuring processes in boreal birch forests, not least the low-productive north boreal birch forest belts which, despite their appreciable extent, have been given relatively low priority as regards research.

## 8 Litteratur

- Andersen, B.G. 1974. Utformingene av landskapet. - I: Vorren K.-D. et al., red. Norges nasjonalparker. Øvre Dividal. s. 21-34.
- Anderson, D.J., Cooke, R.C., Elkington, T.T. & Read, D.J. 1966. Studies on structure in plant communities. II. The structure of some dwarf-heath and birch-copse communities in Skjaldfannardalur, North-west Iceland. - *J. Ecol.* 54: 781-793.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - DNMI Rapp. 2: 1-63.
- Benum, P. 1958. The flora of Troms fylke. A floristic and phytogeographical survey of the vascular flora of Troms fylke in northern Norway. - *Tromsø Mus. Skr.* 6: 1-402, kart.
- Bergan, J. 1974. Varmeklimaet i forskjellige høydesoner under bjørkeskogsgrensa i Troms. - *Medd. Norsk Inst. Skogforsk.* 31,8: 332-353.
- Bergeron, Y. & Bochar, A. 1983. Use of groups in analysis and classification of plant communities in a section of western Quebec. - *Vegetatio* 56: 45-63.
- Braak, C.J.F. ter 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - *Ecology* 67: 69-77.
- Braak, C.J.F. ter 1987a. 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.
- Braak, C.J.F. ter 1987b. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. - *Vegetatio* 69: 67-77.
- Braak, C.J.F. ter 1987c. Ordination. - I: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R., red. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. s. 91-173.
- Braak, C.J.F. ter 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. - *Agricult. Math. Group, Wageningen.*
- Braak, C.J.F. ter & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. - *Adv. Ecol. Res.* 18: 271-317.
- Brezeziecki, B. 1987. Analysis of vegetation-environment relationships using a simultaneous equations model. - *Vegetatio* 71: 175-184.
- Carleton, T.J. & Maycock, P.F. 1980. Vegetation of the boreal forest south of James Bay: Non-centered component analysis of the vascular flora. - *Ecology* 61: 1199-1212.
- Carr, M.R. 1990. Practical notes for using the computer programmes prepared for the training workshop on statistical treatment and interpretation of marine community data. - Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clarke, B. 1991. Lecture notes for a training workshop on multivariate analysis of benthic community data. - Univ. Oslo.
- Clymo, R.S. 1980. Preliminary survey of the peat-bog Hummell Knowe Moss using various numerical methods. - *Vegetatio* 42: 129-148.
- Conover, W.J. 1980. Practical nonparametric statistics. 2nd ed. - Wiley, New York.
- Corley, M.F.V., Crundwell, A.C., Düll, R., Hill, M.O., & Smith, A.J.E. 1981. Mosses of Europe and the Azores; an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. - *J. Bryol.* 11: 609-689.
- Dahl, E., Gjems, O. & Kielland-Lund, J. 1967. On the vegetation types of Norwegian conifer forests in relation to the chemical properties of the humus layer. - *Medd. norske Skogfors. Ves.* 23: 504-531.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge 1 : 1 500 000. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.4. Statens kartverk.
- Dimbleby, G.W. 1952. The root sap of birch on a podsol. - *Plant and Soil* 4: 141-153.
- Eide, E. 1930. Sommervarmens betydning for granfrøets spireevne. - *Medd. norske Skogfors. Ves.* 3: 473-508.
- Eilertsen, O. 1994. Endringer i kjemiske jordparametre i et borealt barskogsområde i Gjerstad i perioden 1988-1993. - I: Fløisand, I. & Johannessen, T., red. Lufttransporterte forurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. NILU OR 17/94. s. 149-152.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Pedersen, O. 1989. Virkning av nedveining og artsfjerning ved DCA-ordinasjon av vegetasjonsøkologiske datasett. - Univ. Trondheim, Vitensk.-mus. Rapp. Bot. Ser. 1988,1: 5-18.
- 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.
- Elkington, T.T. & Jones, B.M.G. 1974. Biomass and primary productivity of birch (*Betula pubescens* s. lat.) in south-west Greenland. - *J. Ecol.* 62: 821-830.
- Enquist, F. 1933. Trädgränsundersökningar. - *Svenska Skogsv. För. Tidskr.* 31: 145-214.
- Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. - *Vegetation* 69: 57-68.
- Fenstad, G.U., Walløe, L. & Wille, S.Ø. 1977. Three tests for regression compared by stochastic simulation under normal and heavy tailed distribution of errors. - *Scand. J. Statist.* 4: 31-34.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredning 1987,1.
- Fremstad, E. & Sørensen, O.J. 1989. Floristiske og faunistiske undersøkelser i området Frihetsli-Njunis i Målselv. En konsekvensanalyse. - NINA Oppdragsmelding 3: 1-42.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - DNMI Rapp. 39: 1-63.



- Gardiner, A.S. 1968. The reputation of birch for soil improvement. A literature review. - Forestry Commission Research and Development Paper 67. HSMO London.
- Gaare, E. 1994. Overvåking av  $^{137}\text{Cs}$  i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. - NINA Oppdragsmelding 300: 1-29.
- Helland, A. 1912. Trægrænser og sommervarmen. - Tidsskr. Skogbr. 20: 131-148, 169-175, 303-313.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell Univ., Ithaca, New York.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - Vegetatio 42: 47-58.
- Ingestad, T. 1957. Studies on the nutrition of forest tree seedlings. I. Mineral nutrition of birch (*Betula verrucosa*). - Physiol. Plant. 10: 418-439.
- Ingestad, T. 1977. Nitrogen and plant growth; maximum efficiency of nitrogen fertilizers. - Ambio 6: 146-151.
- Jensen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. - NISK, Ås.
- Jensen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. - Skogforsk Rapp. 1992,9: 1-25.
- Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. - Skogforsk Rapp. 1993,12: 1-24.
- Jensén, S. 1978. Influences of transformation of cover values on classification and ordination of lake vegetation. - Vegetatio 37: 19-31.
- Kalstad, J. K. 1974. Samene og Dividalen. - I: Vorren, K.-D. et al., red. Norges nasjonalparker. Øvre Dividal. s. 91 - 98.
- Karlsson, P.S. & Nordell, K.O. 1987. Growth of *Betula pubescens* and *Pinus sylvestris* seedlings in a subarctic environment. - Funct. Ecol. 1: 37-44.
- Kielland-Lund, J. 1981. Hva er fjellskog? - Tidsskr. Skogbruk 1981,1: 46-60.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1980. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kruskal, J.B. 1964a. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. - Psychometrika 29: 1-27.
- Kruskal, J.B. 1964b. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. - Psychometrika 29: 115-129.
- Kruskal, J.B., Young, F.W. & Seery, J.B. 1973. How to use KYST, a very flexible program to do multidimensional scaling and unfolding. - Bell Labs, Murray Hill, New Jersey. Unpubl.
- Kuusipalo, J. 1983. Distribution of vegetation on mesic forest sites in relation to some characteristics of the tree stand and soil fertility. - Silva Fenn. 17: 403-418.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smånagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. - NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
- Lahti, T. & Väisänen, R.A. 1987. Ecological gradients of boreal forests in south Finland: an ordination test of Cajander's forest site type theory. - Vegetatio 68: 145-156.
- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora. - Det norske samlaget, Oslo.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN Rapp. 8:1-98.
- Maarel, E. van der 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. - Vegetatio 39: 97-114.
- Martonne, E. de 1926. Une nouvelle fonction climatologique l'indice d'aridité. - Meteorologie 2: 449-458.
- Miles, J. 1981. Effect of birch on moorlands. - Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, Great Britain.
- Miles, J. & Kinnaird, J.W. 1979. Grazing: with particular reference to birch, juniper and Scots pine in the Scottish highlands. - Scottish Forestry 33: 280-289.
- Miles, J. & Young, W.F. 1980. The effects on heathland and moorland soils in Scotland and northern England following colonization by birch (*Betula* spp.). - Bull. Ecol. 11: 233-242.
- Miller, H.G. 1984. Nutrient cycles in birchwoods. - Proc. Roy. Soc. Edinburgh 85B: 83-96.
- Minchin, P. 1986. How to use ECOPAK: an ecological database system. - CSIRO Inst. Biol. Res. Div. Wat. Land Res. Tech. Mem. 86,6: 1-138.
- Minchin, P. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. - Vegetatio 69: 89-107.
- Moen, A. & Odland, A. 1993. Vegetasjonsseksjoner i Norge. - Univ. Trondheim, Vitenskapsmus. Rapp. bot. Ser. 1993,2: 37-53.
- Mork, E. 1933. Temperaturen som foryngelsesfaktor i de nordtrønderske granskoger. - Meddr norske SkogforsVes. 16: 1-156.
- Mork, E. 1957. Om frøkvalitet og frøproduksjon hos furu i Hirkjølen. - Meddr norske SkogforsVes. 48: 353-379.
- Mork, E. 1968. Økologiske undersøkelser i fjellskogen i Hirkjølen forsøksområde. - Meddr norske SkogforsVes. 25: 467-596.
- Munch, J. S. 1974. Nordmennene og Dividalen. - I: Vorren, K.-D. et al., red. Norges nasjonalparker. Øvre Dividal. s. 99-104.
- Osland, L.M. 1974. Berggrunn. - I: Vorren K.-D. et al., red. Norges nasjonalparker, Øvre Dividal. s. 15-20.
- Owen, D.B. 1962. Handbook of statistical tables. - Addison-Westley, Reading, Mass.
- Pearson, K. 1901. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. - Phil. Mag., 6 Ser. 2: 559-572.



- Peet, R.K. & Loucks, O.L. 1977. A gradient analysis of southern Wisconsin forests. - *Ecology* 58: 485-499.
- Pedersen, O. 1988. Biological data program/PC. Version 1.01. Brukerveiledning. - VegeDataConsult, Oslo.
- Peidano, M. & Moreno, G. 1989. The genus *Betula* (Betulaceae) in the Sistema Centra (Spain). - *Willdenowia* 18: 343-359.
- Perala, D.A. & Alm, A.A. 1990a. Reproductive ecology of birch: a review. - *Forest Ecology and Management* 32: 1-38.
- Perala, D.A. & Alm, A.A. 1990b. Regeneration silviculture of birch: a review. - *Forest Ecology and Management* 32: 39-77.
- Pigott, C.D. 1983. Regeneration of oak-birch woodland following exclusion of sheep. - *J. Ecol.* 71: 629-646.
- Sepponen, P. 1985. The ecological classification of sorted forest soils of varying genesis in northern Finland. - *Comm. Inst. For. Fenn.* 129: 1-77.
- Smartt, P.F.M., Meacock, S.E. & Lambert, J.M. 1974a. Investigations into properties of quantitative vegetation data. - *J. Ecol.* 62: 735-759.
- Smartt, P.F.M., Meacock, S.E. & Lambert, J.M. 1974b. Investigations into properties of quantitative vegetation data. II. Further data comparisons. - *J. Ecol.* 64: 47-78.
- Smith, A.J.E. 1990. The liverworts of Britain and Ireland. - Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- STSC Inc. 1991. Statistical procedures reference manual. - Statgraphics Inc., Rockville, USA.
- Stuart, A. 1956. The efficiencies of test of randomness against normal regression. - *J. Am. Stat. Ass.* 51: 285-287.
- Tuhkanen, S. 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. - *Acta Phytogeographica Suecica* 67: 1-109.
- Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. - *Acta for. fenn* 20: 1-67.
- Vorren, K.-D. et al., red. 1974. Norges nasjonalparker, Øvre Dividal. Luther Forlag, Oslo.
- Vorren, K.-D. & Engelskjøn, T. 1974. Vegetasjon og flora. - I: Vorren, K.-D. et al., red. Norges nasjonalparker, Øvre Dividal. s. 38-69.
- Westhoff, V. & Maarel, E. van der 1978. The Braun-Blanquet approach. - I: Whittaker, R.H., red. Classification of plant communities. Junk, The Hague.
- Wilhelmsen, K. 1974. Klima. - I: Vorren, K.-D. et al., red. Norges nasjonalparker, Øvre Dividal. s. 35-36.
- Økland, R.H. 1986. Rescaling of ecological gradients. I. Calculation of ecological distance between vegetation stands by means of their floristic composition. - *Nord. J. Bot.* 6: 651-660.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - *Sommerfeltia Suppl.* 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. - DN-utredning 1994,5.
- Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in Grunningsdalen, S. Norway. - *Sommerfeltia* 2: 1-224.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation - environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1994. Canonical Correspondence Analysis with variation partitioning: some comments and an application. - *J. Veg. Sci.* 5: 117-126.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forest in Norway. I. Rausjømarka in Akerhus county, SE Norway. - *Sommerfeltia* 10: 1-52.
- Økland, T. 1993. Vegetasjonsøkologisk overvåking av barskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk inst. Jord-Skogkartlegging, Ås. Rapp. 6: 1-76.

# Vedlegg 1

Oversikt over artsforkortelser, vitenskaplige artsnavn og norske artsnavn. - Survey of species abbreviations, scientific names and Norwegian names.

Betu nan	<i>Betula nana</i>	dvergbjørk
Betu pub	<i>Betula pubescens</i>	vanlig bjørk
Juni com	<i>Juniperus communis</i>	einer
Sali cap	<i>Salix caprea</i>	selje
Sali lap	<i>Salix lapponum</i>	lappvier
Sali phy	<i>Salix phylicifolia</i>	grønnvier
Sorb auc	<i>Sorbus aucuparia</i>	rogn
Empe her	<i>Empetrum hermaphroditum</i>	fjellkrekling
Vacc myr	<i>Vaccinium myrtillus</i>	blåbær
Vacc uli	<i>Vaccinium uliginosum</i>	blokkebær
Vacc vit	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	tyttebær
Alch gla	<i>Alchemilla glabra</i>	glattmarikåpe
Ante dio	<i>Antennaria dioica</i>	kattefot
Astr alp	<i>Astragalus alpinus</i>	setermjelt
Bart alp	<i>Bartsia alpina</i>	svarttopp
Cera fon	<i>Cerastium fontanum</i>	vanlig arve
Cirs hel	<i>Cirsium helenioides</i>	hvitbladtistel
Coel vir	<i>Coeloglossum viride</i>	grønnekurle
Corn sue	<i>Cornus suecica</i>	skrubbær
Diph com	<i>Diphysium complanatum</i>	skogjamne
Epil als	<i>Epilobium alsinifolium</i>	kildemjølke
Epil ang	<i>Epilobium angustifolium</i>	geitrams
Equi pra	<i>Equisetum pratense</i>	engsnelle
Equi sci	<i>Equisetum scirpoides</i>	dvergsnelle
Equi syl	<i>Equisetum sylvaticum</i>	skogsnelle
Gera syl	<i>Geranium sylvaticum</i>	skogstorknebb
Gnap nor	<i>Gnaphalium norvegicum</i>	setergråurt
Gymn dry	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	fugleteig
Hier alp	<i>Hieracium alpinum</i>	fjellsveve
Hier vul	<i>Hieracium vulgatum</i>	beitesveve
Linn bor	<i>Linnaea borealis</i>	linnea
List cor	<i>Listera cordata</i>	småtvblad
Lycop ann	<i>Lycopodium annotinum</i>	stri kråkefot
Mela pra	<i>Melampyrum pratense</i>	stormarimjelle
Mela syl	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	småmarimjelle
Myos dec	<i>Myosotis decumbens</i>	fjellminneblom
Orth sec	<i>Orthilia secunda</i>	nikkevintergrønn
Pedi lap	<i>Pedicularis lapponica</i>	bleikmyrklegg
Phyl cae	<i>Phyllodoce caerulea</i>	blålyng
Poly viv	<i>Polygonum viviparum</i>	harerug
Pote cra	<i>Potentilla crantzii</i>	flekkmure
Pyro min	<i>Pyrola minor</i>	perlevintergrønn
Ranu acr	<i>Ranunculus acris</i>	engsoleie
Rubu cha	<i>Rubus chamaemorus</i>	molte
Rubu sax	<i>Rubus saxatilis</i>	teiebær
Rume ace	<i>Rumex acetosa ssp. lapponicus</i>	setersyre
Saus alp	<i>Saussurea alpina</i>	fjelltistel
Sela sel	<i>Selaginella selaginoides</i>	dvergjamne
Sile dio	<i>Silene dioica</i>	rød jonsokblom
Soli vir	<i>Solidago virgaurea</i>	gullris

Stel gra	<i>Stellaria graminea</i>	grasstjerneblom
Tara sp.	<i>Taraxacum</i> sp.	løvetann
Thal alp	<i>Thalictrum alpinum</i>	fjellfrøstjerne
Trie eur	<i>Trientalis europaea</i>	skogstjerne
Trol eur	<i>Trollius europaeus</i>	ballblom
Vero alp	<i>Veronica alpina</i>	fjellveronika
Viol bif	<i>Viola biflora</i>	fjellfiol
Anth odo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	gulaks
Cala lap	<i>Calamagrostis lapponica</i>	finnmarksrørkvein
Cala pur	<i>Calamagrostis purpurea</i>	skogrørkvein
Care big	<i>Carex bigelowii</i>	stivstarr
Care nig	<i>Carex nigra</i>	slåttestarr
Care vag	<i>Carex vaginata</i>	slirestarr
Desc ces	<i>Deschampsia cespitosa</i>	sølvbunke
Desc fle	<i>Deschampsia flexuosa</i>	smyle
Fest ovi	<i>Festuca ovina</i>	sauesvingel
Junc tri	<i>Juncus trifidus</i>	rabbesiv
Luzu fri	<i>Luzula frigida</i>	seterfrytle
Luzu pil	<i>Luzula pilosa</i>	hårfrytle
Mili eff	<i>Milium effusum</i>	myskegras
Phle alp	<i>Phleum alpinum</i>	fjelltimotei
Poa alp	<i>Poa alpigena</i>	seterrapp
Poa pra	<i>Poa pratensis</i>	engrapp
Tris spi	<i>Trisetum spicatum</i>	svartaks
Aula pal	<i>Aulacomnium palustre</i>	myrfiltmose
Brac ref	<i>Brachythecium reflexum</i>	sprikelundmose
Brac sa	<i>Brachythecium salebrosum</i>	lilundmose
Brac sta	<i>Brachythecium starkei</i>	strålundmose
Bryu sp.	<i>Bryum</i> sp.	vrangmose
Dicr fus	<i>Dicranum fuscescens</i>	bergsigd
Dicr maj	<i>Dicranum majus</i>	blanksigd
Dicr sco	<i>Dicranum scoparium</i>	ribbesigd
Hylo spl	<i>Hylocomium splendens</i>	etasjehusmose
Mniu spi	<i>Mnium spinosum</i>	strøtornemose
Mniu ste	<i>Mnium stellare</i>	stjernerornemose
Plag lae	<i>Plagiothecium laetum</i>	glansjammemose
Pleu sch	<i>Pleurozium schreberi</i>	furumose
Pohl cru	<i>Pohlia cruda</i>	opalnikkemose
Pohl nut	<i>Pohlia nutans</i>	vegnikkemose
Poly alp	<i>Polytrichum alpinum</i>	fjellbjørnemose
Poly com	<i>Polytrichum commune</i>	storbjørnemose
Poly jun	<i>Polytrichum juniperinum</i>	einerbjørnemose
Rhiz mag	<i>Rhizomnium magnifolium</i>	storrundmose
Rhiz pun	<i>Rhizomnium punctatum</i>	bekkerundmose
Rhod ros	<i>Rhodobryum roseum</i>	rosettmose
Sani unc	<i>Sanionia uncinata</i>	bleikklo
Timm aus	<i>Timmia austriaca</i>	rødsliremose
Tort mur	<i>Tortula ruralis</i>	putehårstjerne
Barb bar	<i>Barbilophozia barbata</i>	skogskjeggmose
Barb flo	<i>Barbilophozia floerkei</i>	lyngskjeggmose
Barb hat	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	grynskjeggmose
Barb kun	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	myrskjeggmose
Barb lyc	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	gåsefotskjeggmose
Caly int	<i>Calypogeia integristipula</i>	skogflak
Ceph ple	<i>Cephalozia pleniceps</i>	storglefse
Ceph rub	<i>Cephaloziella rubella</i>	rødpistre
Harp flo	<i>Harpanthus flotovianus</i>	kildesalmose

Loph het	Lophocolea heterophylla	stubbetannmose
Loph htr	Lophozia heterocolpos	piskflik
Loph obt	Lophozia obtusa	buttflik
Loph ven	Lophozia ventricosa	grokornflik
Myli tay	Mylia taylorii	rødmuslingmose
Pell epi	Pellia epiphylla	flikvårmose
Ptil cil	Ptilidium ciliare	bakkefrynse
Scap irr	Scapania irrigua	sumptvebladmose
Trit qui	Tritomaria quinquedentata	storchoggtann
Cetr cuc	Cetraria cucullata	gulskjerpe
Cetr eri	Cetraria ericetorum	smal islandslav
Cetr isl	Cetraria islandica	islandslav
Clad arb	Cladina arbuscula coll.	lys reinlav
Clad ran	Cladina rangiferina	grå reinlav
Clad bel	Cladonia bellidiflora	blomsterlav
Clad car	Cladonia carneola	bleikbeger
Clad chl	Cladonia chlorophaea	pulverbrunbeger
Clad coc	Cladonia coccifera	rødbeger
Clad cor	Cladonia cornuta	skogsyl
Clad cri	Cladonia crispata	traktlav
Clad dig	Cladonia digitata	fingerbeger
Clad ecm	Cladonia ecmocyna	snøsyl
Clad fur	Cladonia furcata	gaffellav
Clad gra	Cladonia gracilis	syllav
Clad sul	Cladonia sulphurina	fausklav
Clad unc	Cladonia uncialis	pigglav
Loba lin	Lobaria linita	fjellnever
Neph arc	Nephroma arcticum	storrvenge
Pelt aph	Peltigera aphthosa	grønnever
Pelt deg	Peltigera degenii	blank bikkjenever
Pelt mal	Peltigera malacea	mattnever
Pelt pol	Peltigera polydactyla	fingernever
Pelt ruf	Peltigera rufescens	brunnever
Ster pas	Stereocaulon paschale	vanlig saltlav

## Vedlegg 2

Oversikt over forkortelser for miljøparametre. - Survey of abbreviations for environmental variables.

MA Asl	macro plot altitude	makrorutas høyde over havet
MA Slo	macro plot slope	makrorutas gjennomsnittlige hellning
MA Asp	macro plot aspect	makrorutas eksposisjon
MA Ter	macro plot terrain form (convexity)	makrorutas terrengform (konveksitet)
MA Une	macro plot surface unevenness	variasjon i makrotopografi
ME Slo	meso plot slope	mesorutas gjennomsnittlige hellning
ME Asp	meso plot aspect	mesorutas eksposisjon
ME Ter	meso plot terrain form	mesorutas terrengform (konveksitet)
ME Une	meso plot surface unevenness	variasjon i mikrotopografi
Smi	soil depth, minimum	minimum jorddybde
Sme	soil depth, median	median jorddybde
Sma	soil depth, maximum	maksimum jorddybde
Mmi	soil moisture, minimum	minimum jordfuktighet
Mme	soil moisture, median	median jordfuktighet
Mma	soil moisture, maximum	maksimum jordfuktighet
%RH0	relative air humidity on the ground	relativ humiditet på bakkenivå
Temp0	air temperatur on the ground	lufttemperatur ved bakkenivå
Dew0	dewpoint on the ground	doggpunkt på bakkenivå
%RH40	relative air humidity 40 cm above ground	relativ humiditet 40 cm over bakken
Temp40	air temperature 40 cm above ground	lufttemperatur 40 cm over bakken
Dew40	dewpoint 40 cm above ground	doggpunkt 40 cm over bakken
CL	% cover of litter	dekning av strø
CR	% cover of rocks	dekning av fjell
CBP	% cover of bare patches	dekning av bar mark
pH	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (H <sub>2</sub> O)
P-Al	total P	total P
tot N	total N	total N
H	exchangeable H	utbyttbart H
K	exchangeable K	utbyttbart K
Mg	exchangeable Mg	utbyttbart Mg
Ca	exchangeable Ca	utbyttbart Ca
Na	exchangeable Na	utbyttbart Na
Al	exchangeable Al	utbyttbart Al
Fe	exchangeable Fe	utbyttbart Fe
Mn	exchangeable Mn	utbyttbart Mn
Zn	exchangeable Zn	utbyttbart Zn
P	exchangeable P	utbyttbart P
S	exchangeable S	utbyttbart S
N-TOT	total number of species in the meso plot	totalt antall arter i mesoruta
N-VAS	number of vascular plants in the meso plot	antall karplanter i mesoruta
N-BOT	number of species in the meso plot bottom layer	antall bunnsjiktarter
xN-BRY	number of bryophytes in the meso plot	antall moser i mesoruta
xN-LIC	number of lichens in the meso plot	antall lavararter i mesoruta
CC	total cover of field layer	total dekning i feltsjiktet
CD	total cover of bottom layer	total dekning i bunnsjiktet

## Vedlegg 3

Artenes smårutefrekvens i 50 analyseruter. - Species frequency in 50 sample plots.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Betula nana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens	.	13,0	.	.	.	.	.	.	6,0	6,0
Juniperus communis	.	.	10,4	.	20,0	.	.	.	.	.
Salix caprea	.	20,0	.	64,8	20,0	.	.	.	.	.
Salix lapponum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix phylicifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Empetrum hermaphroditum	.	38,0	.	6,0	100,0	94,0	69,0	94,0	94,0	13,0
Vaccinium myrtillus	50,0	.	6,0	81,0	.	100,0	100,0	100,0	100,0	94,0
Vaccinium uliginosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	38,0	100,0	94,0	38,0	100,0	100,0	63,0	100,0	88,0	75,0
Alchemilla glabra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Antennaria dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus alpinus	.	.	.	16,2	.	.	.	.	.	.
Bartsia alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium fontanum	.	.	.	6,0	.	.	.	.	.	.
Cirsium helenioides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Coeloglossum viride	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus suecica	100,0	100,0	100,0	100,0	94,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Diphysium complanatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium alsinifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium angustifolium	.	15,2	.	.	.	.	.	.	.	2,4
Equisetum pratense	25,0	94,0	63,0	63,0	50,0	.	.	.	.	38,0
Equisetum scirpoides	.	.	7,6	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum sylvaticum	.	.	.	.	.	.	.	6,0	6,0	6,0
Geranium sylvaticum	.	.	.	6,0	.	13,0	.	.	50,0	100,0
Gnaphalium norvegicum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris	63,0	94,0	.	.	.	100,0	100,0	100,0	94,0	69,0
Hieracium alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium vulgatum	6,0	.	6,0	.	.	.	.	.	6,0	.
Linnaea borealis	88,0	100,0	100,0	63,0	100,0	81,0	31,0	50,0	81,0	44,0
Listera cordata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopodium annotinum	100,0	81,0	100,0	88,0	.	81,0	25,0	56,0	.	.
Melampyrum pratense	.	.	.	63,0	.	.	.	.	.	.
Melampyrum sylvaticum	100,0	100,0	88,0	81,0	.	88,0	88,0	56,0	75,0	44,0
Myosotis decumbens	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Orthilia secunda	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pedicularis lapponica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phylodoce caerulea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum viviparum	.	.	.	.	.	.	.	.	2,4	27,6
Potentilla crantzii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pyrola minor	56,0	.	.	.	.	.	.	.	6,0	13,0
Ranunculus acris	56,0	.	.	.	.	.	.	.	44,0	100,0
Rubus chamaemorus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,6
Rumex acetosa ssp. lapponicus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0
Saussurea alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Selaginella selaginoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Solidago virgaurea</i>	100,0	56,0	81,0	88,0	38,0	13,0	13,0	.	19,0	81,0
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	.	2,6	.	.	.	.	.	.
<i>Taraxacum</i> sp.	.	.	56,0	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalictrum alpinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Trientalis europaea</i>	31,0	.	.	13,0	56,0	.	.	.	.	.
<i>Trollius europaeus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Veronica alpina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Viola biflora</i>	50,0	.	.	81,0	.	.	.	.	38,0	56,0
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	56,0	88,0	19,0	.	.	63,0	25,0	.	81,0	100,0
<i>Calamagrostis lapponica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Calamagrostis purpurea</i>	.	.	.	2,6	.	.	.	.	.	.
<i>Carex bigelowii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex vaginata</i>	75,0	81,0	75,0	.	.	.	.	13,0	44,0	50,0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	20,0	.	35,2	.	20,0	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Festuca ovina</i>	31,0	.	13,0	38,0	.	.	.	.	.	.
<i>Juncus trifidus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula frigida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula pilosa</i>	13,0	.	.	50,0	13,0	94,0	100,0	81,0	100,0	81,0
<i>Milium effusum</i>	.	48,6	7,8	33,6	.	.	.	.	.	.
<i>Phleum alpinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Poa alpigena</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>	56,0	.	.	88,0	.	.	.	.	.	.
<i>Trisetum spicatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Brachythecium reflexum</i>	31,0	63,0	81,0	13,0	50,0	.	6,0	25,0	.	.
<i>Brachythecium salebrosum</i>	56,0	88,0	31,0	63,0	.	.	6,0	.	.	19,0
<i>Brachythecium starkei</i>	.	.	6,0	13,0	69,0	.	.	44,0	.	13,0
<i>Bryum</i> sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum fuscescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum majus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum scoparium</i>	.	.	.	.	.	13,0	.	.	6,0	6,0
<i>Hylocomium splendens</i>	38,0	25,0	.	88,0	.	100,0	13,0	25,0	88,0	88,0
<i>Mnium spinosum</i>	.	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mnium stellare</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3,8
<i>Plagiothecium laetum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pleurozium schreberi</i>	.	6,0	6,0	.	38,0	44,0	.	75,0	63,0	13,0
<i>Pohlia cruda</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pohlia nutans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum alpinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum commune</i>	19,0	.	.	69,0	.	19,0	.	75,0	.	.
<i>Polytrichum juniperinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25,0
<i>Rhizomnium magnifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10,4
<i>Rhizomnium punctatum</i>	.	.	.	2,4	.	.	.	.	.	.
<i>Rhodobryum roseum</i>	88,0	.	.	6,0	.	.	.	.	69,0	69,0
<i>Sanionia uncinata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Timmia austriaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Tortula ruralis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia barbata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia floerkei</i>	13,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	10,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Barbilophozia lycopodioides	38,0	.	6,0	.	.	25,0	.	.	75,0	63,0
Calypogeia integristipula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia pleniceps	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephaloziella rubella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Harpanthus flotovianus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophocolea heterophylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia heterocolpos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,2
Lophozia obtusa	6,0	.	.	.	.	.	.	.	19,0	44,0
Lophozia ventricosa	.	.	.	.	.	.	.	.	13,0	.
Mylia taylorii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ptilidium ciliare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scapania irrigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,2
Tritomaria quinquedentata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria cucullata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria ericetorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria islandica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina arbuscula coll.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina rangiferina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia bellidiflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia carneola	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia chlorophaea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia coccifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia cornuta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia crispata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia digitata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia ecmocyna	.	.	.	.	.	*	.	.	.	.
Cladonia furcata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia gracilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia sulphurina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia uncialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lobaria linita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nephroma arcticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera aphthosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera degenii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera malacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera polydactyla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera rufescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stereocaulon paschale	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.



	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Betula nana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0
Betula pubescens	6,0	.	.	19,0	.	.	.	.	.	31,0
Juniperus communis	.	.	.	10,4	.	.	.	.	.	.
Salix caprea	.	.	.	.	.	40,0	.	.	.	.
Salix lapponum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix phylicifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Empetrum hermaphroditum	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Vaccinium myrtillus	100,0	100,0	94,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Vaccinium uliginosum	.	.	.	25,0	63,0	13,0	25,0	94,0	94,0	38,0
Vaccinium vitis-idaea	69,0	75,0	69,0	56,0	81,0	88,0	81,0	100,0	94,0	56,0
Alchemilla glabra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Antennaria dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus alpinus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bartsia alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium fontanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium helenioides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Coeloglossum viride	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus suecica	100,0	100,0	94,0	88,0	100,0	81,0	94,0	94,0	94,0	75,0
Diphysium complanatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium alsinifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum pratense	.	.	44,0	19,0	31,0	.	.	.	.	.
Equisetum scirpoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum sylvaticum	6,0	.	.	.	13,0	44,0	94,0	19,0	69,0	69,0
Geranium sylvaticum	13,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gnaphalium norvegicum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris	50,0	100,0	38,0	63,0	44,0	.	.	.	.	.
Hieracium alpinum	.	.	.	.	3,6	.	.	.	.	.
Hieracium vulgatum	19,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Linnaea borealis	6,0	88,0	63,0	44,0	44,0	69,0	69,0	88,0	44,0	25,0
Listera cordata	30,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopodium annotinum	25,0	38,0	13,0	.	13,0	.	13,0	13,0	.	.
Melampyrum pratense	44,0	81,0	44,0	.	.	38,0	69,0	94,0	44,0	13,0
Melampyrum sylvaticum	56,0	13,0	.	13,0	44,0	.	6,0	.	.	6,0
Myosotis decumbens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Orthilia secunda	19,0	75,0	6,0	56,0	88,0	.	.	.	.	.
Pedicularis lapponica	13,0	.	.	.	13,0	19,0	.	63,0	38,0	25,0
Phyllodoce caerulea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum viviparum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla crantzii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pyrola minor	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus acris	.	.	.	.	6,0	.	.	.	.	.
Rubus chamaemorus	.	.	.	.	.	31,0	6,0	19,0	19,0	44,0
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa ssp. lapponicus	6,0	.	.	25,0	.	.	.	.	.	.
Saussurea alpina	.	.	.	50,0	.	.	.	.	.	.
Selaginella selaginoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Solidago virgaurea	19,0	.	.	31,0	25,0	.	19,0	.	50,0	.
Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Taraxacum sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thalictrum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trientalis europaea	.	94,0	38,0	19,0	38,0	.	.	.	.	.

	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Trollius europaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola biflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthoxanthum odoratum	.	19,0	.	19,0	.	69,0	100,0	69,0	100,0	100,0
Calamagrostis lapponica	.	6,0	.	.	.	.	.	.	19,0	.
Calamagrostis purpurea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex bigelowii	.	.	.	6,0	.	.	.	.	.	.
Carex nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex vaginata	19,0	94,0	63,0	63,0	69,0	44,0	94,0	44,0	100,0	88,0
Deschampsia cespitosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia flexuosa	100,0	100,0	100,0	94,0	75,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Festuca ovina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus trifidus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula frigida	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula pilosa	38,0	19,0	.	50,0	38,0	.	.	.	.	.
Milium effusum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phleum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa alpigena	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trisetum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium reflexum	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium salebrosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium starkei	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum sp.	.	.	.	1,2	.	.	.	.	.	.
Dicranum fuscescens	.	.	4,8	.	.	.	.	.	35,2	.
Dicranum majus	.	.	.	1,2	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium	25,0	6,0	.	31,0	38,0	25,0	50,0	19,0	.	6,0
Hylocomium splendens	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	94,0	100,0	100,0	100,0	81,0
Mnium spinosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mnium stellare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium laetum	.	.	.	.	4,8	.	.	.	.	.
Pleurozium schreberi	81,0	75,0	44,0	100,0	100,0	75,0	94,0	69,0	63,0	94,0
Pohlia cruda	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pohlia nutans	.	.	6,0	13,0	6,0	.	.	.	.	.
Polytrichum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum commune	69,0	63,0	75,0	38,0	25,0	81,0	100,0	94,0	56,0	75,0
Polytrichum juniperinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	100,0
Rhizomnium magnifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhizomnium punctatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhodobryum roseum	13,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanionia uncinata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Timmia austriaca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tortula ruralis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia barbata	2,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia floerkei	19,0	.	6,0	.	.	.	.	.	.	13,0
Barbilophozia hatcheri	15,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia kunzeana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0
Barbilophozia lycopodioides	100,0	94,0	88,0	81,0	75,0	63,0	38,0	56,0	75,0	56,0
Calyptogeia integristipula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia pleniceps	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephaloziella rubella	.	.	.	1,2	.	.	.	.	.	.
Harpanthus flotvianus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Lophocolea heterophylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia heterocolpos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia obtusa	6,0	.	.	.	.	.	6,0	.	6,0	.
Lophozia ventricosa	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0	.
Mylia taylorii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ptilidium ciliare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scapania irrigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tritomaria quinquedentata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria cucullata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria ericetorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria islandica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina arbuscula coll.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina rangiferina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia bellidiflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia carneola	.	.	4,8	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia chlorophaea	6,0	.	13,0	13,0	.	.	.	.	.	.
Cladonia coccifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia cornuta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia crispata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia digitata	6,0	.	6,0	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia ecmocyna	13,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia furcata	.	.	13,0	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia gracilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia sulphurina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia uncialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lobaria linita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nephroma arcticum	.	.	.	.	.	.	56,0	19,0	69,0	38,0
Peltigera aphthosa	38,0	.	.	.	31,0	.	.	.	.	.
Peltigera degenii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera malacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera polydactyla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera rufescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stereocaulon paschale	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Betula nana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens	19,0	.	6,0	6,0	6,0	.	.	.	.	.
Juniperus communis	.	.	55,2	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix lapponum	.	.	25,0	.	.	.	.	.	.	.
Salix phylicifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Empetrum hermaphroditum	100,0	100,0	100,0	94,0	100,0	100,0	100,0	94,0	100,0	94,0
Vaccinium myrtillus	94,0	88,0	94,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Vaccinium uliginosum	100,0	100,0	19,0	100,0	69,0	25,0	19,0	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	38,0	31,0	.	63,0	44,0	19,0	13,0	19,0	38,0	38,0
Alchemilla glabra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Antennaria dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus alpinus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bartsia alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium fontanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium helenioides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Coeloglossum viride	.	.	2,6	.	.	.	.	.	.	.
Cornus suecica	100,0	100,0	94,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Diphysium complanatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium alsinifolium	12,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum pratense	25,0	69,0	69,0	44,0	56,0	.	.	.	.	.
Equisetum scirpoides	.	2,4	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum sylvaticum	50,0	81,0	63,0	94,0	81,0	69,0	.	6,0	.	44,0
Geranium sylvaticum	81,0	19,0	31,0	.	.	.	.	.	.	.
Gnaphalium norvegicum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium vulgatum	25,0	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Linnaea borealis	94,0	81,0	100,0	100,0	88,0	38,0	56,0	88,0	100,0	75,0
Listera cordata	.	10,4	40,0	.	10,4	.	.	.	.	.
Lycopodium annotinum	19,0	13,0	81,0	6,0	6,0	.	.	.	.	.
Melampyrum pratense	.	19,0	6,0	6,0	.	19,0	.	50,0	.	.
Melampyrum sylvaticum	.	.	.	6,0	.	.	.	.	19,0	.
Myosotis decumbens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Orthilia secunda	6,0	6,0	.	.	.	.	.	.	.	6,0
Pedicularis lapponica	56,0	31,0	81,0	50,0	31,0	25,0	.	13,0	6,0	25,0
Phyllodoce caerulea	.	19,0	.	94,0	.	.	.	.	.	.
Polygonum viviparum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla crantzii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pyrola minor	69,0	38,0	.	.	13,0	.	.	.	.	.
Ranunculus acris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus chamaemorus	.	19,0	.	44,0	13,0	.	13,0	.	.	13,0
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa ssp. lapponicus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Saussurea alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Selaginella selaginoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Solidago virgaurea	81,0	56,0	44,0	25,0	63,0	13,0	.	25,0	.	.
Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Taraxacum sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thalictrum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trientalis europaea	56,0	63,0	88,0	25,0	69,0	100,0	50,0	94,0	.	19,0

	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Trollius europaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola biflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthoxanthum odoratum	13,0	50,0	.	13,0	.	.	.	.	.	.
Calamagrostis lapponica	.	.	.	.	13,0	.	.	.	.	.
Calamagrostis purpurea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex bigelowii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex vaginata	63,0	38,0	75,0	63,0	94,0	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia flexuosa	100,0	100,0	94,0	94,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Festuca ovina	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus trifidus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula frigida	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula pilosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Milium effusum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phleum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa alpigena	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trisetum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	.	2,6	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium reflexum	25,0	.	13,0	.	.	.	.	.	.	6,0
Brachythecium salebrosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium starkei	.	6,0	.	.	6,0	.	.	.	.	.
Bryum sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum fuscescens	.	.	.	.	.	.	.	15,2	.	4,8
Dicranum majus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium	69,0	63,0	44,0	50,0	94,0	50,0	81,0	100,0	88,0	56,0
Hylocomium splendens	88,0	31,0	75,0	100,0	63,0	25,0	100,0	88,0	81,0	88,0
Mnium spinosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mnium stellare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium laetum	4,8	24,8	.	.	.	.	20,0	.	.	.
Pleurozium schreberi	.	.	56,0	13,0	.	38,0	.	25,0	44,0	19,0
Pohlia cruda	.	5,2	.	.	.	.	.	.	.	.
Pohlia nutans	.	13,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum commune	56,0	63,0	38,0	50,0	81,0	6,0	.	56,0	.	63,0
Polytrichum juniperinum	6,0	.	.	6,0	.	.	.	.	.	.
Rhizomnium magnifolium	44,8	64,8	.	.	35,2	.	.	.	.	.
Rhizomnium punctatum	.	2,4	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhodobryum roseum	50,0	44,0	6,0	.	31,0	.	.	.	.	.
Sanionia uncinata	.	4,8	20,0	.	4,8	.	.	4,8	.	.
Timmia austriaca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tortula ruralis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia barbata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia floerkei	6,0	19,0	.	.	6,0	.	6,0	.	.	.
Barbilophozia hatcheri	.	.	.	.	.	.	4,8	.	.	.
Barbilophozia kunzeana	13,0	6,0	.	.	6,0	.	6,0	.	.	.
Barbilophozia lycopodioides	81,0	81,0	69,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Calyptogeia integristipula	.	12,4	.	.	2,4	.	.	.	.	.
Cephalozia pleniceps	4,8	35,2	.	4,8	20,0	.	.	.	.	.
Cephaloziella rubella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Harpanthus flotovianus	3,6	15,0	.	.	3,6	.	.	.	.	.
Lophocolea heterophylla	2,4	10,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia heterocolpos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia obtusa	25,0	19,0	38,0	19,0	44,0	.	.	.	.	.
Lophozia ventricosa	.	6,0	.	13,0	6,0	.	6,0	.	.	.
Mylia taylorii	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	2,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ptilidium ciliare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scapania irrigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tritomaria quinquentata	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria cucullata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria ericetorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria islandica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina arbuscula coll.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina rangiferina	.	.	.	.	.	.	.	6,0	6,0	.
Cladonia bellidiflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia carneola	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia chlorophaea	.	13,0	.	.	.	.	.	6,0	.	.
Cladonia coccifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia cornuta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia crispata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia digitata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia ecmocyna	.	.	.	.	.	.	6,0	13,0	6,0	.
Cladonia furcata	25,0	6,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia gracilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia sulphurina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia uncialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lobaria linita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nephroma arcticum	31,0	31,0	25,0	13,0	.	.	.	.	.	.
Peltigera aphthosa	.	.	.	6,0	.	.	.	.	.	.
Peltigera degenii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera malacea	15,2	.	4,8	10,4	15,2	.	.	.	.	.
Peltigera polydactyla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera rufescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stereocaulon paschale	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
Betula nana		100,0	100,0	100,0	100,0					
Betula pubescens										
Juniperus communis										
Salix caprea										
Salix lapponum						50,0	19,0	13,0		
Salix phylicifolia								6,0	19,0	
Sorbus aucuparia										
Empetrum hermaphroditum	100,0	31,0	88,0	69,0	94,0					
Vaccinium myrtillus	100,0				13,0	13,0	6,0		100,0	100,0
Vaccinium uliginosum	44,0		19,0							6,0
Vaccinium vitis-idaea	100,0	56,0	100,0	100,0	13,0	50,0		19,0		69,0
Alchemilla glabra						6,0	63,0	81,0	38,0	63,0
Antennaria dioica										
Astragalus alpinus										
Bartsia alpina										
Cerastium fontanum						38,0	69,0	31,0	50,0	13,0
Cirsium helenioides						1,2				
Coeloglossum viride										
Cornus suecica	38,0	6,0	13,0							
Diphysium complanatum					16,2					
Epilobium alsinifolium										
Epilobium angustifolium										
Equisetum pratense										
Equisetum scirpoides										
Equisetum sylvaticum						13,0				
Geranium sylvaticum						100,0	88,0	69,0	25,0	100,0
Gnaphalium norvegicum						6,0	25,0		13,0	25,0
Gymnocarpium dryopteris										
Hieracium alpinum										
Hieracium vulgatum										
Linnaea borealis	88,0	50,0	50,0	19,0	88,0					
Listera cordata										
Lycopodium annotinum										
Melampyrum pratense										
Melampyrum sylvaticum							44,0		13,0	88,0
Myosotis decumbens						100,0	75,0	81,0	100,0	50,0
Orthilia secunda										
Pedicularis lapponica										
Phyllodoce caerulea										
Polygonum viviparum										
Potentilla crantzii								7,6		
Pyrola minor									6,0	
Ranunculus acris						88,0	88,0	69,0	13,0	63,0
Rubus chamaemorus										
Rubus saxatilis										
Rumex acetosa ssp. lapponicus						81,0	69,0	44,0	38,0	63,0
Saussurea alpina						63,0	38,0	38,0	50,0	31,0
Selaginella selaginoides							4,8			
Silene dioica						2,4		5,2		
Solidago virgaurea						56,0	100,0	69,0	81,0	69,0
Stellaria graminea										
Taraxacum sp.						50,0	50,0	63,0	38,0	25,0
Thalictrum alpinum										
Trientalis europaea	56,0	56,0	75,0	94,0	100,0	88,0		38,0		

	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
<i>Trollius europaeus</i>	.	.	.	.	.	25,0	69,0	63,0	44,0	81,0
<i>Veronica alpina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Viola biflora</i>	.	.	.	.	.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	.	.	.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Calamagrostis lapponica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Calamagrostis purpurea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex bigelowii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	88,0	75,0
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex vaginata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	31,0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	81,0	94,0	13,0	88,0	94,0	100,0	100,0	100,0	100,0	94,0
<i>Festuca ovina</i>	25,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Juncus trifidus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula frigida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,6
<i>Luzula pilosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Milium effusum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Phleum alpinum</i>	.	.	.	.	.	.	6,0	38,0	.	.
<i>Poa alpigena</i>	.	.	.	.	.	.	.	19,0	13,0	50,0
<i>Poa pratensis</i>	.	.	.	.	.	100,0	69,0	100,0	63,0	81,0
<i>Trisetum spicatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Brachythecium reflexum</i>	.	.	.	.	.	100,0	100,0	100,0	94,0	94,0
<i>Brachythecium salebrosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Brachythecium starkei</i>	.	.	.	.	.	13,0	13,0	75,0	.	25,0
<i>Bryum sp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum fuscescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum majus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum scoparium</i>	56,0	94,0	88,0	100,0	100,0	.	.	.	.	.
<i>Hylocomium splendens</i>	100,0	13,0	31,0	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mnium spinosum</i>	.	.	.	.	.	56,0	6,0	56,0	69,0	81,0
<i>Mnium stellare</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plagiothecium laetum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pleurozium schreberi</i>	19,0	50,0	94,0	88,0	100,0	.	6,0	6,0	.	.
<i>Pohlia cruda</i>	.	5,2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pohlia nutans</i>	.	.	.	.	.	.	.	6,0	.	.
<i>Polytrichum alpinum</i>	.	.	.	.	.	1,2	.	.	.	.
<i>Polytrichum commune</i>	.	25,0	88,0	.	6,0	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum juniperinum</i>	6,0	81,0	19,0	100,0	69,0	13,0	25,0	19,0	44,0	69,0
<i>Rhizomnium magnifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhizomnium punctatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhodobryum roseum</i>	.	.	.	.	.	13,0	.	.	.	.
<i>Sanionia uncinata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Timmia austriaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Tortula ruralis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia barbata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia floerkei</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	31,0	31,0	50,0	13,0	88,0	13,0	81,0	63,0	44,0	44,0
<i>Calyptogeia integristipula</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cephalozia pleniceps</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cephaloziella rubella</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.



	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
Harpanthus flotovianus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophocolea heterophylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia heterocolpos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia obtusa	.	.	.	.	.	13,0	.	.	.	.
Lophozia ventricosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mylia taylorii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ptilidium ciliare	.	.	.	4,8	.	.	.	.	.	.
Scapania irrigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tritomaria quinquedentata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria cucullata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria ericetorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria islandica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladina arbuscula coll.	13,0	50,0	13,0	63,0	56,0	.	.	.	.	.
Cladina rangiferina	25,0	38,0	44,0	31,0	50,0	.	.	.	.	.
Cladonia bellidiflora	.	50,0	6,0	25,0	.	.	.	.	.	.
Cladonia carneola	.	20,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia chlorophaea	.	31,0	19,0	31,0	13,0	.	.	.	.	.
Cladonia coccifera	.	.	.	15,2	5,2	.	.	.	.	.
Cladonia cornuta	.	.	.	2,6	.	.	.	.	.	.
Cladonia crispata	.	10,0	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia digitata	.	.	6,0	6,0	.	.	.	.	.	.
Cladonia ecmocyna	25,0	50,0	50,0	50,0	44,0	.	.	.	.	.
Cladonia furcata	.	6,0	.	.	6,0	.	.	.	.	.
Cladonia gracilis	.	19,0	.	6,0	6,0	.	.	.	.	.
Cladonia sulphurina	6,0	31,0	6,0	44,0	19,0	.	.	.	.	.
Cladonia uncialis	.	56,0	.	50,0	.	.	.	.	.	.
Lobaria linita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nephroma arcticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera aphthosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera degenii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera malacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera polydactyla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera rufescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stereocaulon paschale	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Betula nana	.	.	.	.	.	69,0	50,0	100,0	31,0	13,0
Betula pubescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0
Juniperus communis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix lapponum	.	.	13,0	.	.	.	6,0	.	.	.
Salix phylicifolia	6,0	.	6,0	.	13,0	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Empetrum hermaphroditum	75,0	44,0	.	81,0	.	100,0	100,0	94,0	100,0	94,0
Vaccinium myrtillus	31,0	100,0	100,0	19,0	81,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Vaccinium uliginosum	63,0	50,0	31,0	.	38,0	56,0	88,0	19,0	75,0	94,0
Vaccinium vitis-idaea	100,0	50,0	38,0	100,0	88,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Alchemilla glabra	.	38,0	69,0	25,0	44,0	.	.	.	.	.
Antennaria dioica	3,6	7,8	.	.	.	7,8	.	.	.	.
Astragalus alpinus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bartsia alpina	30,4	30,4	.	30,4	15,2	.	.	.	.	.
Cerastium fontanum	31,0	.	.	19,0	63,0	.	.	.	.	.
Cirsium helenioides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Coeloglossum viride	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus suecica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Diphysium complanatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium alsinifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum pratense	.	.	.	.	.	19,0	31,0	19,0	.	.
Equisetum scirpoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum sylvaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geranium sylvaticum	88,0	88,0	88,0	81,0	100,0	.	.	.	.	.
Gnaphalium norvegicum	.	6,0	19,0	.	.	.	.	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium alpinum	.	.	.	.	.	3,6	.	3,6	.	.
Hieracium vulgatum	.	.	50,0	.	.	.	.	.	.	.
Linnaea borealis	.	.	.	.	.	100,0	.	.	.	.
Listera cordata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopodium annotinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Melampyrum pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Melampyrum sylvaticum	.	.	.	.	38,0	.	25,0	.	.	.
Myosotis decumbens	25,0	.	13,0	.	25,0	.	.	.	.	.
Orthilia secunda	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pedicularis lapponica	.	.	.	.	.	44,0	75,0	100,0	25,0	38,0
Phyllodoce caerulea	.	.	.	.	.	.	.	69,0	19,0	56,0
Polygonum viviparum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla crantzii	.	.	.	12,4	.	.	.	.	.	.
Pyrola minor	56,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus acris	69,0	19,0	31,0	38,0	63,0	.	.	.	.	.
Rubus chamaemorus	.	.	.	.	.	19,0	6,0	6,0	.	.
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa ssp. lapponicus	.	25,0	44,0	31,0	.	.	.	.	.	.
Saussurea alpina	69,0	63,0	88,0	75,0	50,0	.	.	.	.	.
Selaginella selaginoides	20,0	35,2	.	10,4	.	.	.	.	.	.
Silene dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Solidago virgaurea	94,0	81,0	100,0	75,0	81,0	31,0	6,0	25,0	.	6,0
Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Taraxacum sp.	38,0	31,0	69,0	56,0	44,0	.	.	.	.	.
Thalictrum alpinum	.	.	5,0	.	.	.	.	.	.	.
Trientalis europaea	.	.	.	.	.	38,0	.	.	.	.

	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Trollius europaeus	69,0	63,0	75,0	69,0	44,0	.	.	.	.	.
Veronica alpina	.	5,2	.	7,6	.	.	.	.	.	.
Viola biflora	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	.	.	.	.	.
Anthoxanthum odoratum	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	88,0	.	69,0	69,0	19,0
Calamagrostis lapponica	.	.	.	6,0	.	19,0	.	.	.	.
Calamagrostis purpurea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex bigelowii	.	56,0	31,0	63,0	56,0	.	88,0	81,0	100,0	94,0
Carex nigra	8,8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex vaginata	.	44,0	50,0	31,0	25,0	69,0	25,0	.	.	.
Deschampsia cespitosa	.	.	.	.	10,4	.	.	.	.	.
Deschampsia flexuosa	100,0	88,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	50,0	63,0
Festuca ovina	25,0	19,0	.	6,0	6,0	50,0	25,0	.	.	.
Juncus trifidus	.	.	.	.	.	.	7,6	.	.	.
Luzula frigida	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula pilosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Milium effusum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phleum alpinum	50,0	.	.	13,0	75,0	.	.	.	.	.
Poa alpigena	69,0	63,0	56,0	56,0	13,0	.	.	.	.	.
Poa pratensis	31,0	50,0	88,0	88,0	69,0	.	.	.	.	.
Trisetum spicatum	.	.	.	2,6	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium reflexum	69,0	56,0	38,0	38,0	19,0	.	.	.	.	.
Brachythecium salebrosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium starkei	63,0	88,0	88,0	100,0	100,0	.	.	.	.	.
Bryum sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum fuscescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum majus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium	.	.	.	.	.	81,0	100,0	75,0	100,0	100,0
Hylocomium splendens	31,0	.	.	.	.	94,0	100,0	100,0	6,0	69,0
Mnium spinosum	31,0	19,0	69,0	.	69,0	.	.	.	.	.
Mnium stellare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium laetum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pleurozium schreberi	.	.	.	13,0	.	63,0	88,0	88,0	88,0	69,0
Pohlia cruda	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pohlia nutans	.	.	.	.	.	6,0	.	.	.	.
Polytrichum alpinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum commune	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum juniperinum	69,0	88,0	25,0	88,0	6,0	81,0	94,0	88,0	88,0	94,0
Rhizomnium magnifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhizomnium punctatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhodobryum roseum	.	.	.	19,0	.	.	.	.	.	.
Sanionia uncinata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Timmia austriaca	.	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.
Tortula ruralis	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia barbata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia floerkei	.	.	.	.	.	13,0	.	.	.	13,0
Barbilophozia hatcheri	.	.	.	.	.	.	.	.	4,8	.
Barbilophozia kunzeana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia lycopodioides	100,0	69,0	31,0	69,0	25,0	100,0	100,0	100,0	88,0	100,0
Calypogeia integristipula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia pleniceps	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephaloziella rubella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Harpanthus flotovianus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophocolea heterophylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia heterocolpos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia obtusa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia ventricosa	.	.	.	.	.	13,0	.	.	.	6,0
Mylia taylorii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ptilidium ciliare	.	.	.	.	.	.	.	4,8	4,8	20,0
Scapania irrigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tritomaria quinquedentata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cetraria cucullata	.	.	.	.	.	.	1,2	.	.	.
Cetraria ericetorum	.	.	.	.	.	.	.	7,6	2,4	.
Cetraria islandica	.	.	.	.	.	5,2	2,4	.	.	.
Cladina arbuscula coll.	.	.	.	.	.	31,0	75,0	38,0	81,0	75,0
Cladina rangiferina	.	.	.	.	.	6,0	44,0	.	38,0	38,0
Cladonia bellidiflora	.	.	.	.	.	6,0	.	.	19,0	56,0
Cladonia carneola	.	.	.	.	.	.	.	.	30,4	15,2
Cladonia chlorophaea	.	.	.	.	.	6,0	.	.	50,0	31,0
Cladonia coccifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia cornuta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia crispata	.	.	.	.	.	.	.	.	2,4	.
Cladonia digitata	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0	.
Cladonia ecmocyna	.	.	.	.	.	75,0	100,0	69,0	25,0	38,0
Cladonia furcata	.	6,0	.	.	.	25,0	19,0	31,0	6,0	.
Cladonia gracilis	.	.	.	.	.	6,0	.	6,0	38,0	44,0
Cladonia sulphurina	.	.	.	.	.	.	.	.	19,0	.
Cladonia uncialis	.	.	.	.	.	.	13,0	6,0	31,0	50,0
Lobaria linita	.	.	.	.	.	.	11,4	7,8	.	7,8
Nephroma arcticum	.	.	.	.	.	.	81,0	6,0	100,0	94,0
Peltigera aphthosa	13,0	.	.	.	.	6,0	6,0	6,0	19,0	6,0
Peltigera degenii	.	.	2,4	.	.	2,4	.	.	.	.
Peltigera malacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera polydactyla	.	.	.	.	.	.	.	.	10,0	12,4
Peltigera rufescens	.	2,6	.	.	.	.	.	.	.	.
Stereocaulon paschale	.	.	.	.	.	.	30,4	4,8	40,0	50,4

# Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- \* Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport nr.8 1989.
1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.- 14.11. 1989. NINA Notat nr. 2
  2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding nr. 24.
  3. Heggberget, T. M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28.
  4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 25.
  5. Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekktegninger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S., (stensil).
  6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning nr. 21.
  7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding nr. 37.
  8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4.
  9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991-9.
  10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN notat 1991-6.
  11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil).
  12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN notat 1991-8.
  13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforsuringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil).
  14. Jenssen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil).
  15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons-overvåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding nr. 91.
  16. Frisvoll, A. A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding nr. 80.
  17. Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil).
  18. Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding nr. 62.
  19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
  20. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. NINA Oppdragsmelding nr. 85.
  21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking - Moser. En kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
  22. Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 31/91.
  23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stamme lav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
  24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding nr. 75.
  25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons-overvåking 1990. NINA Oppdragsmelding nr. 42.
  26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons-overvåking 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 83.
  27. Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forest in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia, 16: 1 - 254. Oslo. ISBN 827420-018-7. ISSN 0800-6865.
  28. Skåre, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil).
  - 29\* Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingsprogram. Sammendrag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3.
  29. Jenssen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92.

30. Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell, Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990-91. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 58/92.
31. Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN notat 1992-3.
32. 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 nr. 132.
33. Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 131.
34. Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil).
35. Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstitutt. Meddelelser nr. 121.
36. Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding nr 137.
37. Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 148.
38. Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH. ISBN 82-7730-001-8.
39. Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn- Austfjell. NINA Oppdragsmelding nr. 209.
40. Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 221.
41. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. NINA Oppdragsmelding nr. 232.
42. Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 13/93.
43. Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93.
44. Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesiummålinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 230.
45. Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-Rapport 1994 - 6.
46. Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim.
47. Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning nr. 58
48. Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5.
49. Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94.
50. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. NINA Forskningsrapport nr. 56.
51. Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 285.
52. Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 286.
53. Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding nr. 296.
54. Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. - ALLFORSK Rapport 1.
55. Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding nr. 300.
56. Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94.
57. Jacobsen, L.B. 1994. Re-analyse av permanente prøveflater i overvåkingsområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstitutt. Rapport nr 87.
58. Tørseth, K. & Johnsrud, M. 1994. Program for terrestrisk naturovervåking. Tilførsler til Gutulia og Dividalen og representativitet av nærliggende NILU stasjoner. Norsk institutt for luftforskning, NILU TR xx/95. (ikke ferdig).

## Brosjyrer/foldere

- \* Terrestrisk naturovervåking i Norge. Rapportsammendrag, Direktoratet for naturforvaltning, (DN), 1989.
- \* Vi holder øye med naturen (Bokmål/Engelsk), DN, 1991.
- \* Vi holder øye med Børgefjell. Resultater 1990, DN, 1992.
- \* Vi holder øye med Solhomfjell. Resultater 1990 og 1991, DN, 1992.
- \* Naturovervåking. Helsesjekk i naturen, DN, 1993, (omhandler flere overvåkingsprogrammer).

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0482-7

286

**NINA  
OPPDRAGS-  
MELDING**

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

**NINA  
Norsk institutt  
for naturforskning**