

408

OPPDRA GSMELDING

Terrestrisk naturovervåking
Vegetasjonsøkologiske undersøkelser
av boreal bjørkeskog i
Børgefjell nasjonalpark

Odd Eilertsen
Odd Egil Stabbetorp

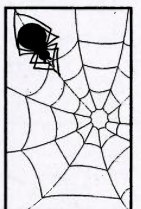


NINA • NIKU

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 66

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning
Deltagende institusjoner NINA



NINA Norsk institutt for naturforskning

Terrestrisk naturovervåking
Vegetasjonsøkologiske undersøkelser
av boreal bjørkeskog i
Børgefjell nasjonalpark

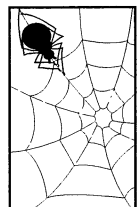
Odd Eilertsen
Odd Egil Stabbetorp

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 66

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning

Deltagende institusjoner NINA



NINA Norsk institutt for naturforskning

Program for terrestrisk naturovervåking

Program for terrestrisk naturovervåking rettes mot effekter av langtransportert 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 ta 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 et fagråd for programmet. Dette organiseres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Fagrådet skal sørge for at nødvendige faglige kontakter blir etablert, sørge for koordineringen av ulike aktiviteter, og ha en rådgivende funksjon overfor DN.

Fagrådet har følgende sammensetning:

Eiliv Steinnes, Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet (NTNU)

Rolf Langvatn, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Kjell Ivar Flatberg, NTNU Vitenskapsmuseet

Kåre Venn, Norsk institutt for skogforskning (NISK)

Terje Klokk, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag

Asbjørn Solås, Statens Forurensningstilsyn (SFT)

En programkoordinator ved DN fungerer som sekretær for fagrådet.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. DN er ansvarlig for gjennomføringen 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, 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 befaringsrapporter, 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, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

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

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

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

Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. E. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0678-1

Oslo, juni 1997

Forvaltningsområde:

Naturovervåking

Monitoring

Copyright ©

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad

NINA, Oslo

Design og layout:

Klaus Brinkmann,

Tegnekontoret NINA•NIKU, Oslo

Sats/Originaler:

Klaus Brinkmann,

Tegnekontoret NINA•NIKU, Oslo

Opplag: 200

Kopiert:

Kopisentralen AVS, Fredrikstad

Kopiert på svanemerket papir!

Kontaktadresse:

NINA

Dronningensgate 13

Postboks 736, Sentrum

0105 Oslo

Tlf: 22 94 03 00

Faks: 22 94 03 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15421

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning, DN

Referat

Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. E. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.

I 1990 opprettet Direktoratet for naturforvaltning (DN) et område for integrert miljøovervåking innenfor grensene til Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik, Nord-Trøndelag. De vegetasjonsøkologiske undersøkelsene ble utført av NINA. Området omfattet både subalpin bjørkeskog og lavalpin fjellhei. Dette området var det første i en rekke på seks, og det mest avvikende med hensyn til feltmetodikk. Som et ledd i standardisering og kvalitetssikring ble metodikken endret slik at den nå fullt ut harmonerer med den metodikken som er valgt for de øvrige områdene. De viktigste endringene er knyttet til ruteutleggelse og rutestørrelse.

I 1995 ble det etablert 10 analyseflater av 5 x 10 m, alle begrenset til boreale bjørkeskogslokalteter, fem av disse i tilknytning til analyseflatene fra 1990. De resterende fem ble valgt for å fange opp maksimal floristisk og økologisk variasjon i området. For hver analyseflate, samt i en randzone på 2 m, ble trær og busker koordinatfestet og tegnet inn på kart. I hver flate ble 5 tilfeldige analyseruter à 1 m² 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.

I 1990 ble rutestørrelsen satt til 1/4 m², mens rutestørrelsen i 1995 ble endret til 1 m². For å få noe informasjon om endringer i perioden 1990-95, ble 55 analyseruter à 1/4 m² (tilsvarende til analyserutene fra 1990) reanalysert. Stabilitet, vegetasjonsendringer og endringer i artsmengder ble vurdert.

I 1990 ble det registrert 48 arter i datasettet på 55 analyseruter. Reanalyseringen i 1995 viste en nedgang til 44 arter. Det sammensatte datasettet for begge undersøkelsesårene omfattet i alt 50 arter.

De nyetablerte vegetasjonsundersøkelsene omfattet i alt 80 arter. Dette 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 reskalert hybrid CCA, Canonical Corresponded Analysis. Ikke-parametriske korrelasjonsanalyser, Kendall's τ , ble utført mellom miljøparametre og DCA-akseverdier.

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

Dette arbeidet viser artenes fordeling langs forskjellige kompleksgradienter: fuktighet, næring, lys, etc. 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.

Det ble benyttet en variansanalyse for å vurdere hvorvidt de enkelte analyserutene tenderte til forflytting i en bestemt retning fra 1990 til 1995. Variasjonen mellom årene var ikke signifikant langs de viktigste kompleksgradientene, men for de etterfølgende skjedde en signifikant forskyvning av enkelte arter; tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), småmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) hadde en framgang mens enkelte kryptogamer som sprikelundmose (*Brachythecium reflexum*), lilundmose (*B. salebrosum*) og snøsyl (*Cladonia ecmocyna*) hadde tilbakegang.

Forhåpentlig vil materialet også bidra til økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Spesielt de lavproduktive nordboreale bjørkeskogene har til tross for sitt betydelige areal blitt relativt lavt prioritert rent forskningsmessig.

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

Odd Eilertsen og Odd Egil Stabbetorp, Norsk institutt for naturforskning, Avdeling for landskapsøkologi, Dronningensgate 13, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo

e-mail: odd.eilertsen@ninaosl.ninainiku.no
odd.stabbetorp@ninaosl.ninainiku.no

Abstract

Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. E. 1997. Terrestrial monitoring programme. Studies in vegetation ecology of boreal birch forests in Børgefjell National Park, N Norway. - NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.

In 1990, the Directorate for Nature Management (DN) established an area for integrated monitoring within Børgefjell National Park, Røyrvik, Nord-Trøndelag County. Studies of vegetation environment relationships in the area were performed by NINA. The area includes both subalpine birch forest and low alpine heath. The Børgefjell area was the first in a series of six, and the most deviating with respect to sampling design. As part of standardisation and quality assurance, the sampling design was changed in 1995 in accordance with the sampling design for the other investigation areas. The most important changes are associated with placement of sample plots and increase of sample plot size.

In 1995 ten analysis plots, each of 5 x 10 m, were established in selected localities within the boreal birch forest, five of them in connection with the sites from 1990. The remaining five were placed to cover maximum floristic and ecological variation within the area. The locations of all trees and bushes on each analysis plot, and also in 2 m broad buffer zones around them, were fixed on a grid and plotted on a map. On each plot, 5 mesoplots of 1 m² were randomly selected and permanently marked out, and a list was drawn up of all the vascular plants and cryptogams within them. A set of physical and biotic parameters was measured. Humus samples were taken in relation to the mesoplots and analysed for a limited number of chemical parameters.

In 1990 sample plot size was set to 1/4 m² while it was changed in 1995 to 1 m². In order to get information of changes for the period from 1990 to 1995, 55 sample plots of 1/4 m² (corresponding to the sample plot from 1990) were resampled. Stability, vegetational change and changes in species abundance were assessed.

In 1990, 48 species were recorded within the 55 sample plots. The resampling in 1995 showed a decrease to 44 species. The combined dataset from both inventories included 50 species all together.

The newly established vegetation investigation included altogether 80 different species. This material was processed numerically by using multivariate methods. Indirect gradient analyses were performed using Detrended Correspondence Analysis (DCA) and Local Nonmetric Multidimensional Scaling (LNMDS). Direct gradient analyses were performed by using rescaled hybrid Canonical Correspondence Analysis (CCA). Non-parametric correlation analyses, Kendall's τ , were performed between environmental parameters and DCA axis values.

The results of the numerical and statistical processing were used partly to provide a description of the vegetational structure in the material and partly to quantify how much each ecological parameter contributed to the determination of vegetational structure.

This work shows the species distributions along various complex gradients: moisture, nutrient conditions, light etc. The investigation

is primarily designed to study vegetation dynamics along these gradients and whether changes in the number of species can be related to changes in physical, biotic and, not least, chemical parameters.

Variance analysis was performed to assess to what extent the sample plots tend to move in a specific direction from 1990 to 1995. The variation between the years was not significant along the primary complex gradient, but there was a significant displacement of species along the following gradients. The most important species were: *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum sylvaticum* and *Hylocomium splendens*, which showed an increase and some cryptogams like *Brachythecium reflexum*, *B. salebrosum* and *Cladonia ecmocyna* which declined.

Information will hopefully contribute to an increased understanding of which are the structuring processes in areas dominated by boreal birch forest. Particularly the low productive subalpine birch forest belts have been given relatively low priority as regards proper research, despite their considerable extent in Fennoscandia.

Key words: Terrestrial environment - vegetation - soil - monitoring - resampling - dynamics - changes - DCA - CCA - LNMDS.

Odd Eilertsen and Odd Egil Stabbetorp, Norwegian Institute for Nature Research, Department of Landscape Ecology, Dronningensgate 13, P.O. Box 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway

e-mail: odd.eilertsen@ninaosl.ninaniku.no
odd.stabbetorp@ninaosl.ninaniku.no

Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har gitt Norsk institutt for naturforskning (NINA) i oppdrag å utføre oppfølgende undersøkelser i et borealt bjørkeskogsområde i Børgefjell nasjonalpark. Undersøkelsen inngår i DNS «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV). Lokalitetene i Børgefjell er valgt ut i samråd med DN og Norsk institutt for skogforskning (NISK).

NINA etablerte i 1990, som det første av 6 undersøkelsesområder, permanente analyseruter for vegetasjonsøkologisk overvåking i Børgefjell nasjonalpark (Brattbakk et al 1991). Undersøkelsen skulle opprinnelig omfatte både subalpin bjørkeskog og lavalpin fjellhei. Fjellheiundersøkelsene er imidlertid inaktivert, mens det videre arbeidet er konsentrert om de subalpine bjørkeskogsundersøkelsene.

De vegetasjonsøkologiske undersøkelsene innen TOV er i 1995 vesentlig endret i forhold til 1990-undersøkelsene. Metodikken er nå i overensstemmelse med de tilsvarende undersøkelsene fra Gutulia (Eilertsen & Often 1994) og Dividalen (Eilertsen & Brattbakk 1994). Analyserutenes areal er endret fra 1/4 m² til 1 m², og de er lagt ut etter en såkalt begrenset tilfeldig ruteplassing, som i stor grad forbedrer objektiviteten i materialet. Rutene er lagt ut for å fange opp mest mulig av den økologiske og floristiske variasjonen i Børgefjell. 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».

Et begrenset antall av de vegetasjonsrutene som ble analysert i 1990, ble reanalysert i 1995. Vegetasjonsendringer og endringer i artsmengder er vurdert for denne 5-årsperioden.

Feltarbeidet ble utført primo august 1995. Arbeidet ble utført av NINA-forskerene Ingvar Brattbakk, Odd Eilertsen og Odd Stabbe-torp. Sistnevnte har kontrollbestemt alt innsamlet materiale av moser og lav. En stor takk rettes til Ingvar Brattbakk for tilrettelegging og utføring av omfattende feltarbeid.

Manuskriptet til denne rapporten var ferdig til rapporteringsfristen i mai 1996. På grunn av diverse tekniske og kapasitetsmessige problemer foreligger rapporten først nå ferdig trykket, dessverre drøyt ett år forsinket.

Odd Eilertsen

Oslo, juni 1997

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Undersøkelsesområdet	7
2.1 Geografisk plassering.....	7
2.2 Geomorfologi, berggrunn og kvartærgeologi.....	7
2.3 Klima, plassering i vegetasjonsseksjon og -region.....	9
2.4 Kulturpåvirkning.....	10
2.5 Vernestatus.....	10
3 Materiale og metoder	11
3.1 Vegetasjonsøkologisk feltdesign.....	11
3.2 Miljøparametre.....	11
3.3 Behandling av vegetasjonsdata.....	13
3.4 Behandling av miljøparametre.....	14
3.5 DCA-ordinasjon.....	14
3.6 LNMDS-ordinasjon.....	14
3.7 Klassifikasjon.....	14
3.8 CCA-ordinasjon.....	14
3.9 Korrelasjonsanalyser.....	14
3.10 Reanalyser av 1990-datasettet.....	15
3.11 Analyse av vegetasjonsendringer.....	15
3.12 Analyse av endringer i artsmengder.....	15
4 Resultater	16
4.1 Vegetasjonsanalyser.....	16
4.2 DCA-ordinasjon.....	16
4.3 Miljøparametre.....	39
4.4 Korrelasjoner mellom DCA-akser og fysiske miljøparametre.....	48
4.5 Korrelasjoner mellom DCA-akser og kjemiske.....	48
humusparametre.....	48
4.6 LNMDS-ordinasjon.....	48
4.7 Klassifikasjon.....	48
4.8 Direkte gradientanalyser, CCA-ordinasjon.....	48
4.9 Artsdiversitet.....	48
4.10 Vegetasjonsendringer, 1990-95.....	48
4.11 Endringer i artsmengder, 1990-95.....	49
5 Diskusjon	59
5.1 Indirekte gradientanalyser.....	59
5.2 Direkte gradientanalyser.....	59
5.3 Fuktighetsgradienten.....	59
5.4 Næringsgradienten.....	60
5.5 Lysgradienten.....	60
5.6 Tråkk og beitepåvirkning («disturbance»).....	60
5.7 Artsdiversitet.....	61
5.8 Vegetasjonsendringer.....	61
5.9 Endringer i artsmengder.....	62
6 Sammendrag	63
7 Summary	64
8 Litteratur	65
Vedlegg	67

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har etablert et «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV) 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 overvåkingsprogrammer. Programmet skal supplere igangsatte overvåkingsprogrammer i Norge og andre land, og har som mål å kunne påvise lokale forandringer i terrestre økosystemer over tid og eventuelt regionale forskjeller i mønstre.

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 reanalysert i 1993 (Økland & Eilertsen under utarb.). Deler av arbeidet er reanalysert 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 påvist i de kjemiske humusparametrene fra de samme analysefeltene (Eilertsen 1994).

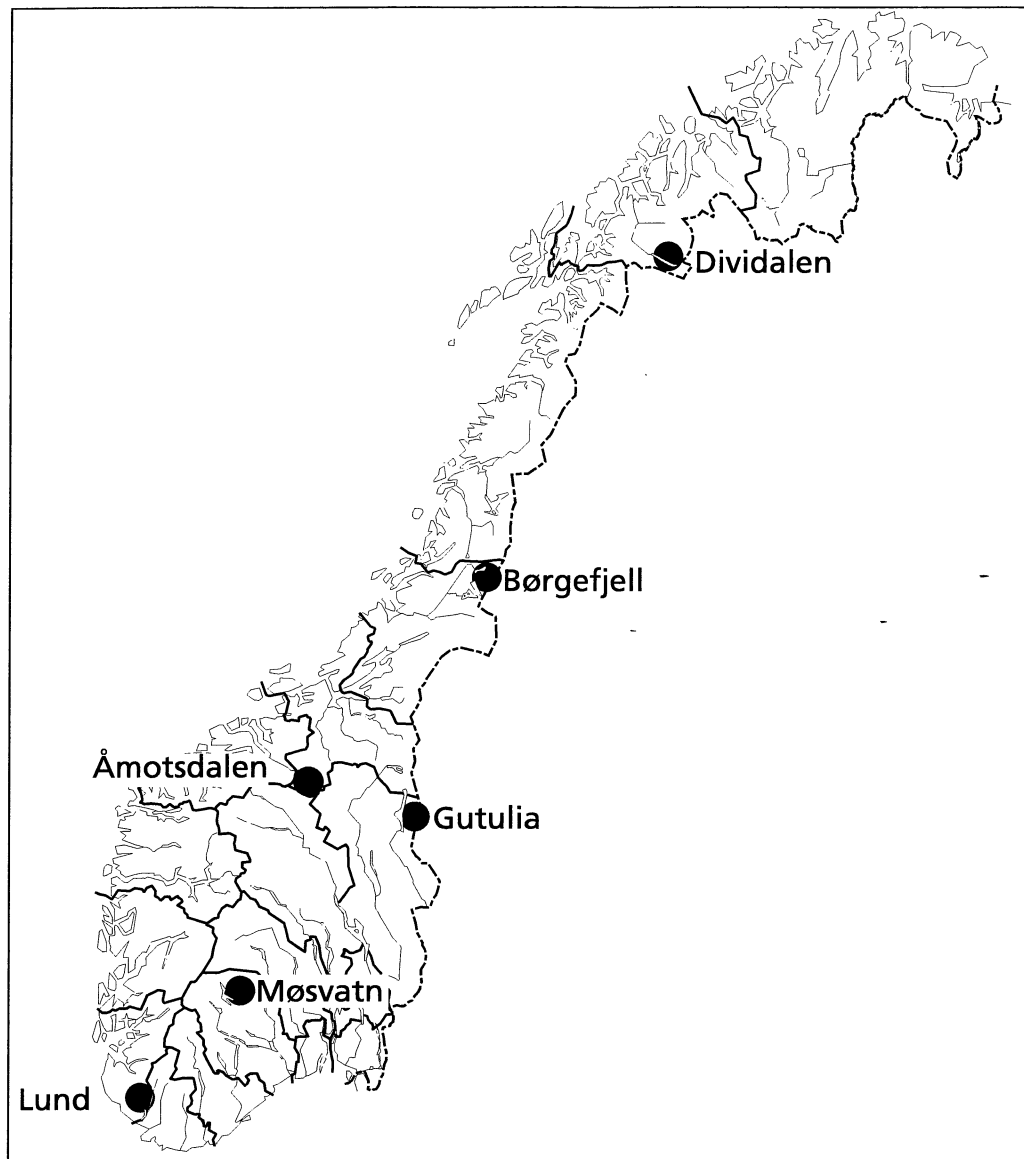
NIJOS har etablert 10 områder i boreal barskog for å studere eventuelle regionale gradienter i endringer og skader som skyldes forurensning. På tilsvarende måte er NINAs vegetasjonsøkologiske undersøkelser i regi av DN's TOV-program ment som en parallell i boreal bjørkeskog.

De siste års fokusering på biodiversitet og klimaendringer gjør disse bjørkeskogsundersøkelsene 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-kontinentalitets gradienter.

Denne rapporten viser resultatene av NINAs vegetasjonsøkologiske undersøkelser fra 50 permanent oppmerkete prøveflater, à 1 m², lagt ut og analysert i 1995 i Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune, Nord-Trøndelag. Arbeidet inkluderer også reanalyser av 55 mindre vegetasjonsruter à 1/4 m². Hensikten med arbeidene 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 Børgefjell og regionalt mellom de forskjellige TOV-områdene.
- Vurdere vegetasjonsendringer og endringer i artsmengder i perioden fra etableringstidspunkt til reanalysetidspunkt.
- 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 forskningsprogrammene: forurensning, klima, biodiversitet o.a.



Figur 1

Beliggenheten til undersøkelsesområdet i Børgefjell og fem andre TOV-områdene i Norge. Localization of the Børgefjell investigation area and 5 other TOV areas in Norway.

2 Undersøkelsesområdet

2.1 Geografisk plassering

Overvåkingsområdet i Børgefjell ligger i Røyrvik kommune, Nord-Trøndelag fylke (**figur 1**). Det ligger innen Børgefjell nasjonalpark. Området er vist i et utsnitt av kartblad 1925 II, Børgefjellet, i kartserien M 711, M 1 : 50 000. Kartutsnitt viser undersøkelsesområdets beliggenhet i forhold til nasjonalparkens sørgrense og Store Namsvatn i sør, Vierma-elva i vest, Lotterfjellet i øst og fylkesgrensa til Nordland i nord (**figur 2**). Geografisk posisjon for kartutsnittet er 13°44'00"- 13°56'00"Ø og 65°01'00"- 65°07'00"N.

Undersøkelsesområdet, med UTM-sonebeltebetegnelse 33W, kan avgrensnes til to delområder: Johkegasken-jallah med UTM-koordinater VN442154 - VN444156 og Lotterfjellet med UTM-koordinater VN451155 - VN454154. Adkomst til lokalitetene er enklest med båt til DNT-hytte ved grensen til nasjonalparken helt nord i Store Namsvatnet. Derfra går en sti til hengebrua over Vierma og videre opp mot det trigonometriske punktet.

Målriktig angivelse av analyseflatene i forhold til trigonometrisk punkt sør og vest for delområdene er angitt i **figur 3**.

2.2 Geomorfologi, berggrunn og kvartærgeologi

De to delområdene er begge lokalisert på østsiden av Viermadalen, en bred sørgående U-dal. Delområde «Johkegasken-jallah» er et svakt konvekst høydedrag innesluttet mellom myrpartier av ulik størrelse, mens delområde «Lotterfjellet» er en middels bratt dalside opp mot Lotterfjellet i øst.

I analyseområdet utgjør grunnfjellsbergarter et tektonisk vindu bestående av granitt og granittisk gneis samt mer eller mindre feltspatrike glimmergneiser.

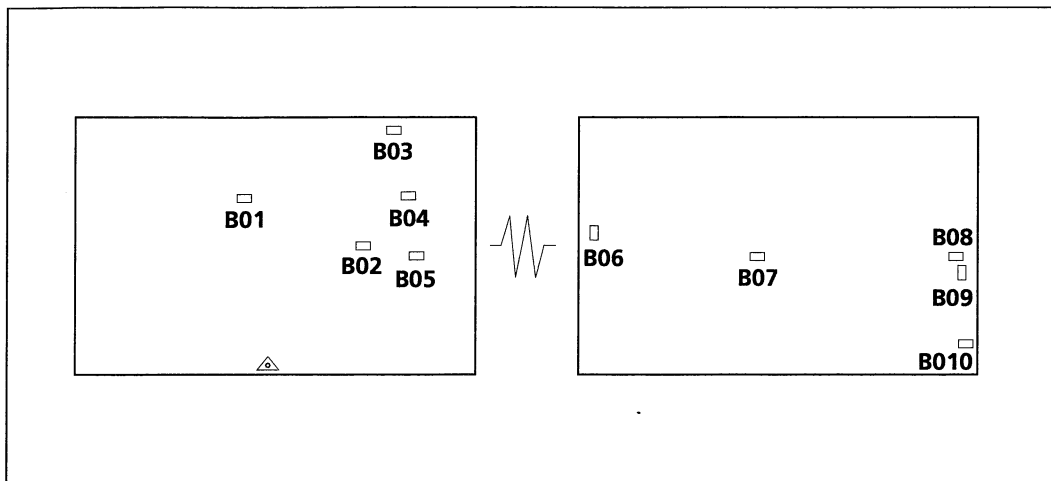
Store deler av det faste fjell i området er dekket av kvartære løsavsetninger. En stor del av løsavsetningene består av bregrus. En grov morene av varierende tykkelse finnes nesten overalt. Nakent berg



Figur 2

Avgrensing av undersøkelsesområdet i Børgefjell i forhold til nationalparkens sørgrense, Store Namsvatn, Vierma-elva og fylkesgrensa til Nordland.

The position of the Børgefjell investigation area relative to the national park border, Lake Store Namsvatn, River Vierma and the border to Nordland county.



Figur 3

Lokalisering av de 10 analysefeltene for overvåking av jord og vegetasjon lagt ut i 1995.

Position of the 10 macro sample plots for soil and vegetation monitoring established in 1995.

Tabell 1 Klimadata for normalperiode 1961 - 90 for stasjoner nær overvåkingsområdet i Børgefjell (Førland 1993, Aune 1993). Kolonnene er: 1 = Høyde over havet, m o.h., 2 = Januarmiddel, °C, 3 = Julimiddel, °C, 4 = Årsmiddel, °C, 5 = Årsamplitude, °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 = Height, m a.s.l., 2 = January mean, °C, 3 = July mean, °C, 4 = Year mean, °C, 5 = Year amplitude, °C, 6 = Year 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
Namsvatn	498					1071	343	32	
Majavatn	339	-8,3	12,1	1,4	20,4	1200	386	32	105

stikker frem i dagen kun noen få steder innenfor de to delområdene.

2.3 Klima, plassering i vegetasjonsseksjon og -region

Nærmeste nedbørstasjon er Namsvatn. Imidlertid må en lenger vest for å finne nærmeste stasjon med både nedbørs- og temperaturmålinger. Nedbørsstasjonen ved Namsvatn har vært operativ for hele normalperioden 1961-90, mens klimastasjonen Majavatn (III) har kontinuerlige måleserier kun for perioden 1967-90.

Klimadata for de to stasjonene presenteres i **tabell 1**. Nedbørdata er hentet fra nedbørnormaler i normalperioden 1961-90 (Førland 1993). Temperaturdataene er hentet fra temperaturnormalen i normalperioden 1961-90 (Aune 1993).

Tabellen viser at vintertemperaturen er relativ lav. Sannsynligvis er vintertemperaturen ytterligere noe lavere i undersøkelsesområdet, da området ligger noe lenger øst og noe høyere enn målestasjonene. Sommertemperaturen er noe lavere enn det en finner i TOV-området i Dividalen lenger nord. Det samme gjelder årsvariasjonen i tempera-

turen. Nedbørmengdene er imidlertid relativt høye, 3-4 ganger høyere enn i Dividalen. Dette medfører at Børgefjellområdet er betydelig mer humid enn noen av de andre TOV-områdene.

Børgefjell plasseres i suboseanisk seksjon (Moen & Odland 1993). Dette harmonerer ikke helt med Conrad's kontinentalitetsindeks (Thukanen 1980) fra den nærmeste klimastasjonen i Børgefjell ($C=36$). Martonnes humiditetsindeks $H=105$ (Martonne 1926) indikerer imidlertid at klimaet i området er superhumid. Denne karakteristikken gis områder med $H \geq 60$. En totalvurdering av humiditetsindeksen og kontinentalitetsgradienten indikerer således en plassering i suboseanisk seksjon.

Undersøkelsesområdet i Børgefjell tilhører den nordboreale vegetasjonsregionen (Dahl et al. 1986). Dalsidene er bjørkelier med en del bakkemyrer. I den brede velutviklede dalbunnen er det flekkvise svakt konvekse partier med lavtvoksende bjørk. Gran og furu finnes i området, men finnes ikke i noen av analyseflatene. Den alpine skoggrensa (bestandsgrensa for bjørk) er i områdets vesthelling ca. 700 m o.h.. De alpine elementene spiller derfor en mindre rolle i denne undersøkelsen enn i enkelte av de andre (Dividalen og Gutulia), da det ikke er lagt ut analysefelt helt opp i økotonen mot fjellet.

2.4 Kulturpåvirkning

Dette landskapet er preget av et omfattende sommerbeite av rein. Reindriftsamer kommer til området Johkegasken-jallah og Fagerneset ved Store Namnsvatn der det er etablert sameleir. Der Vierma og Sapmanelva møtes har samer i flere generasjoner hatt skilleplass for rein. Samenes bruk av området gjenspeiles i alle landskapsnavnene av samisk opprinnelse. Dagens reindrift er vesentlig endret i forhold til tidligere tider. Fremdeles er området sommerbeite for et par tusen dyr, men næringens folk bor nå nede i bygdene omkring. Det er en omfattende bruk av terrenggående kjøretøy innenfor nasjonalparkens område.

Innbyggere i fjellbygdene sør for Store Namnsvatn har høstet fisk, vilt og bær fra området. Det er få spor å se av tømmerhogst i området, men en bjørk som inngikk i TOV-analysen er fjernet i løpet av den 5-års perioden undersøkelsen har pågått. Det er få spor etter utmarkslått og beiting av husdyr i området, og det finnes heller ikke setrer omkring området.

Fjellturismen i Børgefjell har en 100-års historie bak seg. Det er en jevn, men lav strøm av fotturister til området. De senere årene er det tilrettelagt med transport over Store Namnsvatn med taxibåt. Det finnes også et begrenset antall private hytter, samt en hytte i regi av Turistforeningen, tett opp til nasjonalparkgrensa. Det er stier i området i tilknytning til disse hyttene, men få stier ellers i området. Det fuktige myrlandskapet blir delvis preget av ferdsele nær hytteområdene og sameleieren, men i liten grad synes dette å påvirke våre undersøkelser i boreal bjørkeskog.

2.5 Vernestatus

Børgefjell nasjonalpark ble vernet ved kgl. resolusjon av 9. august 1963, og senere i 1971 utvidet i nordvest med 65 km² til totalt 1065 km².

3 Materiale og metoder

3.1 Vegetasjonsøkologisk feltdesign

Metodikken som er benyttet følger NINAs konsept for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (jf. Eilertsen & Fremstad 1994, 1995, Eilertsen & Often 1994, Eilertsen og Brattbakk 1994).

Ruteplassering og oppmerking

I 1990 ble det etablert 10 prøvefelt i bjørkeskogsutformingene ved «Johkegasken-jallah», BØ01-BØ10. Av disse ble 5 felt plukket ut på bakgrunn av hvor stor andel av den floristiske variasjon de spente ut. Disse nye analysefeltene, à 5 x 10 m, fikk ny nummerering: B01 (tidl. BØ05), B02 (tidl. BØ09), B03 (tidl. BØ01), B04 (tidl. BØ07) og B05 (tidl. BØ10). Feltene B01-B05 er således ikke subjektivt utplassert i 1995, men systematisk plukket ut på bakgrunn av dataanalysene av 1990-materialet. Det ble ytterligere etablert 5 nye analysefelt, også de à 5 x 10 m, plassert i delområdet «Lotterfjellet». Til sammen fanger de 10 analyseflatene opp en stor del av den floristiske og økologiske variasjonen i bjørkeskogsutformingene i denne delen av Børgefjell nasjonalpark.

Feltene B01-B05 er lokalisert på et lite høydedrag mellom Vierma i vest og et større myrdrag i øst. Feltene ligger i hovedsak i et svakt konvekst område, men enkelte felt består av småskala konkave partier. De fem feltene innenfor området på Johkegasken-jallah er alle lokalisert på samme høydenivå ca. 530 m o h. Felt B01 er lokalisert 120 m i retning 350° fra trigonometrisk punkt (jf. **figurene 2 og 3**). De fem feltene i dalsiden mot Lotterfjellet er lokalisert som angitt på **figurene 2 og 3**. Felt B07 ligger 550 m rett øst (90°) for B05. Da disse 5 feltene ikke er beskrevet tidligere er avstander og retninger mellom dem angitt her: B07 ligger 115 m i retning 100° fra B06, B08 ligger 140 m i retning 90° fra B07, B09 ligger 11 m i retning 140° fra B08, og B10 ligger 52 m i retning 175° fra B09. De 5 feltene ved Lotterfjellet trekker bedre ut høydegradienten enn feltene på «Johkegasken-jallah»; fra B06 på 520 m o h. til felt B09 på 580 m o h., men dette gir minimale utslag i vegetasjonssammensetning. Dels er gradienten for kort og dels er avstanden opp til bestandsgrensa for bjørk ytterligere 100 høyde-meter. Imidlertid er det til dels betydelige forskjeller i topografiforholdene langs den samme høydegradienten; felt B06 har liten helning og er flat til svakt konkav med god tilførsel av overflatevann fra omgivelsene (**figur 4**), mens B09 er mer konveks og i skrånende terreng, med god drenering (**figur 5**).

Hvert analysefelt ble merket med trepåler i alle hjørnene. I hvert felt ble 5 analyseruter à 1 m² tilfeldig utlagt. Denne metoden betegnes som en «begrenset tilfeldig ruteplassering» (restricted random sampling, jf. R.H. Økland 1990) og har vært benyttet også i andre norske vegetasjonsøkologiske arbeider (jf. T. Økland 1990, 1996, Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Brattbakk 1994 og Eilertsen & Fremstad 1994, 1995. 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 rutas 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 aluminiumsskilt med rutenummer innpreget.

Ruteanalyse

I 1990 ble vegetasjonsrutenes størrelse satt til 1/4 m², mens de i 1995 ble endret til 1 m². 1990-rutene ble plassert i nedre venstre hjørne av 1995-rutene. Det var således mulig å nytte 1995-dataene i et nytt konsept samtidig som informasjonen fra 1/4 m²-rutene kunne nyttes til komparative studier av vegetasjonsendringer og endringer i artsmengder fra 1990 til 1995.

Vegetasjonsrutene er undersøkt ved hjelp av en analyseramme på 1 m² som er delt i 4 X 4 småruter. På **figur 4** er analyserammen avbildet. I hver av de 1/16 m² store smårutene er forekomst/fravær av alle arter av karplanter, moser og lav registrert. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårute-frekvens, som nyttes som kvantitativ 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 smårute-frekvens-dataene, og vil kunne være av betydning for vurdering av endrete dominansforhold i analyseruta over tid.

De vegetasjonsøkologiske analysene ble utført i tidsrommet 14-24 august.

Nomenklatur

Nomenklaturen for karplanter følger Lid & Lid (1994), for moser; Frisvoll et al. (1995) og for lav; Krog et al (1994). **Vedlegg 1** gir en oversikt over artsnavn med forkortelser. I de tilfeller der nomenklaturen er endret fra 1990 til 1995 er også de gamle navn oppført.

3.2 Miljøparametre

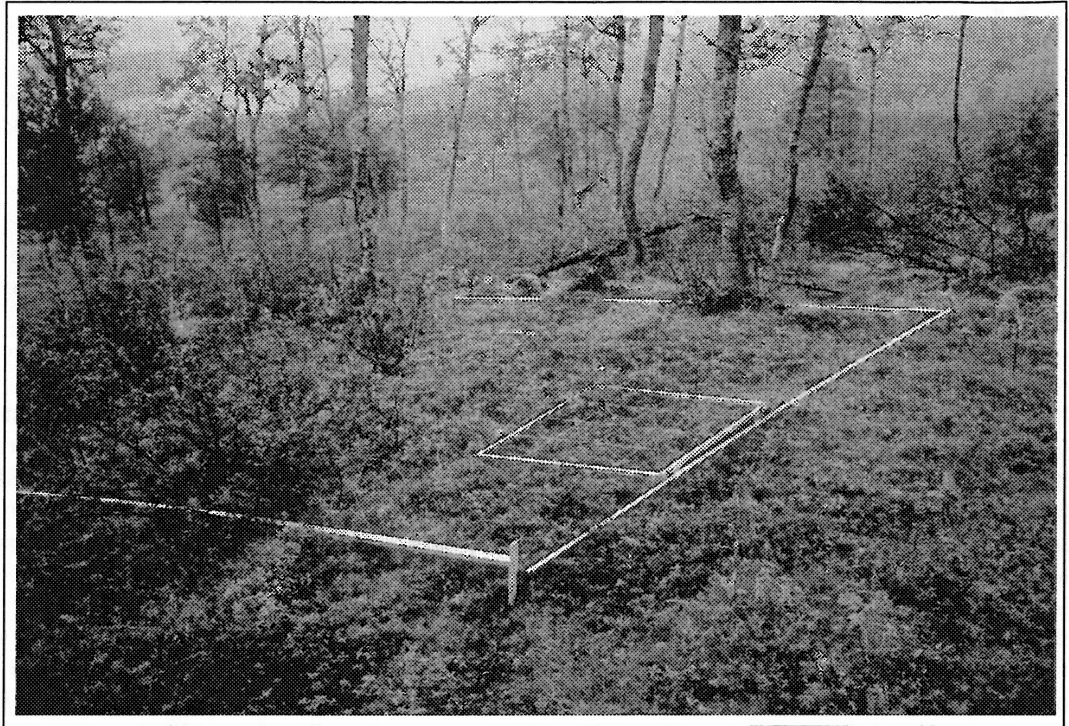
Økologiske målinger ble dels angitt på mesorutenivå, dvs i eller i tilknytning til analyseruta på 1 m².

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 som absoluttverdien av avviket fra en optimal innstrålingsretning på 205° (jf. Dargie 1984).

For å gi et økologisk bedre estimat på grad av relativ innstråling (Rin) i analyserutene, ble data om helning og eksposisjon kombinert etter følgende algoritme:

$$Rin = S(H,E) = \cos[90^\circ - \Theta_{opt} - H(\cos(\varphi_{opt} - E))]$$

**Figur 4**

*Svakt konkav bjørkeskogs-
utforming med velutviklet
feltsjikt.*

*Slightly concave birch wood-
land with well-developed
field layer.*

**Figur 5**

*Åpen, konvex, urterik låg-
urt-bjørkeskog.*

*Open, convex, species rich,
low-herb, birch woodland*

der S = relativ innstråling, H = helning, E = eksposisjon, Θ_{opt} = optimal helning (i dette arbeidet for enkelhets skyld satt til 45°) og Φ_{opt} = optimal eksposisjon (i dette arbeidet satt til 205°). Formelen har sitt utgangspunkt i en algoritme brukt av Parker (1988) og videreutviklet i samarbeid med en hovedfagsstudent. En nærmere beskrivelse og validering av algoritmen vil bli gitt som en del av en hovedfagsoppgave (Myklebost, under utarb.).

Småskala topografi ble beregnet basert på feltregistreringer av konveksitet og konkavitet i hver av mesorutas 16 småruter. Med

utgangspunkt i en subjektiv skala av konveksitet fra -2 til 2, der de sterkest konkave rutene fikk verdien -2 og de sterkest konvekse rutene fikk verdien 2, ble gjennomsnittsverdien gitt som et estimat på terrengform (ME Ter), og variansen gitt som et estimat på grad av terrengets ujevnhet (ME Une). 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 (S_{mi}), median jorddybde (S_{me}) og største jorddybde (S_{ma}). Jordfuktighet, relativ luftfuktighet og doggpunkt (Dew_0 og Dew_{40}) ble målt ved bakkenivå og 40 cm over bakken.

Totaldekningen i mesoruta ble angitt mest mulig nøyaktig på en %-skala for følgende variable: Busksjikt (TB), Feltsjikt (TC) og Bunnsjikt (TD).

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

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 vegetasjonsanalyse-flatene. De følger således vegetasjonsgradientene 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), NH_4NO_3 -utbyttbare kationer: H, K, Mg, Ca, Na, Mn og Al, samt en rekke tungmetaller som Fe, Pb, Sr og Zn, samt utbyttbart P og S. Total konsentrasjoner av mange av de samme elementene ble også bestemt. For komplett oversikt se **vedlegg 3**. De kjemiske dataene er nytt til å tolke resultatene fra de multivariate analysene av vegetasjonsdata og vil ha stor betydning som forklaringsvariabler når vegetasjonsdynamikken skal vurderes etter reanalyse.

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

Jord

Humusprøver fra hver analyserute ble samlet i løpet av to dager midt i feltperioden. Det var betydelig nedbør før og under prøvetakingen, noe som kan ha betydning for analyseresultatene. 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 for å gi et estimat for forholdene i hver rute.

NISK har etablert et felt for overvåking av jord og jordvann i tilknytning til NINAs vegetasjonsfelt, som ligger et par hundre meter vest for analyseflate B01. Feltet er delt opp med 120 punkter. Fra 25 tilfeldig uttrukne punkter har det blitt samlet prøver som er slått sammen til jordprøveserie 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.

Kjemiske analyser

Humusprøver er analysert ved NISKs akkrediterte laboratorium etter standard prosedyrer (Ogner et al 1991). 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. Disse inkluderer også tungmetaller (jf. Jensen 1991, 1992, Jensen & Frogner 1993).

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 derfor valgt å sette $r = 16$ for begge datasettene, noe som gir en moderat vektlegging av dominanter (Smartt et al. 1974a, 1974b, Jensen 1978, R.H. Økland 1986). For å redusere rekkevidden på prosentdeknings-datasettet har matriseelementer blitt veiet. 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 veiede verdiene av art i i analyserute j , a er en rekkevidde-skalar og w en veiingparameter. w fremkommer ved å dividere \ln til den nye rekkevidden med \ln til den opprinnelige. For prosentdeknings-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 da også reduserer noe av strukturen i materialet, ved at lavfrekvente arter med økologisk informasjon elimineres. En måte å beholde alle artene på, men samtidig å redusere betydningen av lavfrekvente arter, er å foreta nedveiing av disse. Det har vært diskutert hvor velegnet nedveiingsopsjonen i CANOCO (ter Braak 1987a) er. Eilertsen & Pedersen (1989) har foreslått en alternativ nedveiingsprosedyre, der nedveiingen blir utført på alle arter med lavere frekvens enn medianfrekvensen, istedenfor standard-opsjonen 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 nedveiging 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 nedveiging ble det opprettet «Cornell Condensed Files» (CCF-filer) som input til ordinasjonsprogrammene.

3.4 Behandling av miljøparametre

Kjemiske miljøparametre ble innlest 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 full-formatfiler for statistisk analyse og som CCF-filer for numerisk bearbeiding.

Fysiske og biotiske parametre vil først bli inkludert i materialet og benyttet til bearbeiding når vegetasjonsdata fra hele grunnlagsundersøkelsen foreligger.

3.5 DCA-ordinasjon

Vegetasjonsanalysene fra Børgefjell 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 ruter, på samme måte som avstanden mellom artssentroidenes posisjoner vil være proporsjonal med ulikheten mellom artene.

To datasett ble benyttet i DCA-analysene:

- Frekvens-datasettet på 50 ruter der artsmengder ble angitt med smårutefrekvens-verdier, og
- Prosent-datasett på 50 ruter der artsmengder ble angitt med prosent deknings-verdier.

I begge analysene ble opsjonene for detrending med segmenter og ikke-lineær reskalering av ordinasjonsaksene valgt. Dette for å hindre negativ bue-effekt og kant-effekt (jf. R.H. Økland 1990).

3.6 LNMDS-ordinasjon

Det ble utført en LNMDS-ordinasjon (Local Nonmetric Multidimensional Scaling) av frekvensdatasettet basert på 50 analyseruter og 80 arter. Ordinasjonen ble utført ved hjelp av programpakken PRI-

MER (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 program-pakkene KYST (Kruskal et al. 1973) og DECODA (Minchin 1986). En sekundærmatrise ble laget ved hjelp av 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. LNMDS-ordinasjon ble utført med 2- og 3-dimensjonale løsninger. Stress-funksjon ble beregnet etter 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 sekundærmatrise ble laget ved hjelp programmet 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 Børgefjell 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 parametere-nes 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 her mulig å velge 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-akseverdier, og innbyrdes mellom de forskjellige miljøvariablene. I programpakken SPSS (Norusis 1990) ble den ikke-parametriske korrelasjonsanalysen basert på Kendalls τ benyttet (Conover 1980). A.R.E. (asymptotic relative efficiency) for denne testen er beskrevet hos Stuart (1956). Fenstad et al. (1977) fremhever bruken av Kendalls τ 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

$$H_0: X_i \text{ og } Y_i \text{ er gjensidig uavhengige}$$

Den alternative hypotesen, H_1 , uttrykker den tilsvarende negasjon.

3.10 Reanalyser av 1990-datasettet

På grunn av revideringen av feltdesignet er det ikke foretatt en regulær reanalyse av hele datasettet fra 1990. Av de 100 1/4 m² rutene anlagt i 1990, inngår 25 som deler av de nye 1 m²-rutene. I tillegg ble ytterligere 30 av de gamle rutene reanalysert for å få et visst inntrykk av endringer som har skjedd i denne 5-årsperioden. På samme måte som i 1990 ble disse rutene delt i fire småruter på 25 cm x 25 cm, og artene i hver smårute ble registrert.

3.11 Analyse av vegetasjonsendringer

De 55 reanalyserte 1/4 m²-rutene ble analysert ved hjelp av DCA-ordinasjon. I denne ble hver rute behandlet som to separate analyseenheter: en basert på registreringene i 1990 og en i 1995. Hver enkelt rutes endring i ordinasjonsscore er benyttet som mål på grad av endring av vegetasjonen. Endringen ble vurdert ved hjelp av «repeated measures» variansanalyse. Denne analysen ble utført i SPSS (Norris 1990).

3.12 Analyse av endringer i artsmengder

For hvert enkelt felt ble det beregnet gjennomsnittlig antall artsforekomster i hhv. småruter, ruter og felt for å avdekke eventuelle generelle endringer i biodiversitet i datasettet.

Artene som forekom i det reanalyserte datasettet ble analysert med hensyn på deres framgang og stabilitet. Dette ble vurdert for hele datasettet samlet, og antall observasjoner i hhv. 1990 og 1995 ble definert som antall småruter arten forekom i det angjeldende året. Framgangen for en art ($I_{1990-1995}$) kunne bare defineres for arter som ble observert i 1990. Følgende algoritme ble benyttet:

$$I_{1990-1995} = \frac{n_{1995} - n_{1990}}{n_{1990}}$$

der n_{1995} er antall småruteobservasjoner i 1995 og n_{1990} antall småruteobservasjoner i 1990. Dette gir et relativt mål for framgang som varierer fra -1 (for arter som ikke ble gjenfunnet i 1995) til 220 (for en teoretisk art som hadde bare én obs i 1990, men fantes i alle smårutene i 1995). For arter med samme frekvens i 1990 og 1995 blir framgangen 0.

Stabiliteten til en art i perioden 1990 til 1995 ($S_{1990-1995}$) ble definert som

$$S_{1990-1995} = \frac{n_{1990 \cap 1995}}{n_{1990 \cup 1995}}$$

dvs forholdet mellom antall småruter hvor arten ble observert begge år ($n_{1990 \cap 1995}$), og antall småruter hvor arten ble funnet minst ett av årene ($n_{1990 \cup 1995}$). Stabiliteten varierer derfor på en skala fra 0 (ingen obs. i samme rute begge år) til 1 (samtlige 1990-observasjoner gjenfunnet i 1995). Dette målet er logisk korrelert med framgangsmålet, men det gir mulighet for å vurdere den enkelte arts dynamikk når det gjelder individenes plassering i landskapet.

4 Resultater

4.1 Vegetasjonsanalyser

I de 50 analyserutene er 80 arter registrert; 40 karplanter (hvorav 3 treslag, 6 lyngarter, 20 urter og 11 graminider) og 40 kryptogamer (hvorav 18 bladmoser, 7 levermoser og 15 lavarter). De 10 mest frekvente artene i materialet er:

Vaccinium myrtillus (blåbær - 783), *Deschampsia flexuosa* (smyle - 755), *Barbilophozia lycopodioides* (gåsefotskjeggmoser - 724), *Cornus suecica* (skrubbær - 695), *Empetrum hermaphroditum* (fjellkreking - 583), *Dicranum scoparium* (ribbesigd - 547), *Pleurozium schreberi* (furumose - 542), *Brachythecium reflexum* (sprikelundmose - 481), *Vaccinium vitis-idaea* (tyttebær - 378), *Gymnocarpium dryopteris* (fugletelg - 343)

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

Tabell 2 viser samtlige arters frekvens og vekt. Middel, maksimum, minimum og standard avvik er gitt for artenes smårutefrekvens i materialet. Alle rutene ligger i fattig til intermediær bjørkeskog. Det er nesten totalt fravær av unge trær og busker (lavere enn 80 cm). Det er heller ikke registrert frøplanter av bjørk i noen av analyserutene eller i dets nærområder, til tross for at alle rutene ligger under bestandsgrensa for bjørk.

Følgende viktige floristiske overganger/skifter (species turnover) er observert:

Tresettingen varierer noe mellom de to delområdene; generelt er det flere og lavere bjørketrær på «Johkegasken-jallah» enn på «Lotterfjellet». For sistnevnte delområde er variasjonen betydelig større enn det første, noe som trolig skyldes større variasjon i landskapsformer og topografiforhold. Denne gir utslag variasjon i nærings- og fuktighetsforhold. Tretetthet og størrelse varierer fra de lavereliggende felt rett over bestandsgrensa for gran, med enkelte velutviklede trær, til de høyereliggende felt godt oppe i det subalpine bjørkebeltet, der tettheten er noe større men trehøyden lavere, om enn ikke så lav som på «Johkegasken-jallah». **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. Den største variasjonen spennes ut i delområdet «Lotterfjellet». Her finnes forholdsvis artsrike ruter i de mer næringsrike og friskere utformingene, mens antallet faller betydelig mot de mindre næringsrike og tørre utformingene. Diversiteten er generelt høyere i ruter med stor grad av topografisk variasjon.

Mosene viser en relativt liten variasjon i artsantall mellom de forskjellige analyseruter. Imidlertid er det betydelige forskjeller i artsammensetning mellom de ulike rutene.

Lavartene 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, med lavt antall urter, kan være totalt dominert av reinlav/begerlav (samt lyngarter og ribbesigd), mens de friskere urterike rutene svært ofte er uten lavdekke eller har svært lite lavdekke. Antallet lavarter i en analyserute er temmelig komplementært i forhold til antallet karplanter. Men dette medfører ikke at det totale antall arter er relativt konstant i alle ruter. Det er derimot en klar tendens til at det er de tørre, lavdominerte rutene og de friske, urterike rutene som har den høyeste totale artsdiversitet.

4.2 DCA-ordinasjon

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

De 50 analyserutenes posisjon (som er veiet middel av artsscorene) langs de to viktigste DCA-aksene er gitt i **figur 7**. Førsteaksens gradientlengde er 2,54 SD-enheter og andreaksens er 1,79. Øvrige informasjon og gradientlengder er gitt i **tabell 3**. Angivelse av de 50 analyserutenes områdetilhørighet er gitt i **figur 8**. Analyseutene fra «Johkegasken-jallah», feltene B01-B05, og delvis felt B10 er lokalisert sentralt i ordinasjonsmaterialet, mens de øvrige nyutlagte analyserutene fra «Lotterfjellet», som forventet, trekker ut de ulike gradientene. Felt B07 til høyre langs DCA-akse 1, mens feltene B06, B08 og B09 ligger lengst til venstre. Disse feltene trekker også ut DCA-akse 2.

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 3 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 10-66 viser arter med forekomst i mer enn 5% av analyserutene, 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 67-74**). Artene kan grupperes i følgende typer:

Type 1: Dette er en gruppe arter som finnes i hele materialet (svært vid økologisk amplitude) og som i de fleste tilfellene har høy smårutefrekvens i analyseruta (**figur 67**). Disse vil følgelig ha sitt optimum nær sentroiden i artsordinasjons-plottet (jf. **figur 9**). Av typiske arter kan nevnes: *Vaccinium myrtillus* (**figur 16**), *Cornus suecica* (**figur 20**), *Deschampsia flexuosa* (**figur 37**), *Dicranum scoparium* (**figur 42**), *Pleurozium schreberi* (**figur 45**), *Barbilophozia lycopodioides* (**figur 50**). Av eksempler på arter med vid økologisk amplitude, men med

lavere frekvens i materialet, kan nevnes: *Betula pubescens* (**figur 10**), *Hylocomium splendens* (**figur 43**) og *Lophozia obtusa* (**figur 51**). Ingen lavarter har tilnærmedesvis slik variasjonsbredde.

Type 2: Dette er arter som har vid økologisk amplitude, men som mangler i nedre, høyre del av ordinasjonsplottet (**figur 68**). Disse artene har tyngdepunktet flyttet noe til høyre for sentroiden i artsordinasjonsplottet. Typiske representanter blant karplantene er *Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum* (**figur 15**), *Vaccinium uliginosum* (**figur 17**), *V. vitis-idaea* (**figur 18**) og *Luzula pilosa* (**figur 38**). Av kryptogamer med tilsvarende utbredelse kan nevnes mosene *Dicranum fuscescens* (**figur 41**) og *Rhodobryum roseum* (**figur 48**) samt lavartene *Cladonia carneola* (**figur 57**), *C. chlorophaea* (**figur 58**) og *C. furcata* (**figur 59**).

Type 3: Denne typen består av arter med en snevrere økologisk amplitude i forhold til dette materialet. Artene trekker ikke ut hele førsteaksen av ordinasjonsdiagrammet (**figur 69**). De finnes litt til venstre i diagrammet, og har således også artsoptimum (modal abundance) på denne siden (jf. **figur 7**). Arter i denne kategorien ville sannsynligvis hatt optimum i vegetasjonsutforminger plassert enda lengere til venstre dersom disse utformingene hadde inngått i undersøkelsen. Innen gruppen varierer amplituden for de enkelte arter noe. Eksempler på arter med svært snever artsamplitude innen dette materialet er lavartene *Cladonia gracilis* (**figur 62**), *C. rangiferina* (**figur 63**) og *C. uncialis* (**figur 65**). Av arter med noe videre økologisk amplitude kan nevnes *Juniperus communis* (**figur 11**), *Calluna vulgaris* (**figur 14**), samt lavartene *Cladonia arbuscula* (**figur 55**), *C. bellidiflora* (**figur 56**) og *C. crispata* (**figur 59**) og *C. ecmocyna* (**figur 60**).

Type 4: Arter i denne kategorien har, i motsetning til forrige kategori, forskjøvet tyngdepunktet sterkt mot venstre i ordinasjonen (**figur 70**). Av typiske karplantearter kan nevnes: *Sorbus aucuparia* (**figur 12**), *Gymnocarpium dryopteris* (**figur 25**), *Melampyrum pratense* (**figur 30**), *M. sylvaticum* (**figur 31**), *Solidago virgaurea* (**figur 34**) og *Trientalis europaea* (**figur 35**). Av moser kan nevnes: *Brachythecium reflexum* (**figur 39**) og *Brachythecium salebrosum* (**figur 40**).

Type 5: Denne utgjøres av noen få arter med snever økologisk amplitude i dette datamaterialet. Artene er begrenset til analyse-ruter sentralt i ordinasjonsdiagrammet, med plassering i intervallet 1-2 SD-enheter langs DCA-akse 1 (**figur 71**). Typiske representanter er de to kråkefotartene *Lycopodium annotinum* (**figur 28**) og *L. clavatum* (**figur 29**).

Type 6: Dette er arter med tyngdepunktet forskjøvet ytterligere til høyre langs DCA-akse 1, dvs. i analyse-ruter plassert i intervallet > 2 SD-enheter langs DCA-akse 1 (**figur 72**). Enkelte av disse artene har sannsynligvis sitt optimum i vegetasjonsutforminger plassert enda lengere til høyre dersom disse utformingene hadde inngått i undersøkelsen. Typiske representanter for disse er: *Cicerbita alpina* (**figur 19**), *Plagiothecium sp.* (**figur 44**) og *Polytrichastrum longisetum* (**figur 47**).

Type 7: Dette er arter med tyngdepunktet sterkt forskjøvet opp og mot høyre. (**figur 73**). Disse artene har en viktig strukturende rolle i forhold til å trekke ut DCA-akse 2. Gruppen består

stort sett av urter og graminider: *Euphrasia stricta* (**figur 23**), *Geranium sylvaticum* (**figur 24**), *Hieracium sylvaticum* (**figur 26**), *Polygonatum verticillatum* (**figur 32**), *Rumex acetosa* (**figur 33**), *Anthoxanthum odoratum* (**figur 36**). Ingen av kryptogamene følger dette artsfordelingsmønsteret.

Type 8: Dette er, i likhet med type 7-artene, sterkt forskjøvet mot høyre i ordinasjonsdiagrammet (**figur 74**). Men i motsetning til foregående gruppe finnes artene i analyse-ruter med lave verdier langs DCA-akse 2. Enkelte av disse ville nok også hatt et tyngdepunkt utenfor de delene av de økologiske gradientene som er inkludert i denne undersøkelsen. Typiske representanter er artene *Dryopteris expansa* (**figur 21**) og *Epilobium angustifolium* (**figur 22**).

De fleste artene kan plasseres i en av disse 8 typene. Enkelte arter har en fordeling i overgangen mellom typene og enkelte arter finnes spredt i svært få analyse-ruter. Disse faller følgelig noe utenfor hovedtypene. Den største gruppen av arter har utbredelse av type 4. Dette gjelder i hovedsak karplanter og moser, selv om en rekke lågarter er av type 6, 7 eller 8. Lavartene har i hovedsak en type 3-fordeling.

Artsdiversitet

I alt er 8 biotiske parametre nyttet for å gi ytterligere informasjon om datasett-egenskaper og ordinasjonsstruktur. Totalt antall arter (N-TOT), antall karplanter (N-VAS) og antall kryptogamer (N-BOT) er illustrert ved **figurene 75-77**. Kvadrater er koordinatfestet i DCA-ordinasjonsplottet, slik at den høyeste diversiteten er angitt med sorte, store kvadrater mens de gradvis blir hvite og mindre proporsjonalt med reduksjonen i diversitet. I dette materialet er det relativt liten variasjon i artsdiversiteten langs første ordinasjonsakse, mens den er betydelig større langs andreaksen. En nærmere identifikasjon av diversitetsforhold er gitt ved dekomponeringen av bunnsjiktsartene i henholdsvis antall moser (N-BRY, **figur 78**) og antall lav (N-LIC, **figur 79**). Når det gjelder antall mosearter, er de temmelig jevnt fordelt i materialet. Når det gjelder antall lav-arter derimot er den klart negativt korrelert med ordinasjonsakse 1. Det komplementære forhold gjelder for karplantene, som er entydig positivt korrelert med samme akse. Når det derimot gjelder andreaksen viser både karplanter og lav en tendens til å være positivt korrelert med denne. Dette forklarer variasjonen i α -diversitet i materialet. Figurene viser at α -diversiteten for mosene i materialet varierer betydelig mindre enn for karplanter og lav. Diversiteten er dessuten høyest mot endene av gradientene.

Dekningsgraden for artene i busksjiktet (TB, **figur 80**), feltsjiktet (TC, **figur 81**) og bunnsjiktet (TD, **figur 82**) viser betydelige forskjeller i mønstre. For busksjiktsartene er dekningsgraden høyest på enkelte av analyse-rutene sentralt i ordinasjonsplottet (fra «Johkegasken-jallah»). Feltsjikts-artene er betydelig jevnere fordelt, men dekningsgraden er likevel signifikant korrelert med ordinasjonsakse 1. Når det gjelder dekningsgraden av bunnsjiktsarter, er den mer uformt fordelt.

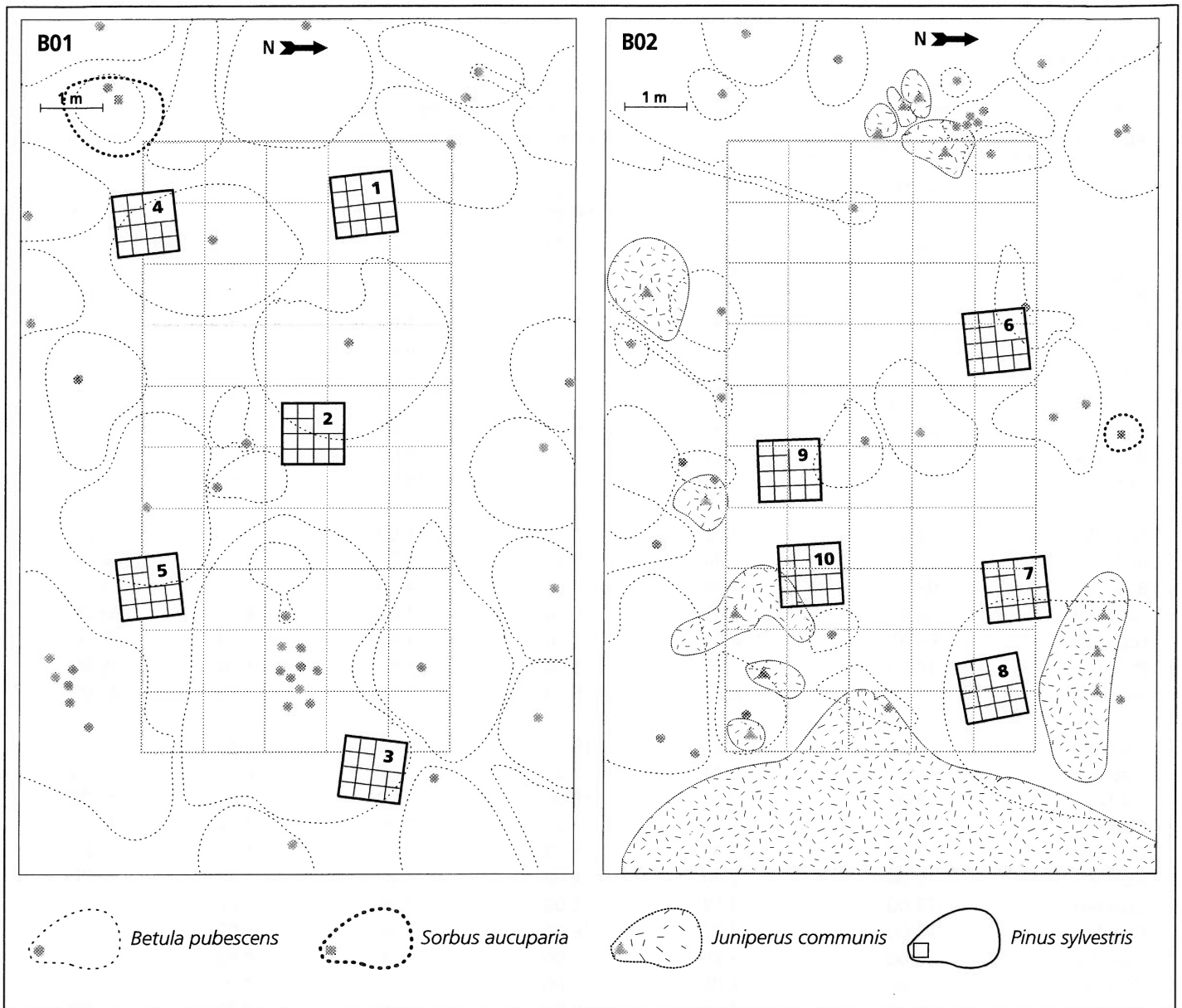
Kendall-korrelasjoner mellom de 4 DCA-aksene og de 8 biotiske miljøvariablene er gitt i **tabell 4**.

Tabell 2 Artenes smårutefrekvens i 50 analyseruter.
Species frequency in 50 sample plots.

Forkortelse Abbreviation	Frekvens Frequency	Middel Mean	Maksimum Maximum	Minimum Minimum	SD SD	Vekt Weight
Betu pub	38.00	4.05	10.00	1.00	2.68	77.00
Juni com	18.00	4.78	13.00	1.00	3.99	43.00
Sorb auc	14.00	2.43	7.00	1.00	2.07	17.00
Arct alp	8.00	8.00	14.00	5.00	4.08	32.00
Call vul	18.00	10.11	16.00	3.00	5.53	91.00
Empe her	80.00	14.58	16.00	5.00	3.35	583.00
Vacc myr	100.00	15.66	16.00	10.00	1.12	783.00
Vacc uli	32.00	9.13	16.00	2.00	4.62	146.00
Vacc vit	56.00	13.50	16.00	2.00	3.78	378.00
Cice alp	14.00	4.71	9.00	1.00	3.04	33.00
Corn sue	94.00	14.79	16.00	3.00	2.98	695.00
Dact mac	2.00	2.00	2.00	2.00	****	2.00
Dryo exp	14.00	8.14	15.00	5.00	3.29	57.00
Epil ang	8.00	3.75	5.00	1.00	1.89	15.00
Equi syl	4.00	3.50	5.00	2.00	2.12	7.00
Euph str	8.00	9.75	16.00	2.00	6.45	39.00
Gera syl	8.00	3.50	8.00	1.00	3.11	14.00
Gymn dry	58.00	11.83	16.00	1.00	5.36	343.00
Hier syl	12.00	2.33	4.00	1.00	1.51	14.00
List cor	6.00	9.33	15.00	1.00	7.37	28.00
Lyco ann	20.00	6.10	14.00	1.00	4.82	61.00
Lyco cla	4.00	9.50	13.00	6.00	4.95	19.00
Mela pra	88.00	7.18	15.00	1.00	3.74	316.00
Mela syl	58.00	5.69	14.00	1.00	3.25	165.00
Omal nor	4.00	1.50	2.00	1.00	0.71	3.00
Poly ver	10.00	6.20	10.00	1.00	3.27	31.00
Pote ere	6.00	5.67	10.00	2.00	4.04	17.00
Rubu cha	4.00	7.50	14.00	1.00	9.19	15.00
Rume ace	6.00	2.67	4.00	2.00	1.15	8.00
Soli vir	80.00	7.82	16.00	1.00	5.17	313.00
Trie eur	64.00	7.72	16.00	1.00	4.62	247.00
Viol pal	4.00	1.50	2.00	1.00	0.71	3.00
Anth odo	14.00	11.57	16.00	2.00	5.47	81.00
Cala pur	4.00	2.00	3.00	1.00	1.41	4.00
Care can	4.00	1.50	2.00	1.00	0.71	3.00
Care vag	4.00	6.50	12.00	1.00	7.78	13.00
Desc ces	2.00	10.00	10.00	10.00	****	10.00
Desc fle	100.00	15.10	16.00	6.00	2.57	755.00
Junc fil	2.00	3.00	3.00	3.00	****	3.00
Luzu pil	34.00	8.35	16.00	1.00	6.09	142.00
Atri und	2.00	1.00	1.00	1.00	****	1.00
Brac ref	86.00	11.19	16.00	2.00	4.92	481.00
Brac sal	42.00	4.33	14.00	1.00	3.94	91.00
Brac sta	4.00	1.00	1.00	1.00	0.00	2.00
Bryu sp	2.00	1.00	1.00	1.00	****	1.00
Dicr fus	22.00	2.00	5.00	1.00	1.41	22.00

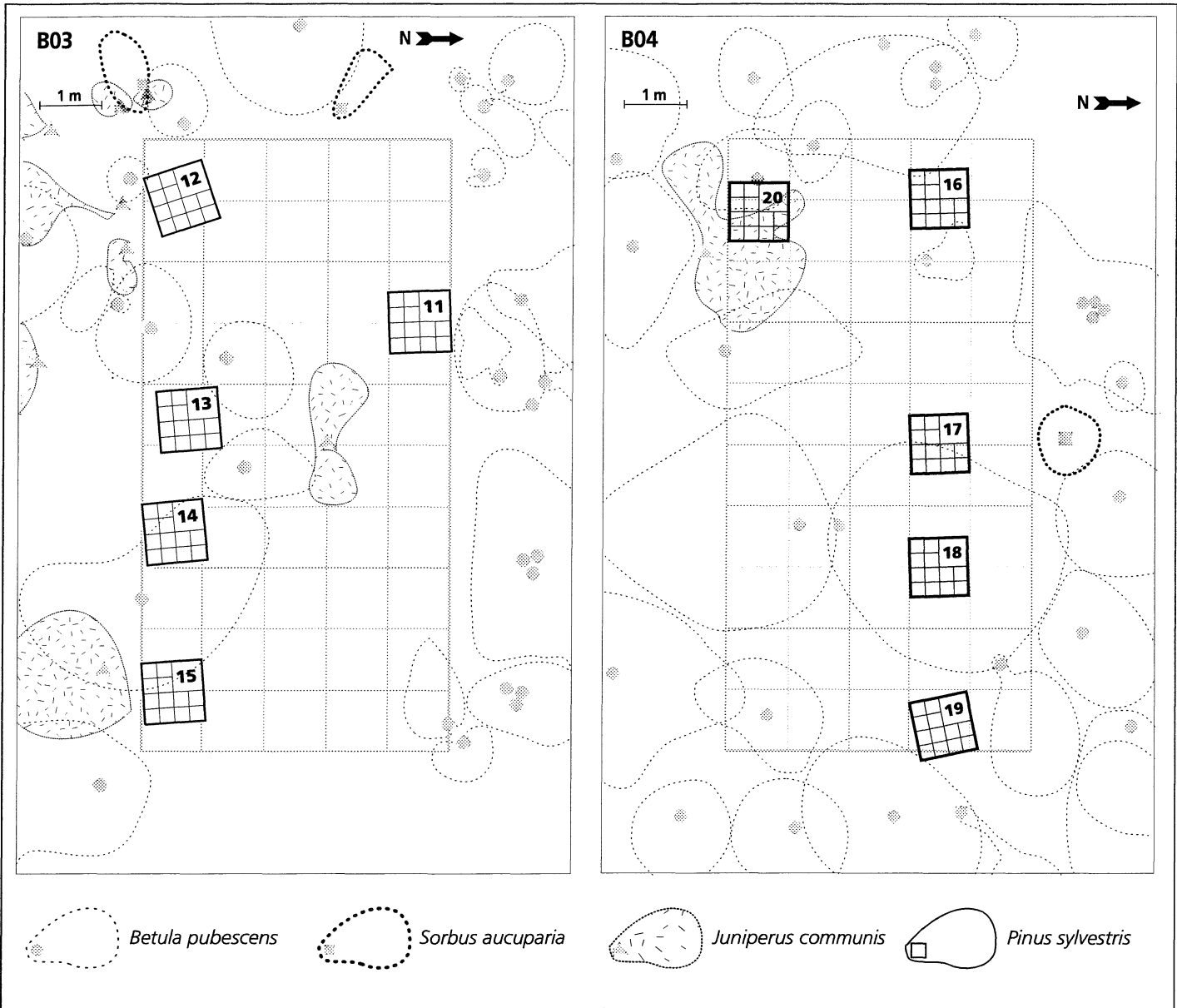
Tabell 2 (forts.)

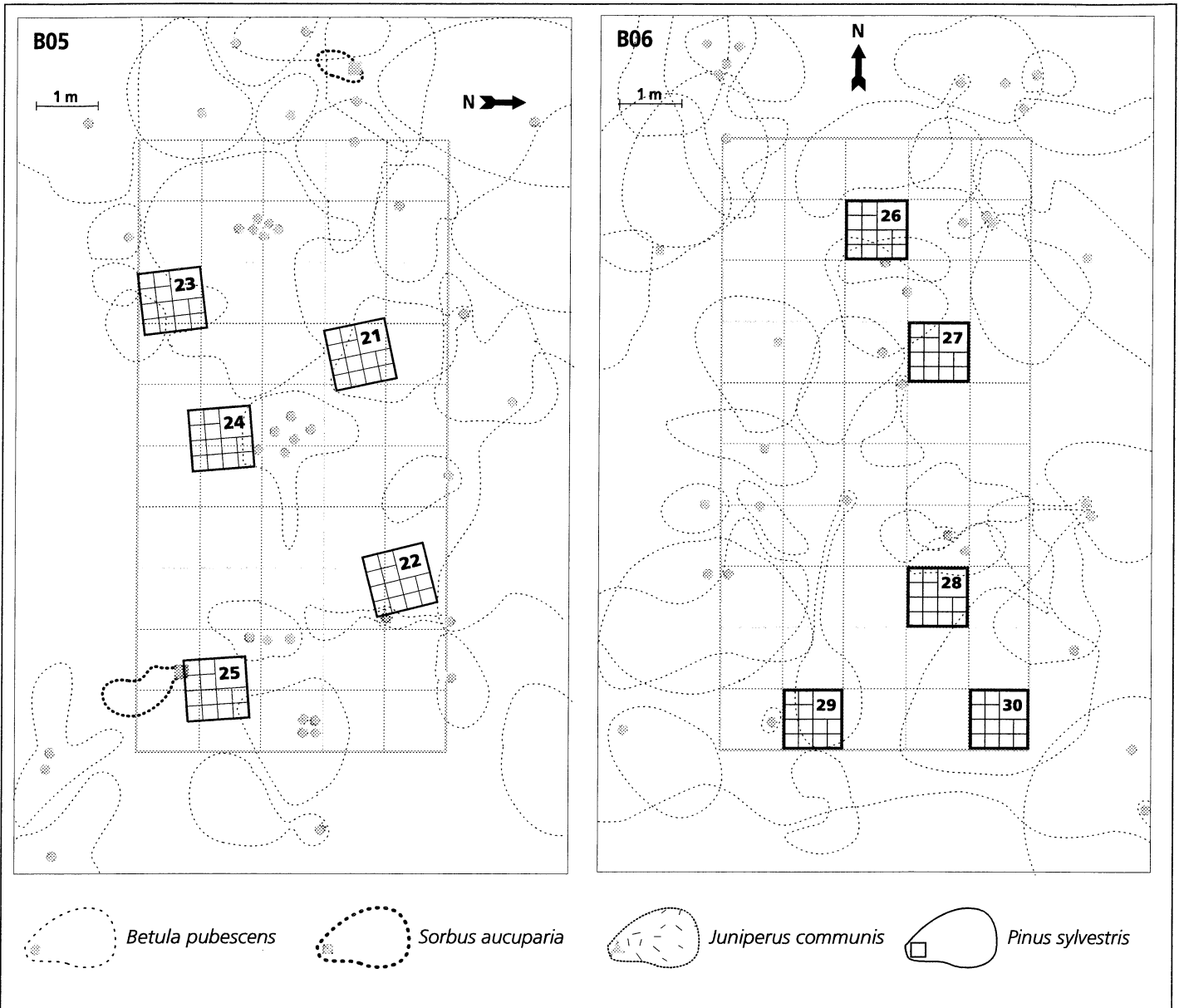
Forkortelse Abbreviation	Frekvens Frequency	Middel Mean	Maksimum Maximum	Minimum Minimum	SD SD	Vekt Weight
Dicr sco	94.00	11.64	16.00	2.00	5.15	547.00
Hylo spl	34.00	5.82	16.00	1.00	5.65	99.00
Mniu spi	2.00	1.00	1.00	1.00	****	1.00
Plag sp	20.00	4.70	15.00	1.00	4.30	47.00
Pleu sch	86.00	12.60	16.00	1.00	5.21	542.00
Poly com	14.00	3.86	10.00	1.00	2.97	27.00
Poly jun	4.00	7.00	8.00	6.00	1.41	14.00
Poly lon	12.00	4.83	15.00	1.00	5.12	29.00
Ptil cri	2.00	1.00	1.00	1.00	****	1.00
Rhod ros	24.00	2.92	8.00	1.00	2.43	35.00
Rhyt squ	2.00	14.00	14.00	14.00	****	14.00
Sani unc	2.00	15.00	15.00	15.00	****	15.00
Barb att	2.00	1.00	1.00	1.00	****	1.00
Barb flo	72.00	5.44	15.00	1.00	4.29	196.00
Barb lyc	98.00	14.78	16.00	4.00	3.11	724.00
Loph obt	86.00	6.09	16.00	1.00	4.50	262.00
Loph ven	66.00	2.09	5.00	1.00	1.26	69.00
Ptil cil	14.00	2.71	6.00	1.00	1.98	19.00
Trit qui	18.00	2.22	5.00	1.00	1.39	20.00
Clad arb	30.00	7.27	16.00	1.00	4.88	109.00
Clad bel	18.00	3.44	7.00	1.00	2.55	31.00
Clad car	28.00	2.50	10.00	1.00	2.35	35.00
Clad chl	28.00	2.43	9.00	1.00	2.34	34.00
Clad con	2.00	1.00	1.00	1.00	****	1.00
Clad cri	10.00	2.40	5.00	1.00	1.67	12.00
Clad ecm	22.00	3.09	5.00	1.00	1.22	34.00
Clad fur	62.00	4.77	16.00	1.00	4.02	148.00
Clad gra	8.00	5.75	11.00	1.00	4.99	23.00
Clad ple	2.00	2.00	2.00	2.00	****	2.00
Clad ran	10.00	12.40	16.00	9.00	3.36	62.00
Clad sul	6.00	1.67	2.00	1.00	0.58	5.00
Clad unc	10.00	3.00	7.00	1.00	2.55	15.00
Neph arc	6.00	5.33	10.00	2.00	4.16	16.00
Neph bel	2.00	2.00	2.00	2.00	****	2.00

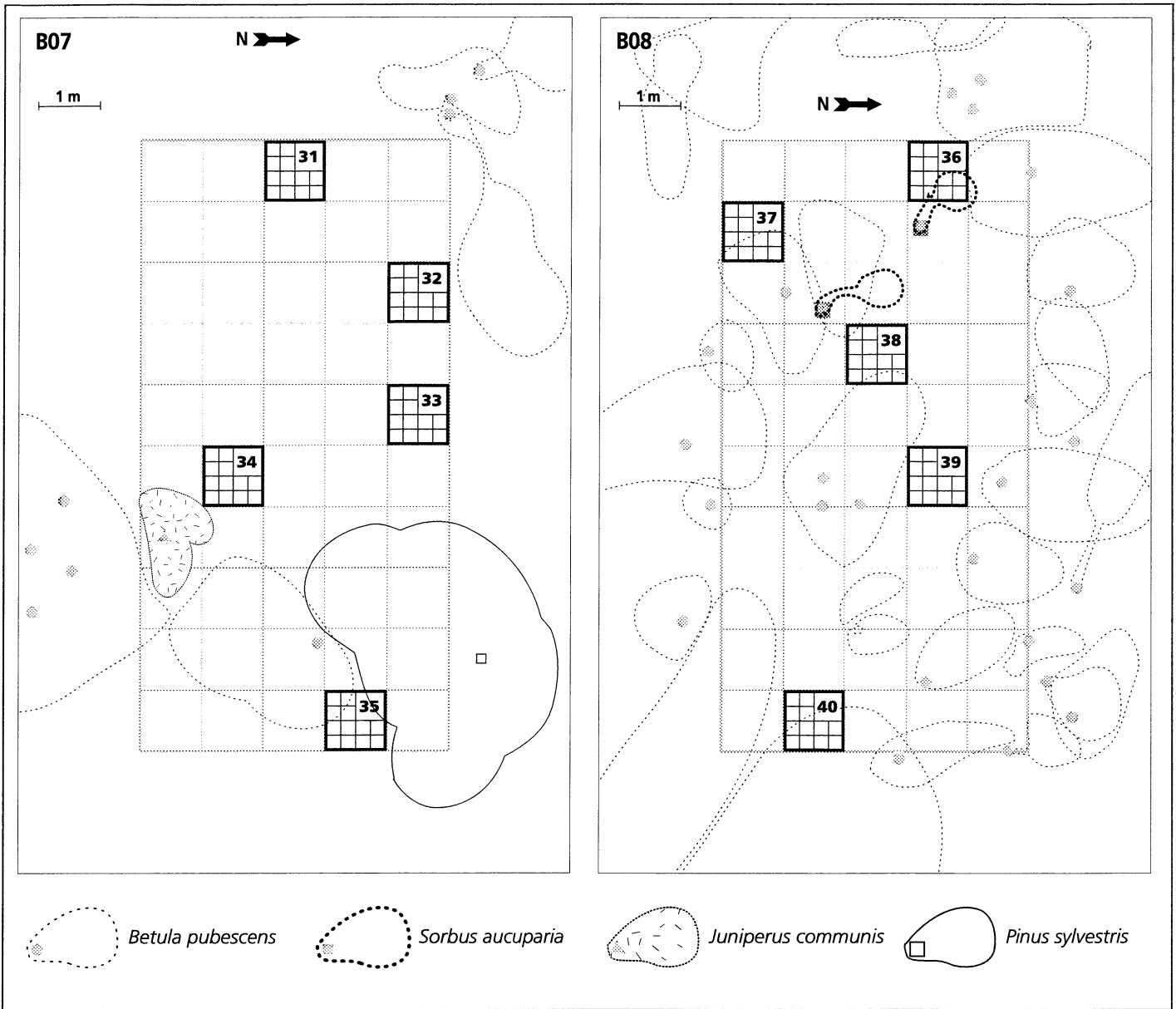
**Figur 6**

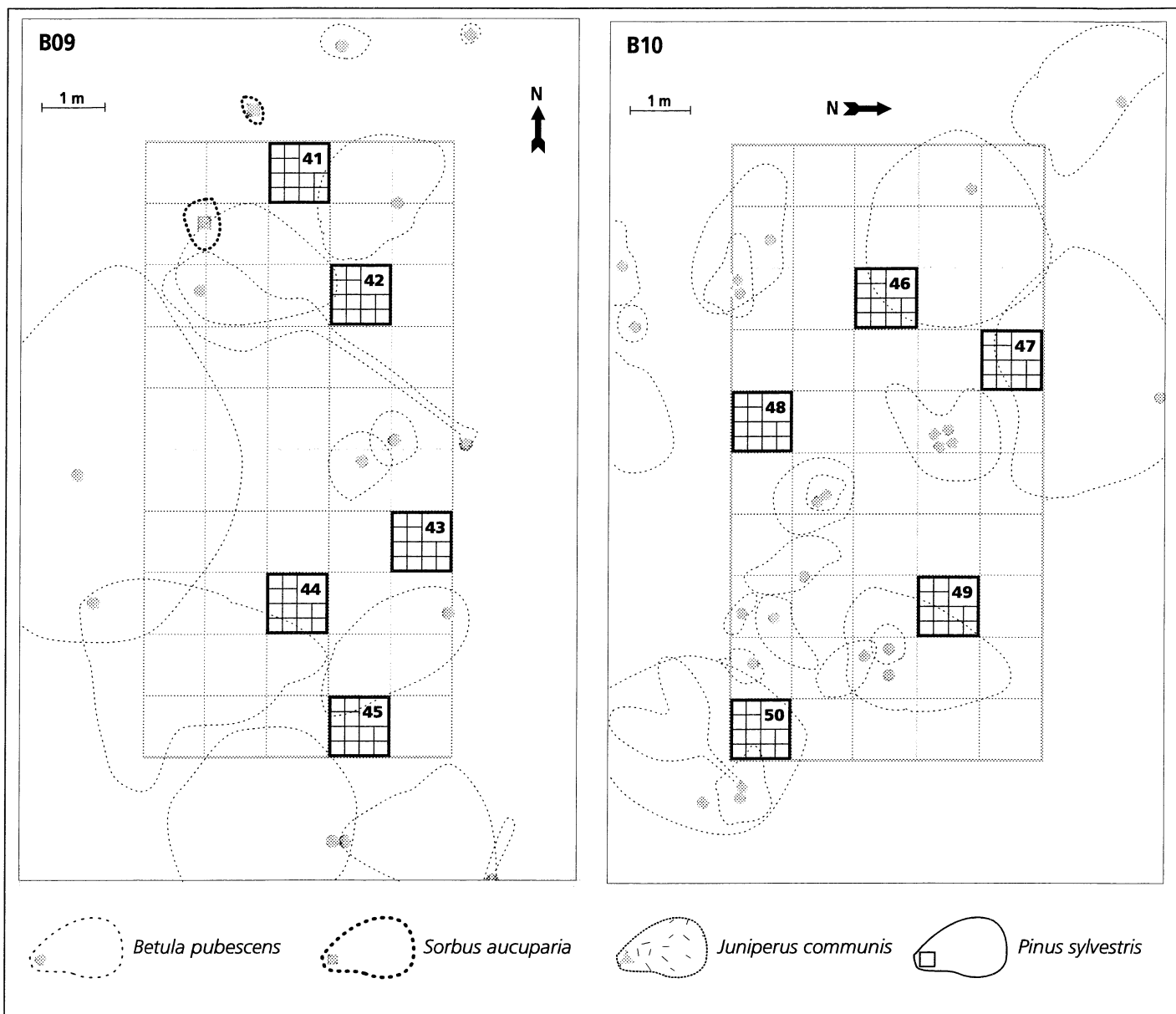
Beliggenheten av de 50 analyserutene i felt 1-10. Trær og busker som forekommer i hvert felt er inntegnet, med omtrentlig angivelse av omkrets.

Position of the 50 permanent sample plots in macroplots 1-10. Trees and shrubs in the macroplots are mapped, approximate circumferences are indicated.





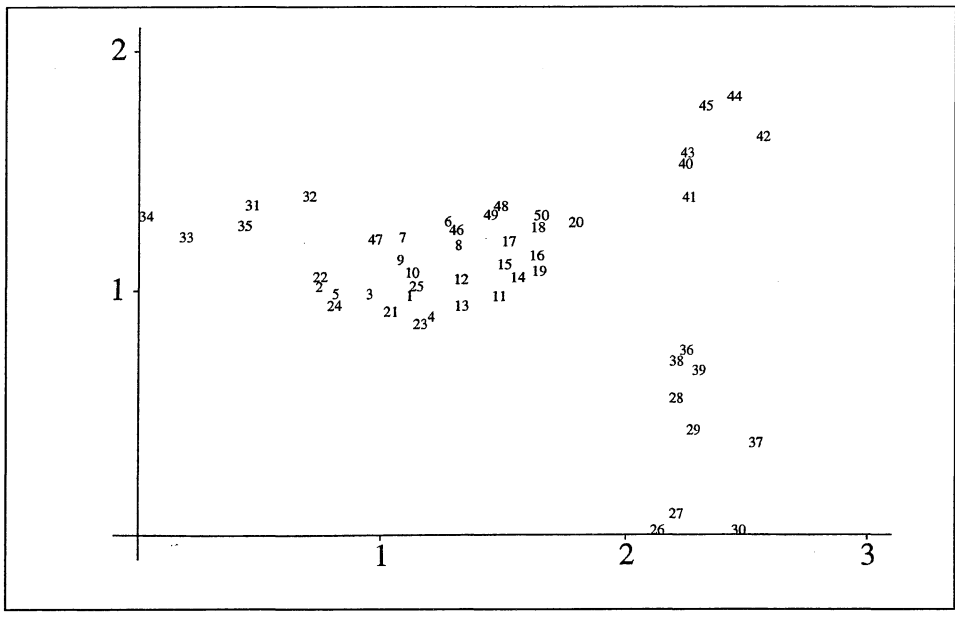




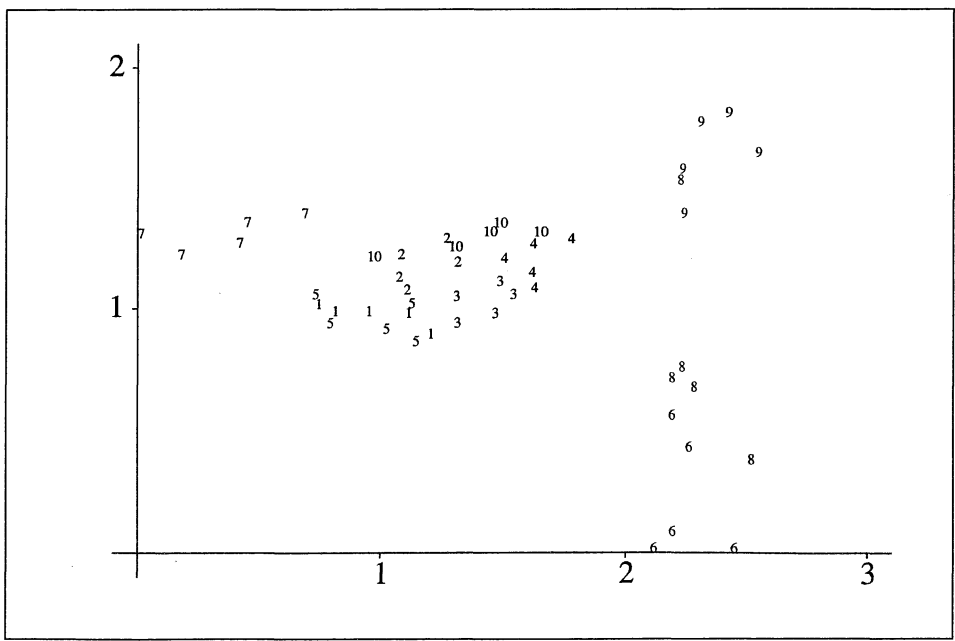
Tabell 3 Vegetasjonsanalyse, egenskaper ved ordinasjonsaksene. e_{DCA} = egenverdi, SD_{DCA} = gradientlengde målt i SD-enheter, e_{DCA}/Ti = egenverdi/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon, angitt i prosent, $\sum e_{DCAi}/Ti$ = de n første aksenes andel av forklart variasjon (i prosent).

Vegetation analysis, characteristics of ordination axes. e_{DCA} = eigenvalue, SD_{DCA} = gradient length in SD units, e_{DCA}/Ti = eigenvalue/total inertia, i.e. the variation explained by the axis (percentages), $\sum e_{DCAi}/Ti$ = variation explained by the first n axes (percentages).

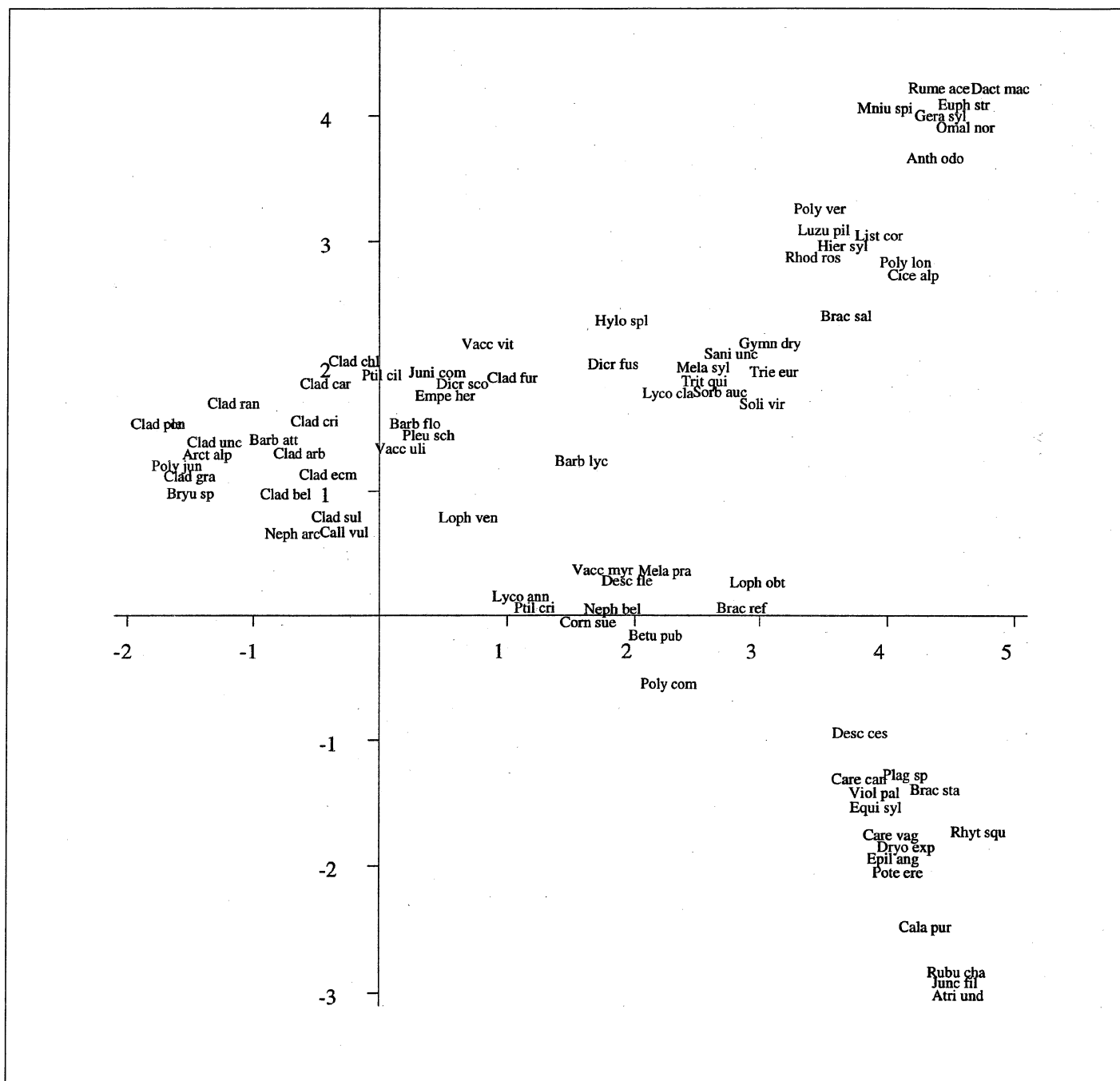
DCA-akse	1	2	3	4
e_{DCA}	0,316	0,168	0,052	0,037
SD_{DCA}	2,536	1,791	1,218	1,005
e_{DCA}/Ti	20,2	10,8	3,3	2,4
$\sum e_{DCAi}/Ti$	20,2	31,0	34,3	36,7



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 are scaled in SD units.

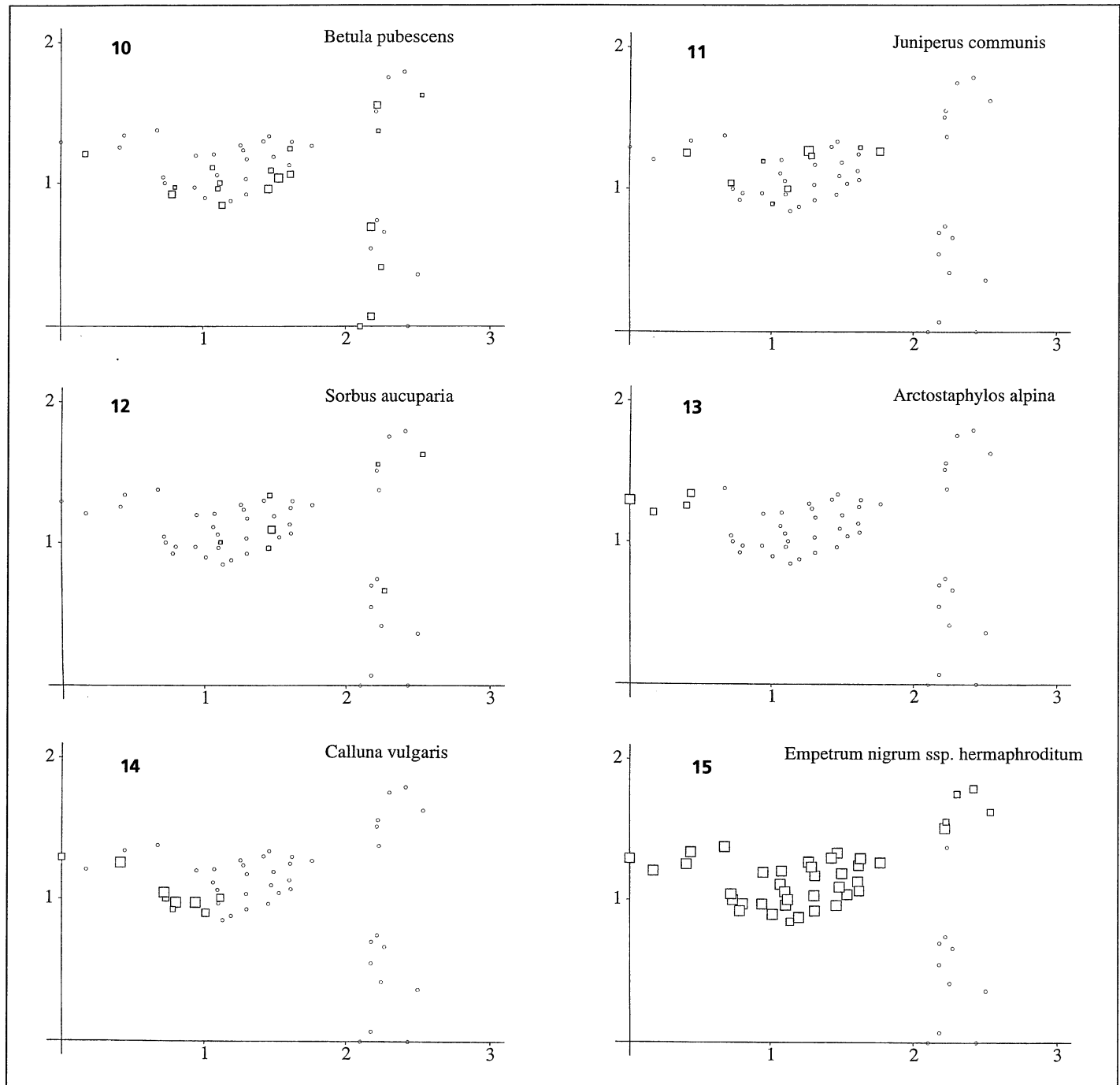


Figur 8
DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2, analyseflatenummer er angitt. Aksene er skalert i SD-enheter.
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2, macro-sample number is given. axes 1 and 2. Axes scaled in S.D. units.

**Figur 9**

DCA artsordinasjon, aksene 1 og 2. Aksene er skalert i SD-enheter.

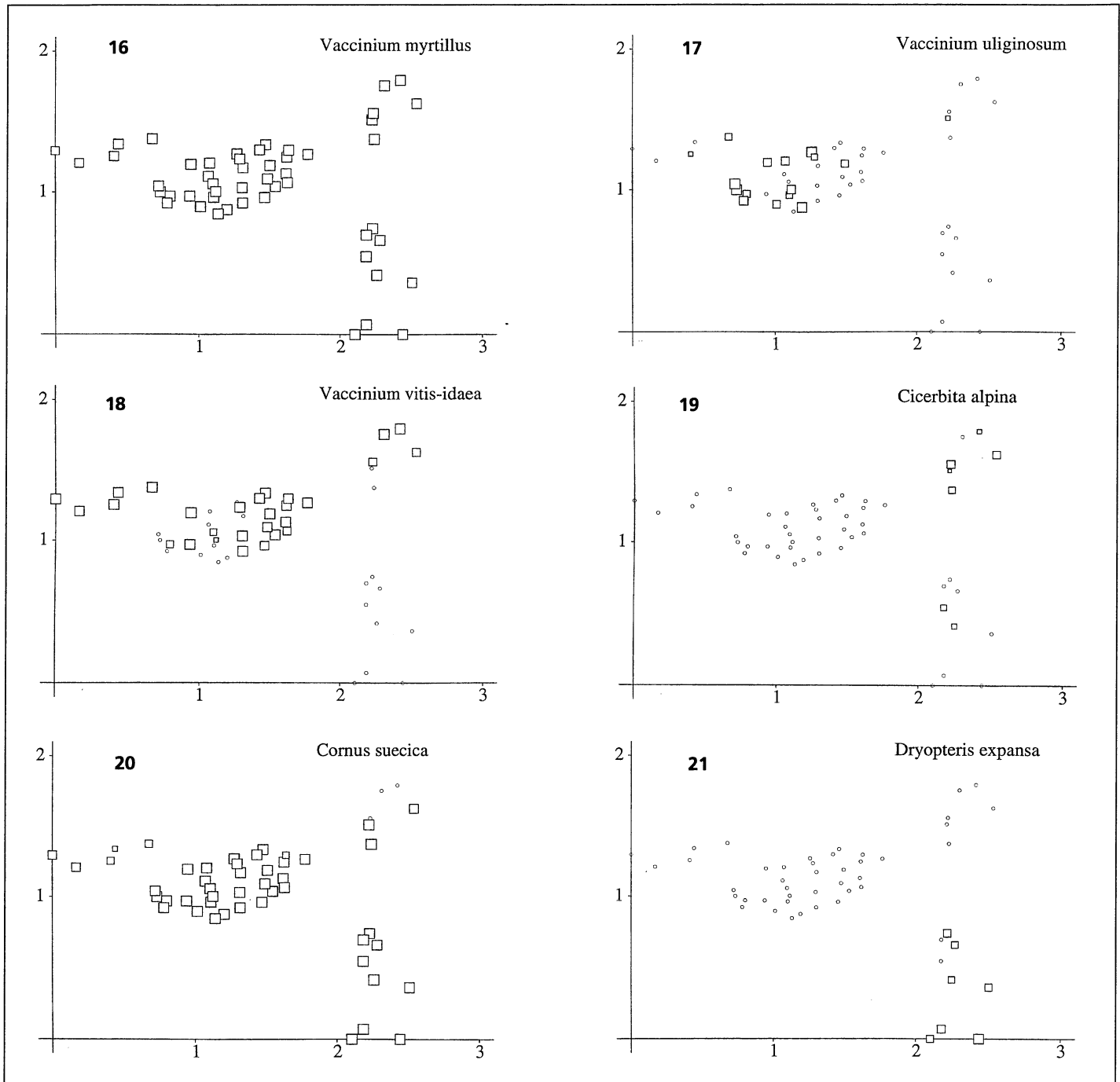
DCA species ordination, axes 1 and 2. Axes are scaled in SD units.



Figurene 10-15

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

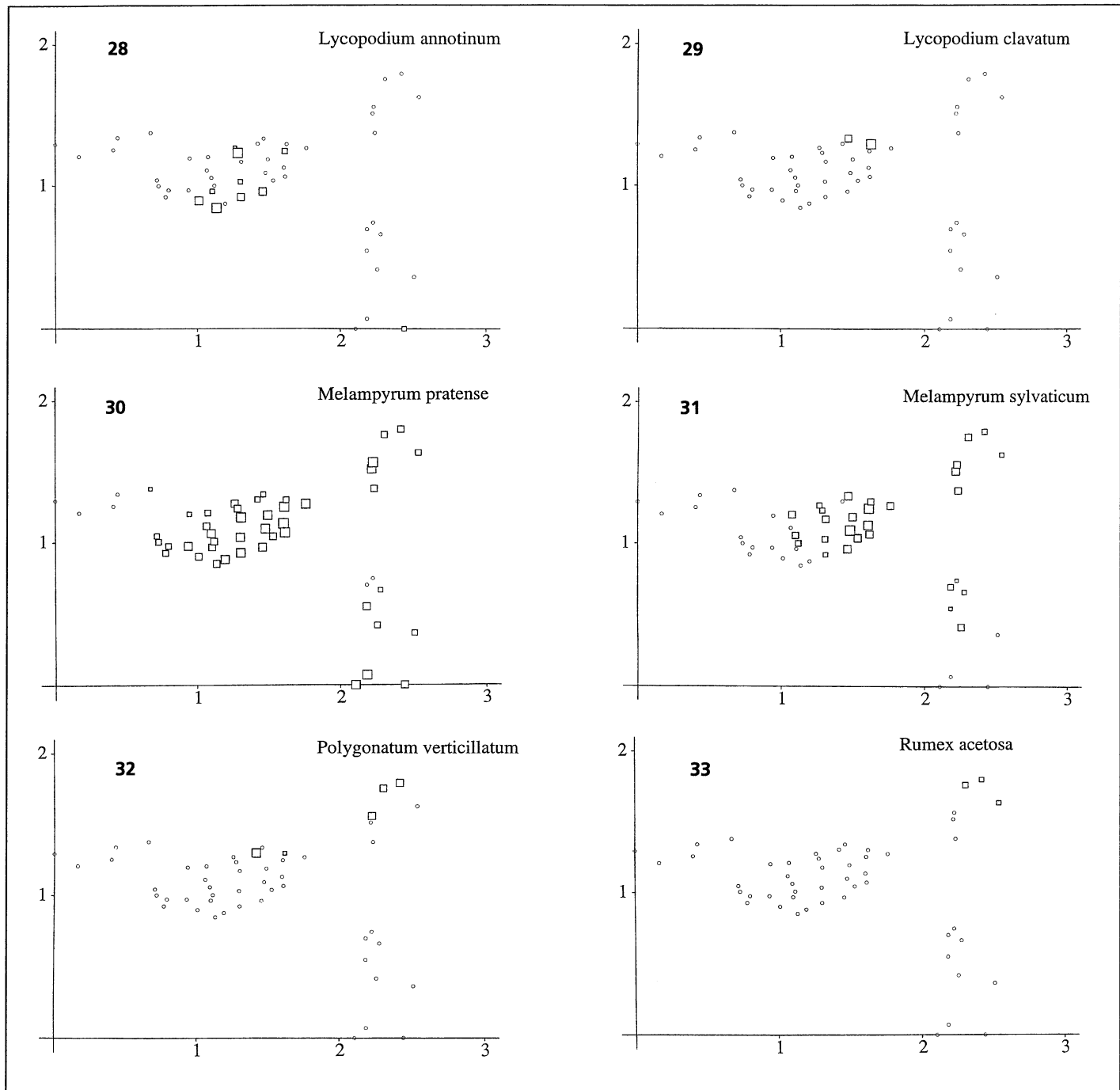
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 16-21

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

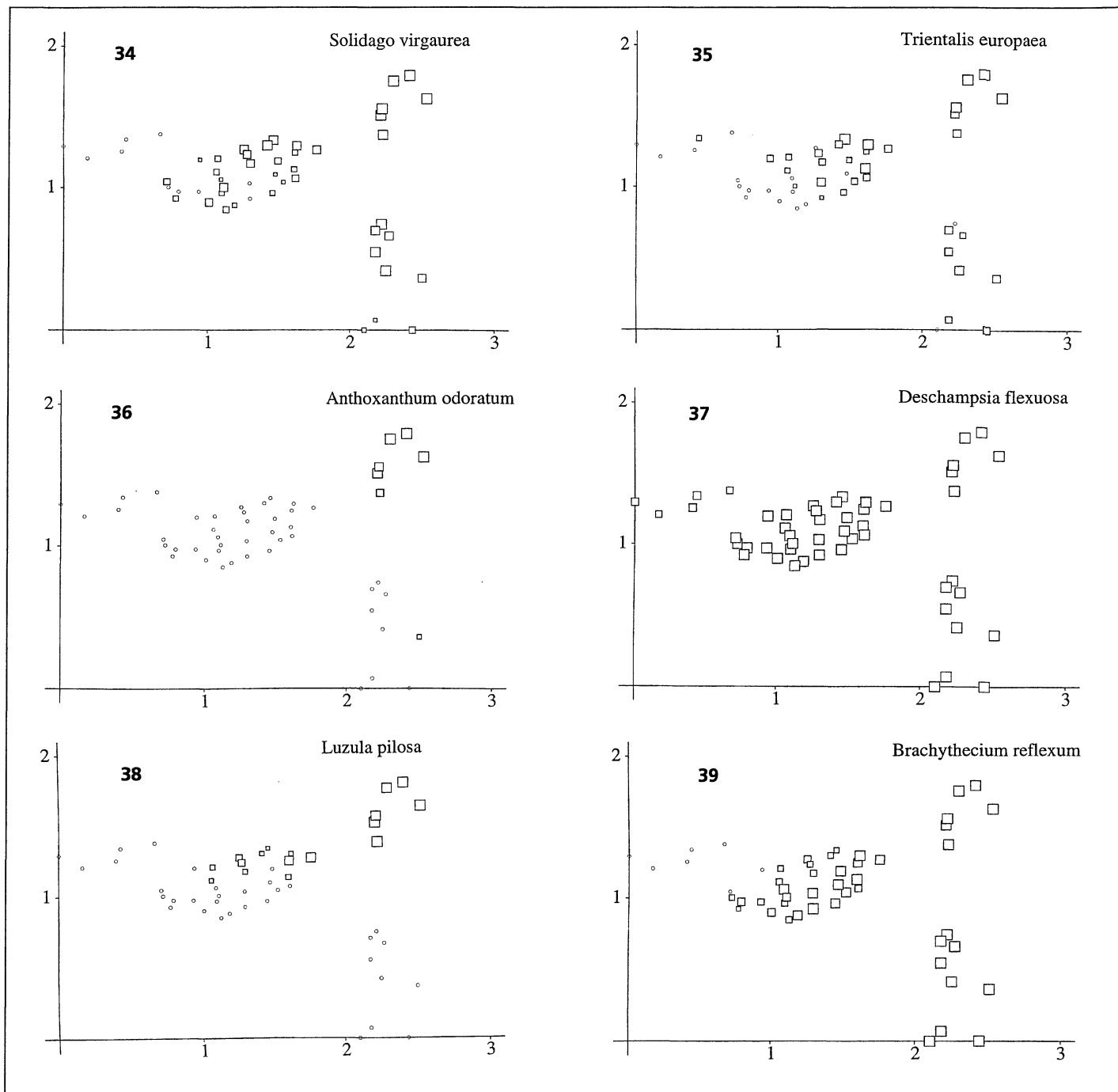
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 28-33

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

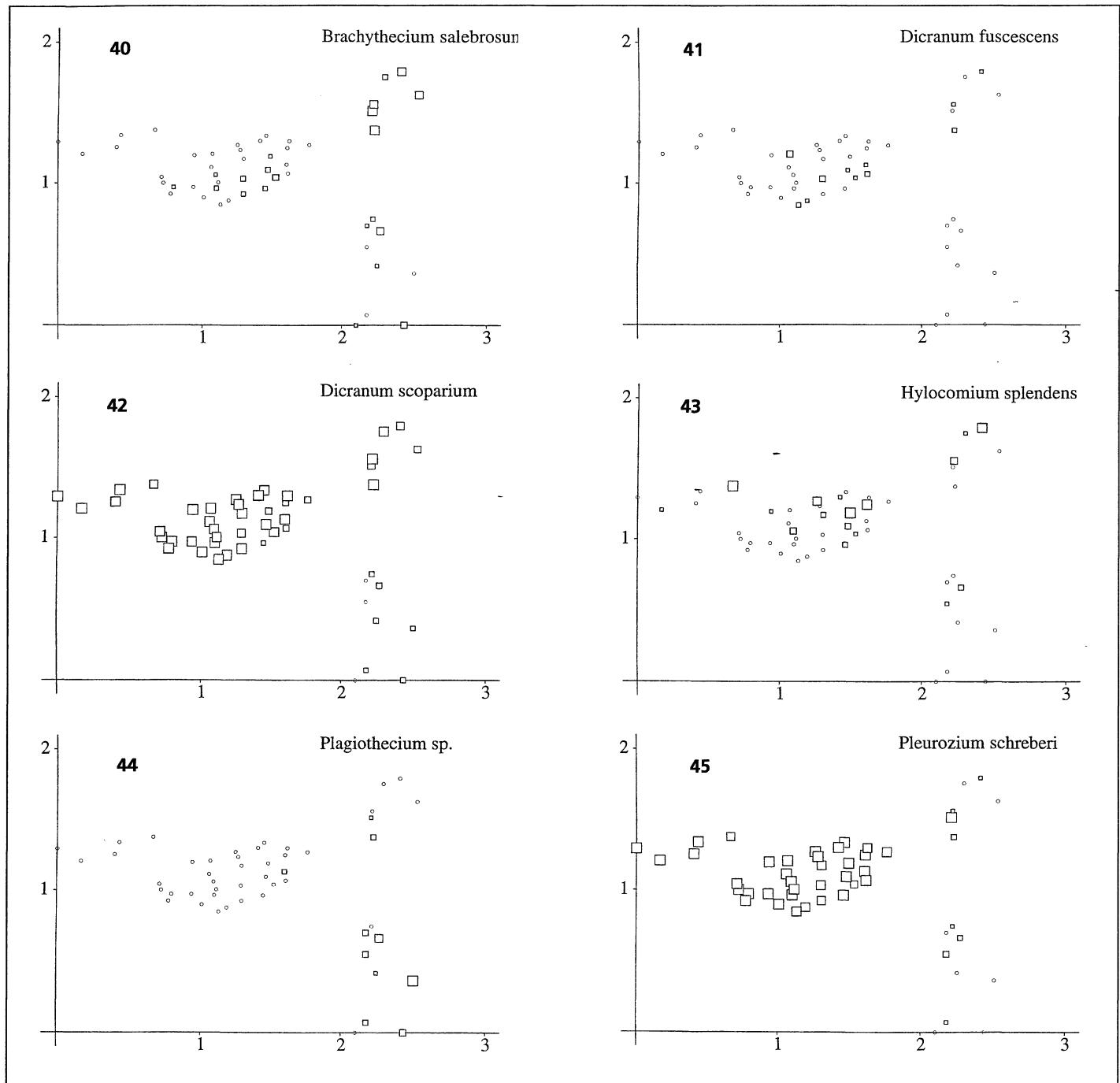
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 34-39

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

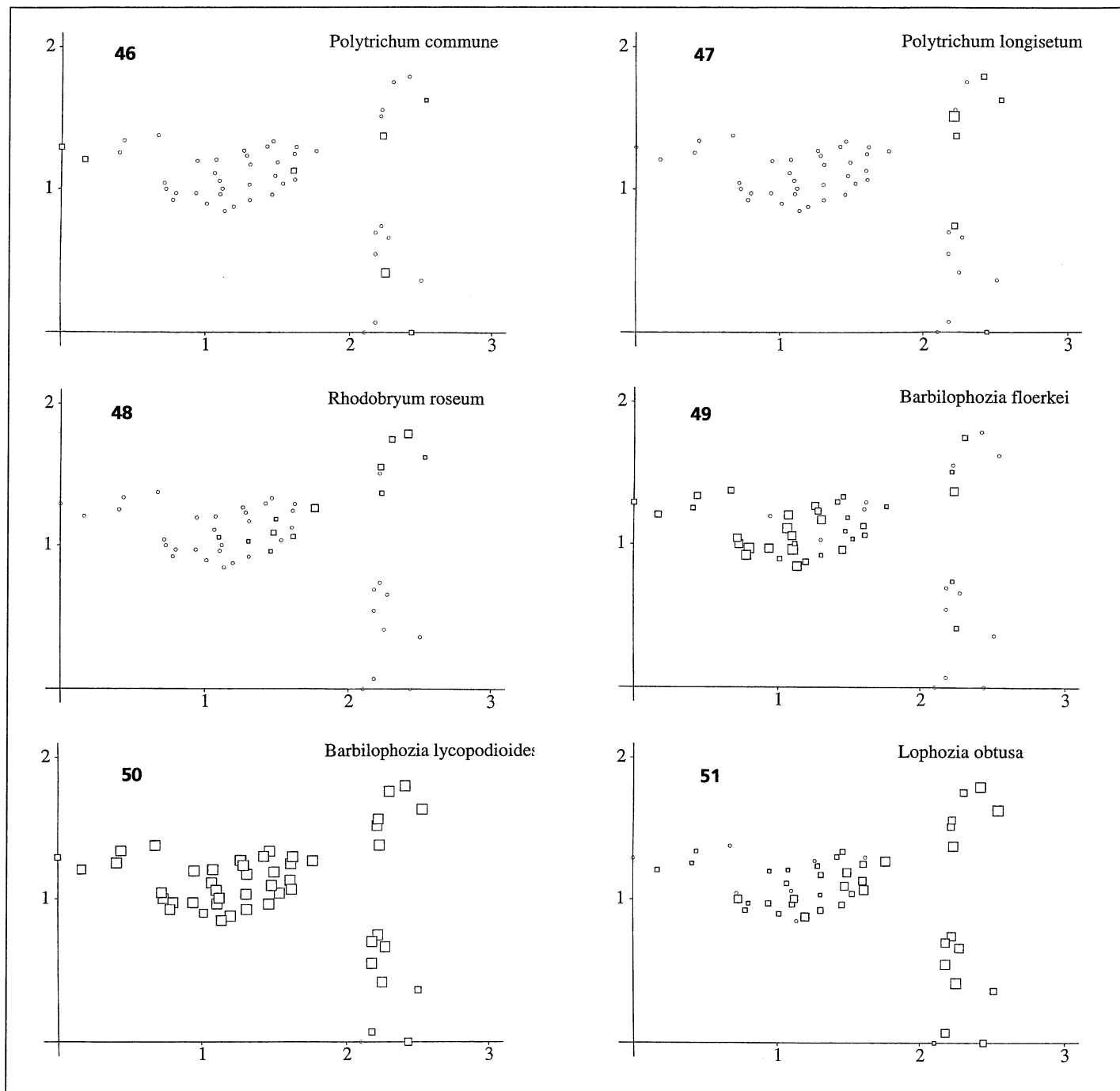
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 40-45

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonalt med smårutefrekvensen.

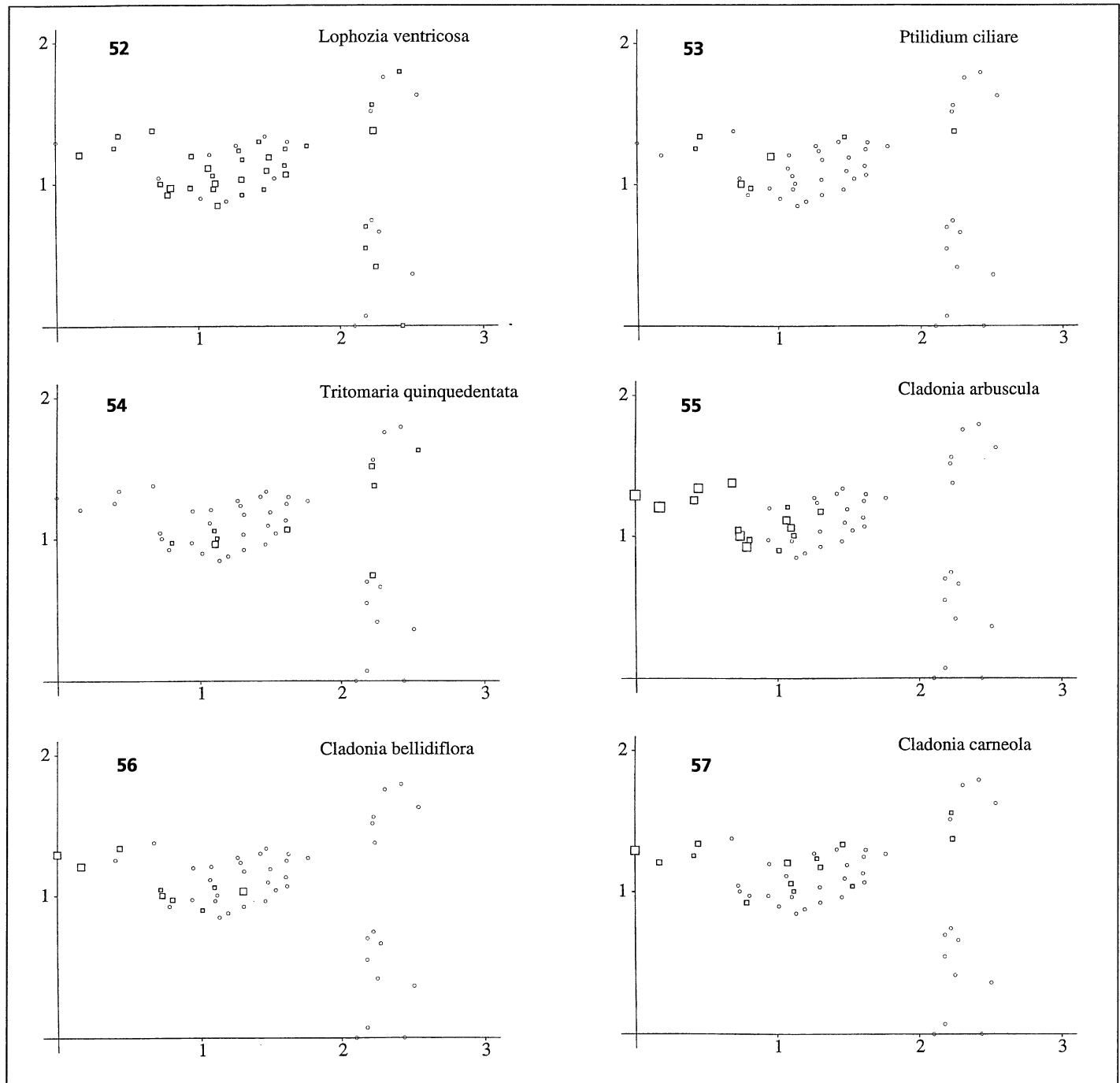
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 46-51

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

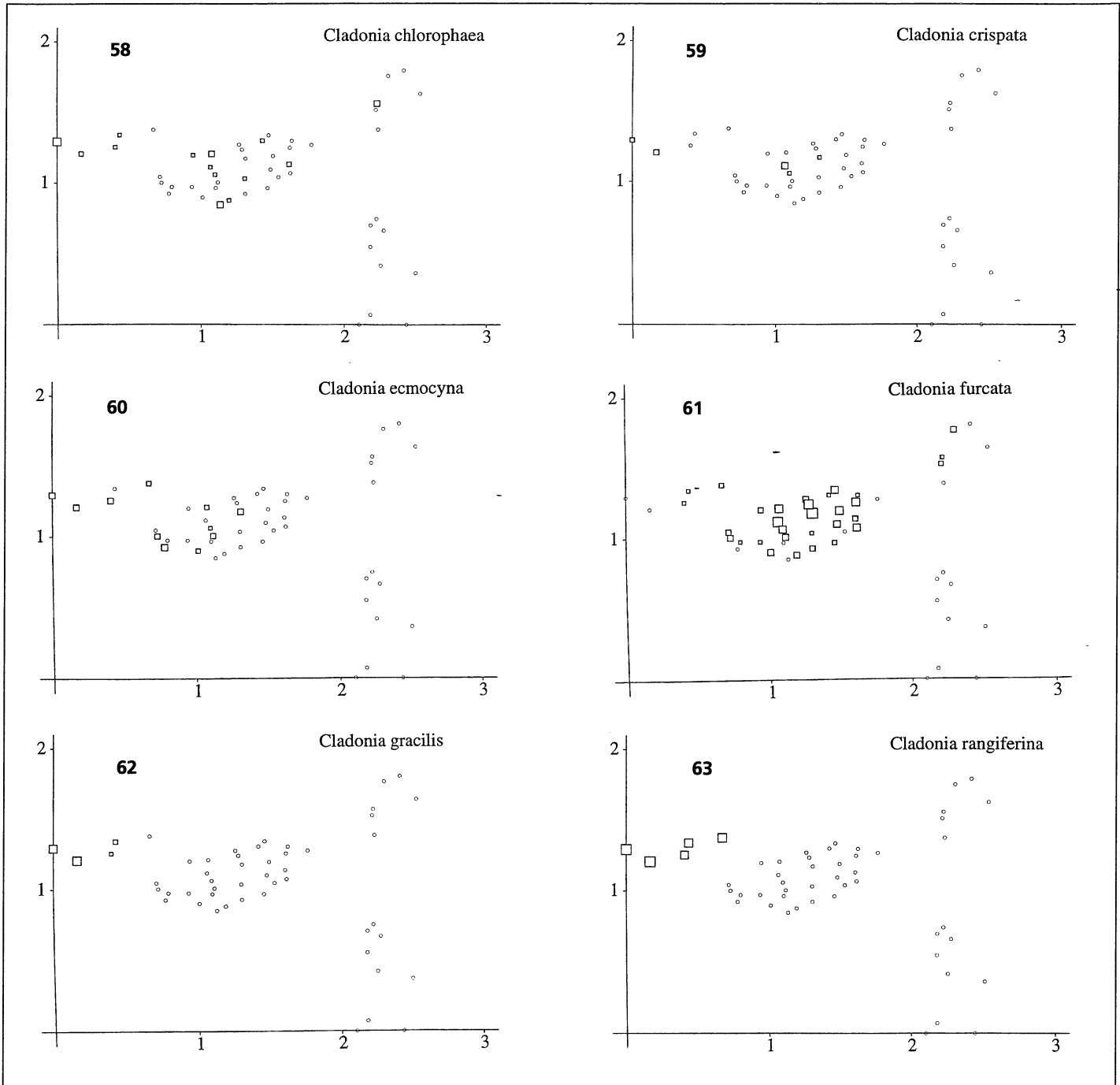
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 52-57

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

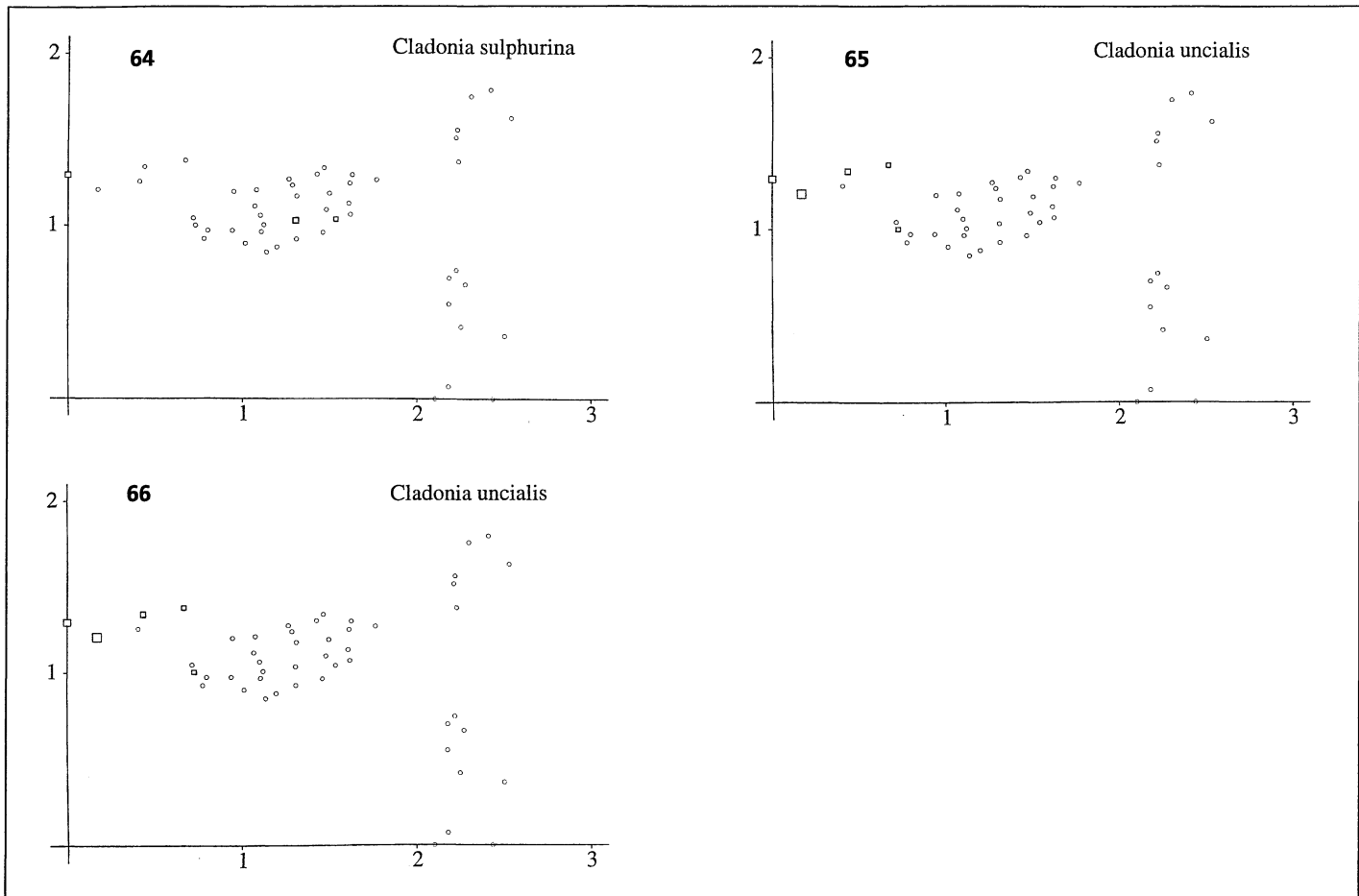
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 58-63

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

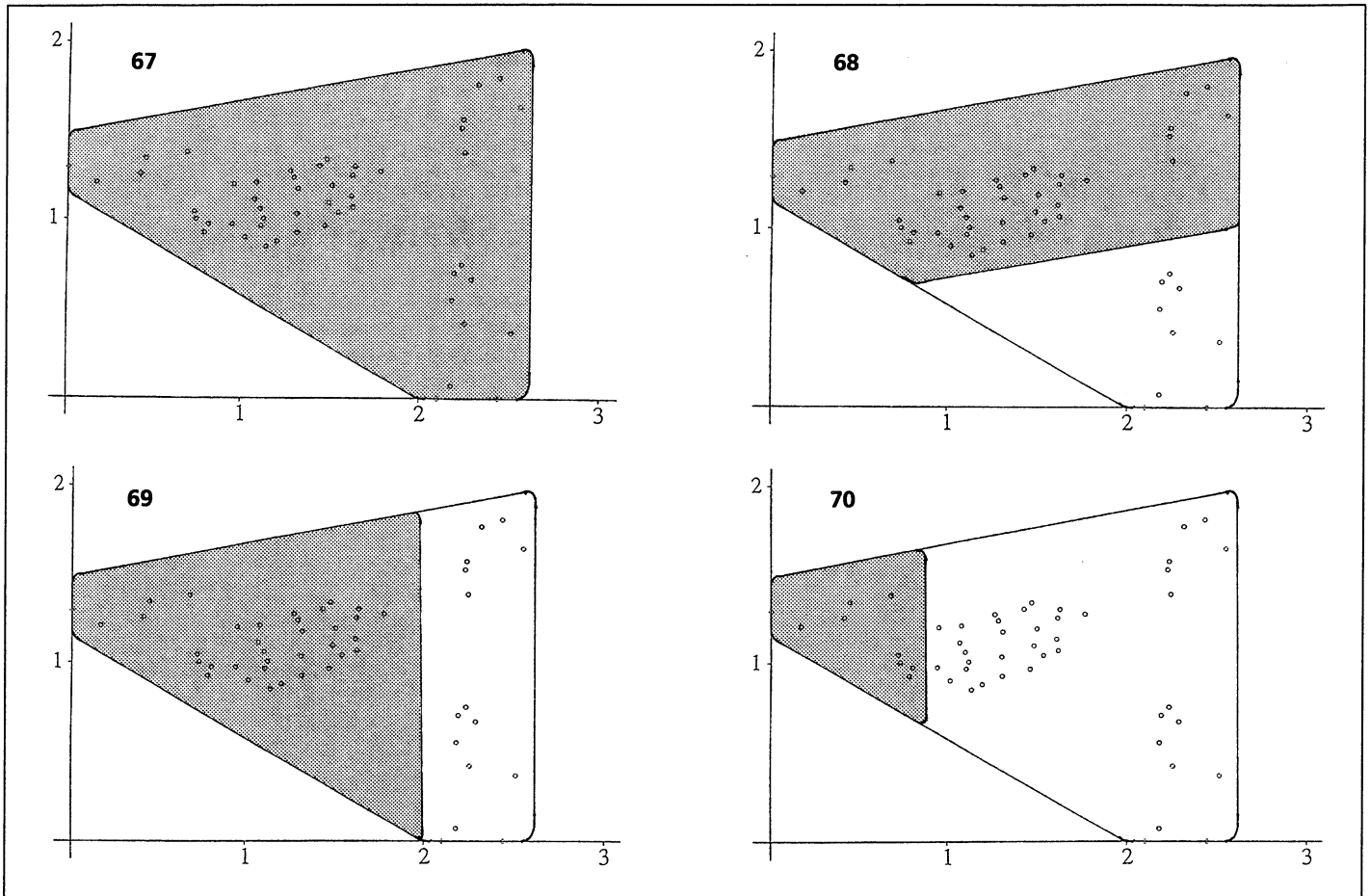
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 64-66

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Smårutefrekvensen for hver art er plottet inn i analyserutenes posisjoner. Liten sirkel = arten mangler. Kvadrat = arten finnes; arealet av kvadratet er proporsjonal med smårutefrekvensen.

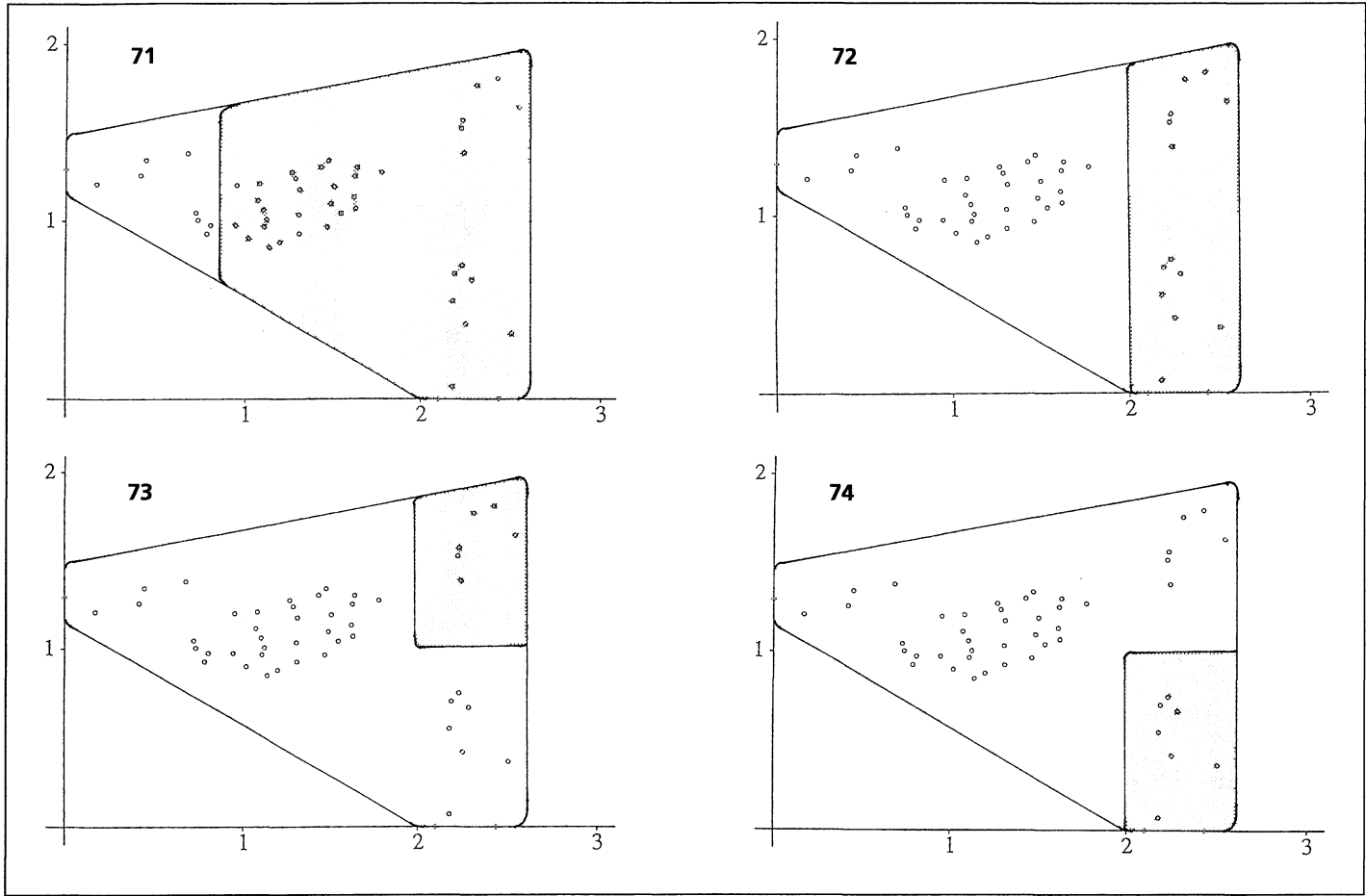
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Frequency in subplots for each species in the sample plots is plotted on to the sample plot positions. Small circle = absent. Square = present; area of square is proportional to frequency in subplots.



Figurene 67-70

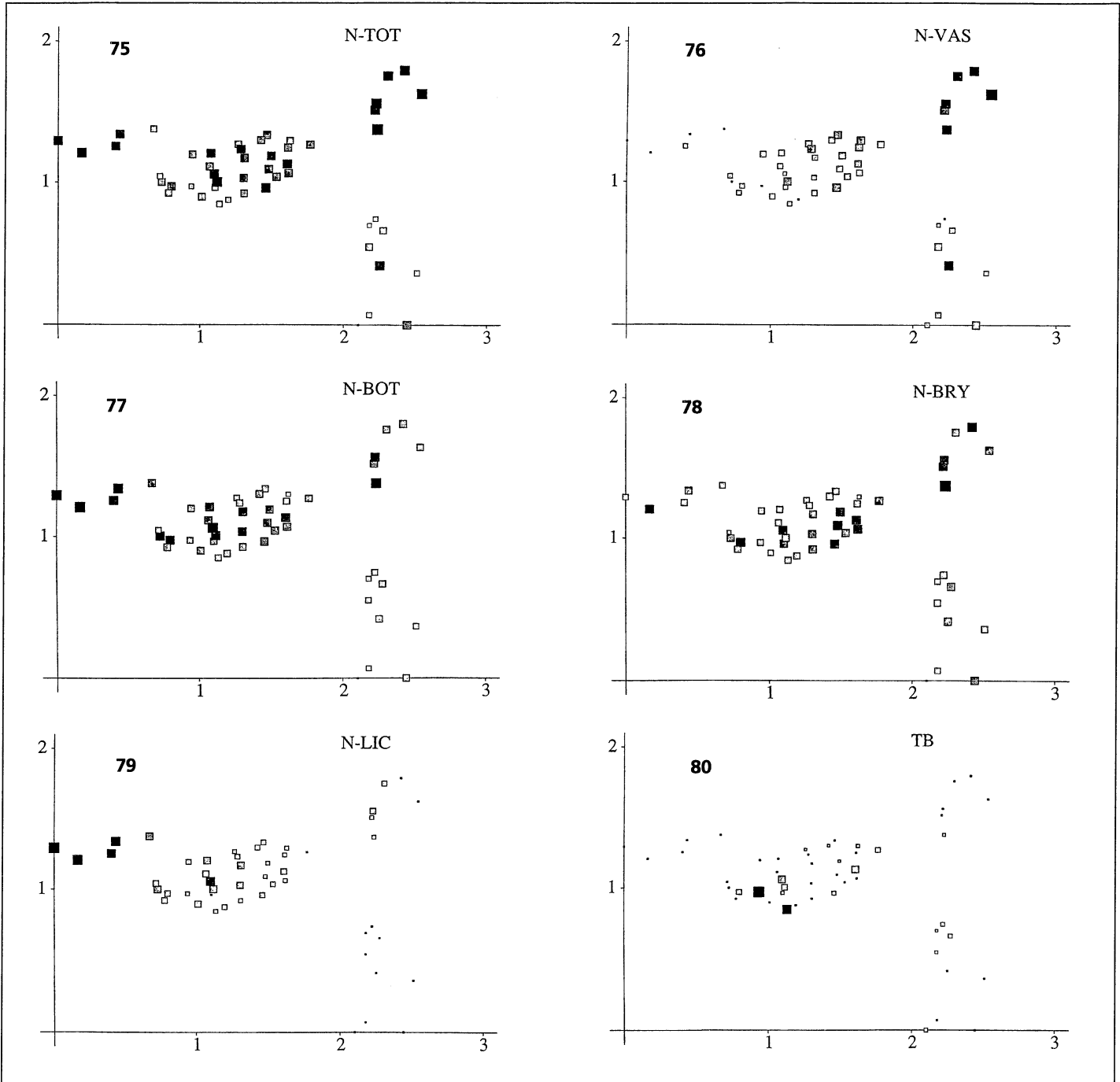
DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Skravert område indikerer ruter med artens frekvensoptimum.

DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. Shaded area indicates the plots with species frequency optimum.



Figurene 71-74

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



Figurene 75-80

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutenes posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier.

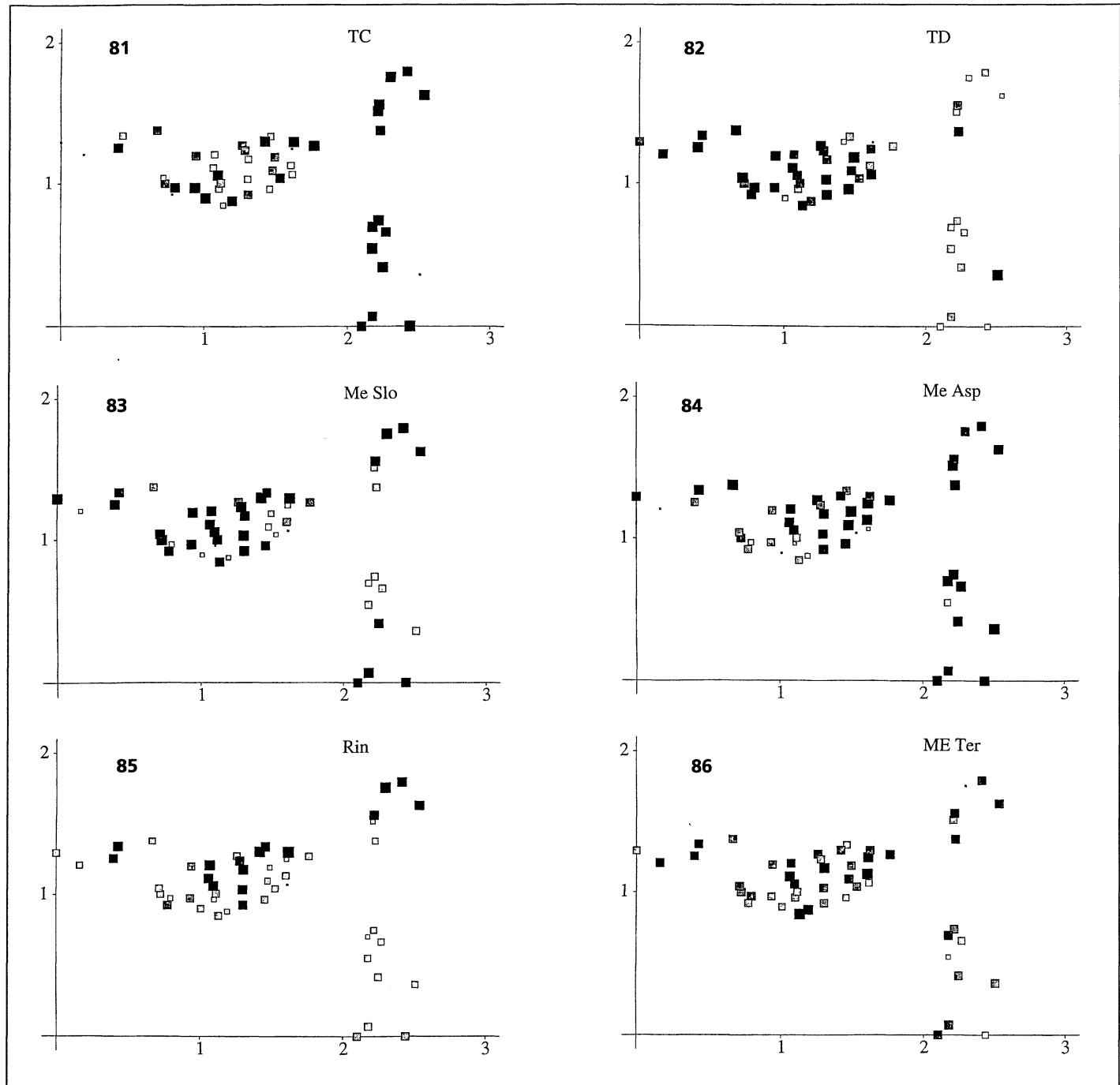
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, light squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values.

DCA-akse 1 er signifikant korrelert, på 0,05 nivå, med 5 av de 8 biotiske parametrene. Best korrelert er antall lav (N-LIC, $\tau = -0,62$) og antall karplanter (N-VAS, $\tau = 0,50$). Dette gjenspeiles i tilsvarende signifikante korrelasjoner med dekningsgraden i bunnsjiktet (CD, $\tau = -0,39$) og dekningsgraden i feltsjiktet (CC, $\tau = 0,35$). Når det gjelder variasjon i den totale artsdiversiteten, er den ikke signifikant korrelert med første ordinasjonsakse.

DCA-akse 2 er i motsetning til akse 1 signifikant positivt korrelert

med den totale artsdiversiteten (N-TOT, $\tau = 0,42$). Den er videre signifikant positivt korrelert med antall karplanter (N-VAS, $\tau = 0,29$) og med antall lav (N-LIC, $\tau = 0,26$) og dekningsgraden i bunnsjiktet (CD, $\tau = 0,30$).

DCA-akse 3 er signifikant positivt korrelert med antallet moser (N-BRY, $\tau = 0,21$) og antall bunnsjiktarter (N-BOT, $\tau = 0,36$) og dermed totalantallet (N-TOT, $\tau = 0,31$). Antall moser og antall lav er begge signifikant korrelerte (henholdsvis $\tau = 0,21$ og $\tau = 0,24$).



Figurene 75-80

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutenes posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier.

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, light squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values.

DCA-akse 4 er ikke signifikant korrelert med noen av de 8 biotiske variable.

4.3 Miljøparametre

Rutenes middel-, maksimums- og minimumsverdi er vist for fysiske, kjemiske og biotiske parametre (**tabell 5**) for å angi status for de 50 analyserutene.

Forskjeller i verdier for de fysiske miljøparametrene er gitt i **figurene 83-92**. Kvadrater er koordinatfestet i DCA-ordinasjonsplottet, slik at de høyeste verdiene er angitt med sorte, store symboler, som gradvis blir hvite og mindre, proporsjonalt med reduksjonen av parameterverdier. På tilsvarende måte illustrerer **figurene 93-110** fordelingsmønsteret for de kjemiske humusparametre.

Tabell 4 Kendall rangkorrelasjoner mellom rutenes DCA-verdier og 8 biotiske miljøvariabler. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynligheter (nedre verdier) er angitt.

Kendall rank correlations between sample plot scores along ordination axes and 8 biotic environmental variables. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
CB	0,0596 0,588	-0,2134 0,052	-0,2415 0,028	0,0162 0,882
CC	0,3546 0,001	-0,0340 0,745	-0,2292 0,029	-0,1021 0,330
CD	-0,3912 0,000	-0,0104 0,919	0,1026 0,318	-0,0226 0,826
N-BOT	-0,2786 0,006	0,3009 0,003	0,3643 0,000	0,1826 0,072
N-BRY	0,2138 0,040	0,1411 0,175	0,2138 0,040	0,1003 0,335
N-LIC	-0,6202 0,000	0,2605 0,012	0,2392 0,021	0,1736 0,095
N-TOT	0,0903 0,368	0,4163 0,000	0,3133 0,002	0,1444 0,151
N-VAS	0,5037 0,000	0,2850 0,005	0,0129 0,899	-0,0663 0,516

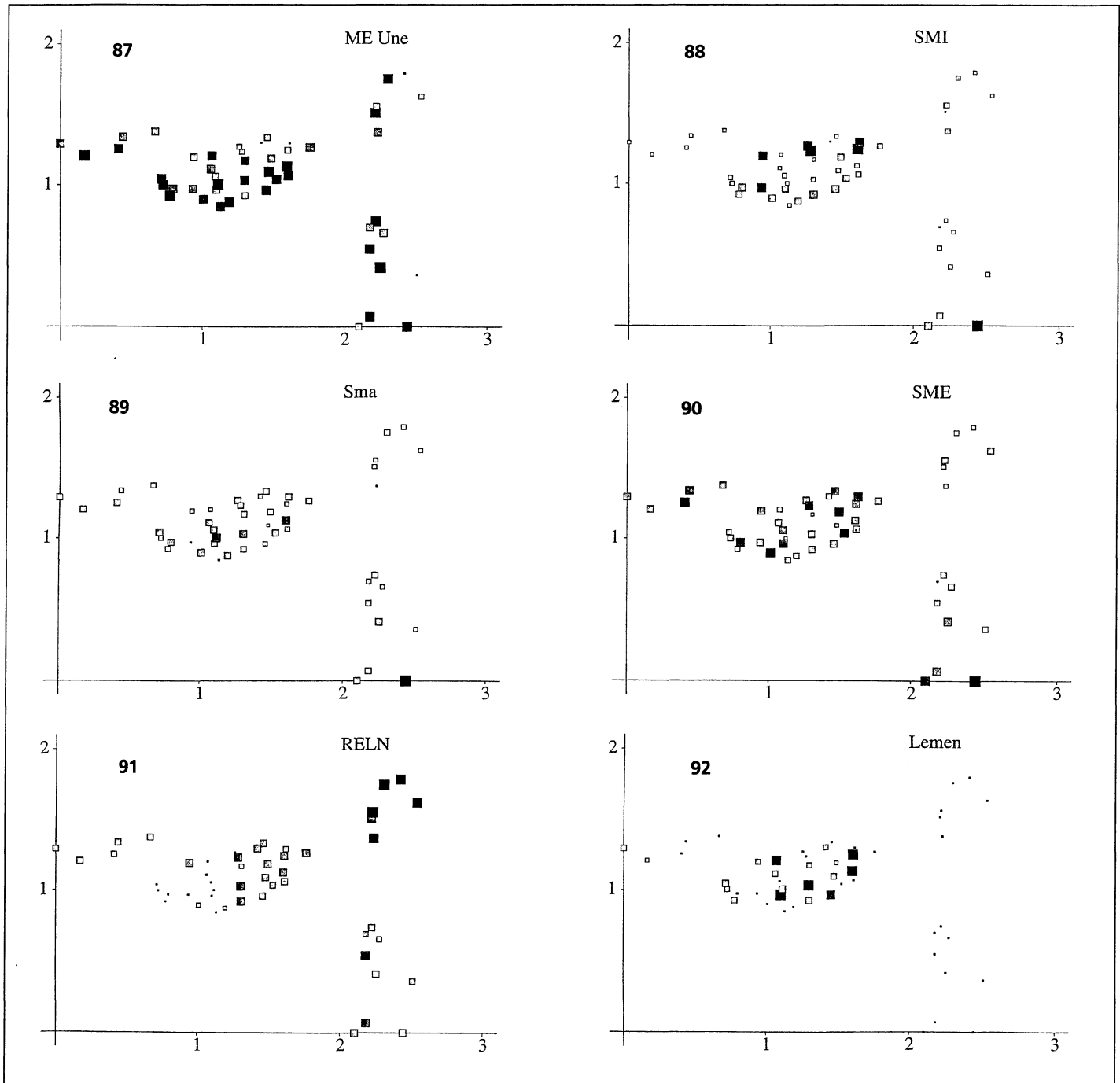
Tabell 5 Verdier for 67 miljøvariable basert på 50 analyseruter.

Values for 67 environmental variables from 50 sample plots.

Variabel Variable	Middel Mean	Minimum Minimum	Maksimum Maximum
LEMEN	1,86	0,00	12,00
Sme	18,37	3,50	44,00
Smi	4,00	0,00	16,00
Sma	36,04	20,00	83,00
Me Slo	9,52	0,00	22,50
Me Asp	212,78	0,00	342,00
Rin	0,75	0,59	0,92
CB	4,47	0,00	60,00
CC	72,20	40,00	95,00
CD	60,00	10,00	95,00
RELBRED	2,76	0,00	10,00
RELSMAL	5,16	0,00	16,00
ME Ter	-0,01	-0,56	0,44
Me Une	0,77	0,00	1,39
N-VAS	11,04	7,00	21,00
N-BRY	8,04	3,00	15,00
N-LIC	2,46	0,00	12,00
N-TOT	21,54	12,00	32,00
N-BOT	10,50	3,00	20,00

Tabell 5 (forts.)

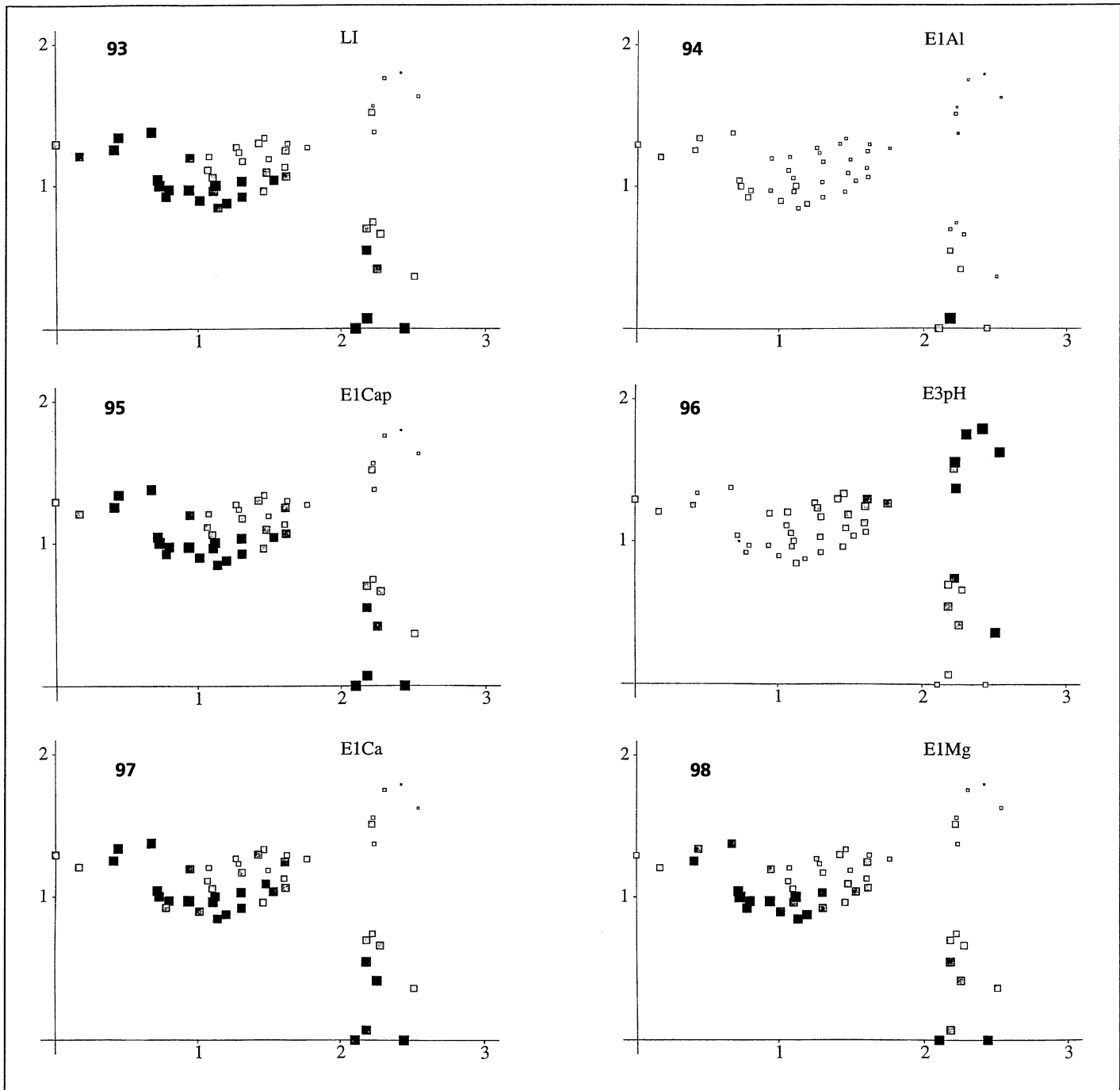
Variabel Variable	Middel Mean	Minimum Minimum	Maksimum Maximum
GLTAP	52,99	9,43	95,20
E3PH	4,20	3,77	5,05
E6PH	3,47	2,99	4,56
Al	0,30	29,98	167,18
As	94,25	79,00	117,00
B	181,60	128,00	316,00
Ba	324,72	190,00	545,00
Ca	65,06	27,80	113,10
Co	27,80	23,00	32,00
Cr	49,70	26,00	82,00
Cu	113,72	34,00	221,00
Fe	18,55	8,30	61,51
K	28,13	18,30	37,50
Li	203,00	180,00	250,00
Mg	30,94	10,40	58,40
Mn	4,23	0,41	19,85
Mo	50,75	18,00	140,00
N	843,52	218,00	1899,00
Na	6,17	2,00	12,75
Ni	56,80	22,00	88,00
P	24,75	7,60	48,40
Pb	65,63	15,00	128,00
S	41,08	7,93	97,66
Sc	45,00	34,00	58,00
Se	250,50	179,00	305,00
Sr	232,12	76,00	476,00
Ti	7080,14	2187,00	13104,00
V	85,50	42,00	173,00
Y	24,26	8,00	127,00
Zn	652,54	342,00	1303,00
E1H	56,17	4,70	126,40
E1Al	2,37	0,09	20,22
E1B	63,00	55,00	71,00
E1Ba	251,88	95,00	474,00
E1C	341,10	148,00	477,00
E1Ca	55,20	13,79	105,07
E1Fe	0,12	0,01	0,62
E1K	18,80	7,27	28,75
E1Mg	25,85	6,58	55,12
E1Mn	2,76	0,35	8,63
E1Na	5,39	0,90	12,58
E1P	5,36	1,77	11,57
E1S	2,61	1,03	4,28
E1Si	225,50	79,00	566,00
E1Sr	198,10	36,00	449,00
E1Zn	506,64	198,00	990,00
E1Kap	247,97	63,80	438,90
E1Basem	75,50	66,90	86,50



Figurene 87-92

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutenes posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier.

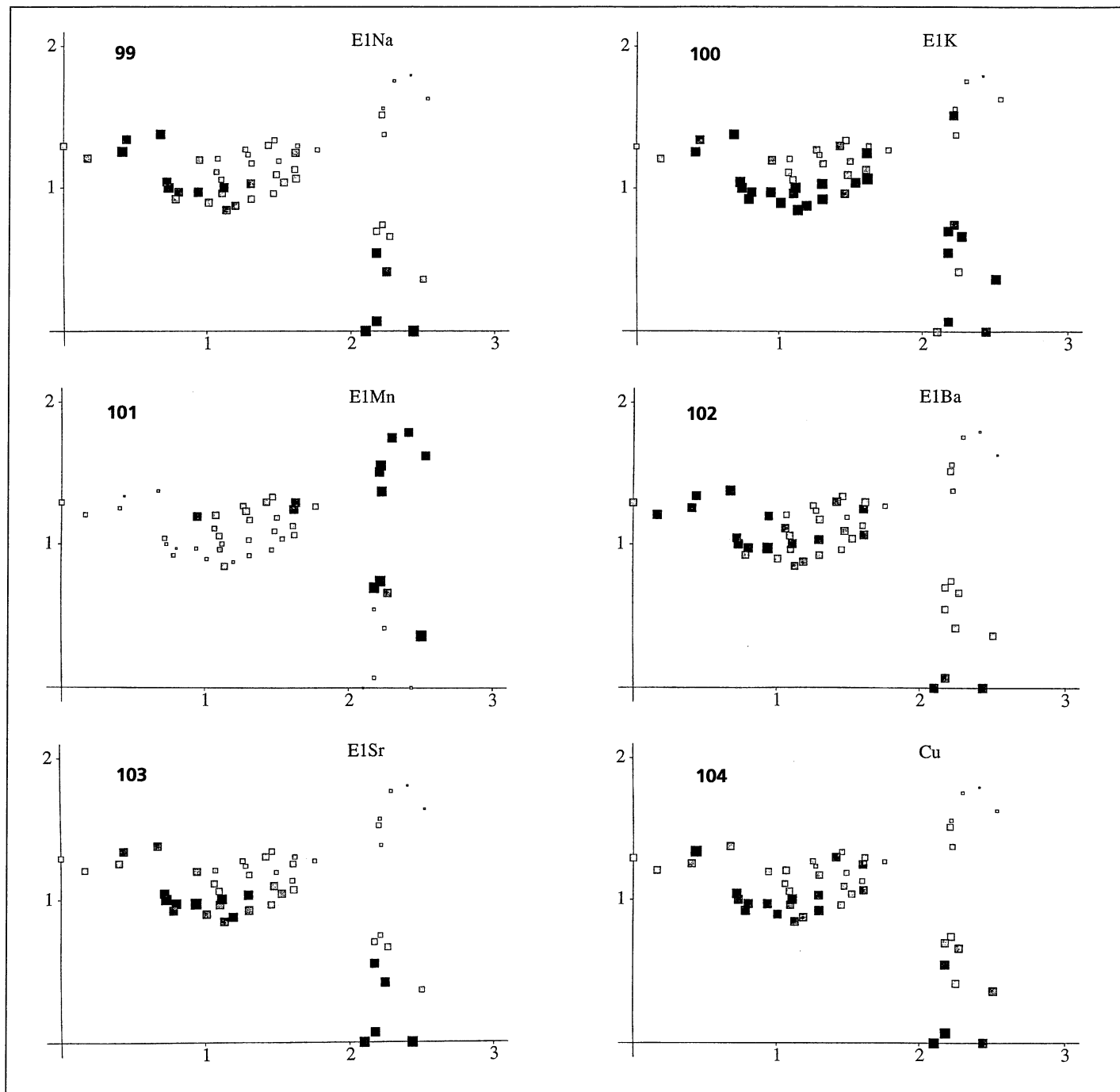
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, light squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values.



Figurene 93-98.

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutenes posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier.

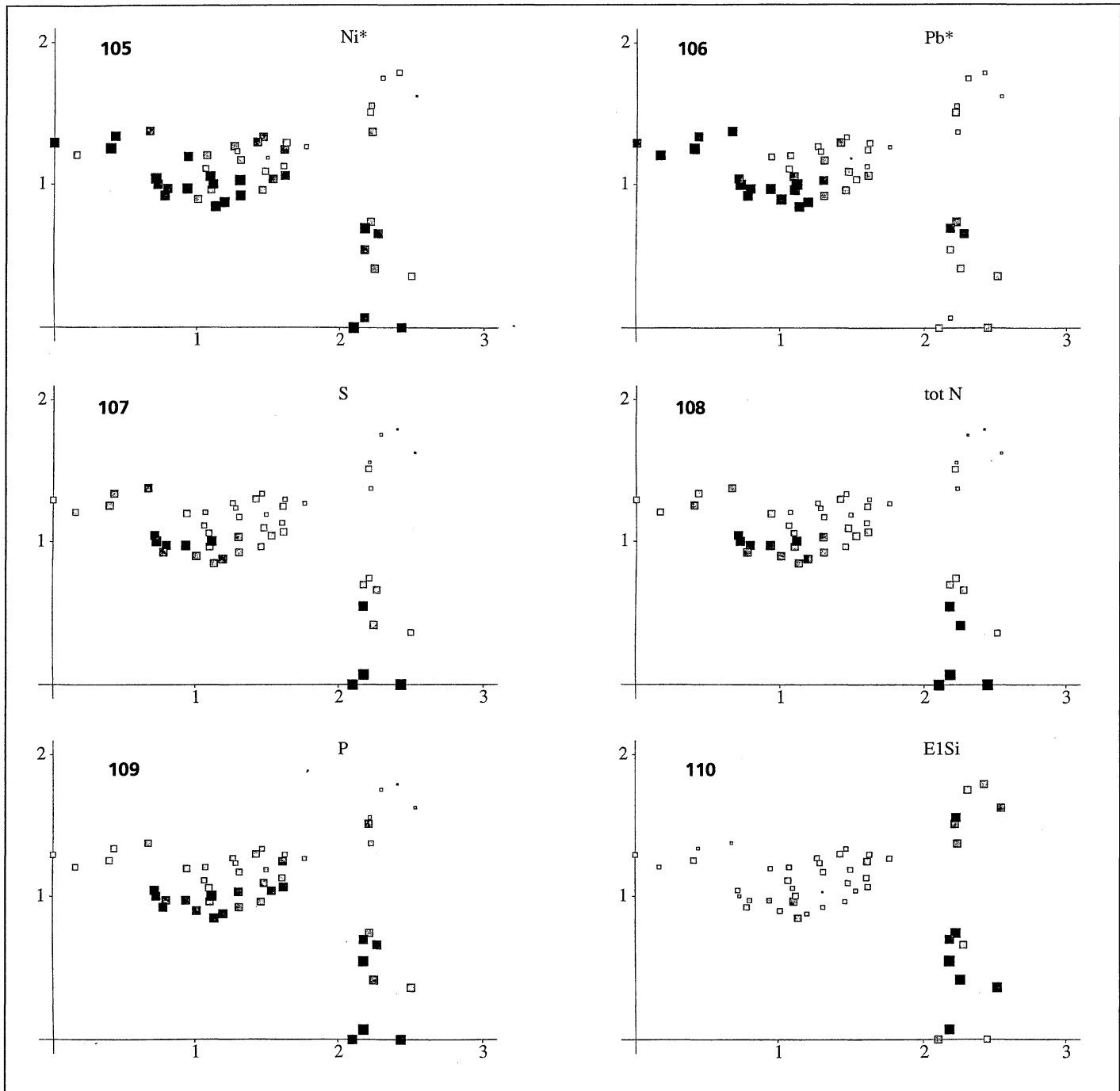
DCA ordination of 50 sample plots, axes 1 and 2. A symbol is plotted on to the position of each sample plot, to visualize the ecological values of the plots. Small, light squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values.



Figurene 99-104.

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutenes posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier.

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, light squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values.



Figurene 105-110.

DCA-ordinasjon av 50 analyseruter, aksene 1 og 2. Et symbol er plottet inn i hver av analyserutenes posisjoner, for å visualisere rutenes økologiske verdier. Små, lyse kvadrater indikerer lave verdier. Store, mørke kvadrater indikerer høye verdier.

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, light squares indicate low values. Large, dark squares indicate high values.

Tabell 6 Kendall rangkorrelasjoner mellom rutenes DCA-verdier og 37 miljøvariabler. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynligheter (nedre verdier) er angitt.

Kendall rank correlations between sample plot scores along ordination axes and 37 environmental variables. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
LEMEN	-0,2778 0,011	-0,0283 0,795	0,1834 0,092	0,1184 0,277
Sme	-0,1091 0,269	-0,0909 0,357	0,0330 0,738	0,1239 0,209
Smi	0,0124 0,905	-0,1945 0,060	-0,1556 0,133	-0,0389 0,707
Sma	-0,1363 0,171	-0,1648 0,098	-0,0711 0,475	0,1062 0,286
Me Slo	0,2009 0,045	0,2971 0,003	0,0726 0,470	0,0304 0,762
Me Asp	0,3050 0,002	0,0884 0,370	0,0554 0,575	-0,1661 0,092
Me Ter	0,0271 0,792	0,0655 0,524	0,1162 0,259	-0,0673 0,513
Me Une	-0,0815 0,407	-0,2181 0,027	0,0584 0,552	0,1803 0,067
RELSMAL	0,4484 0,000	0,2242 0,028	0,1500 0,141	-0,1621 0,112
RELBRED	0,2826 0,007	0,3726 0,000	0,2304 0,028	-0,0270 0,797
Cr	0,0108 0,913	-0,1765 0,074	0,0969 0,327	0,0936 0,344
Cu	-0,2474 0,012	-0,4670 0,000	-0,1180 0,228	0,0524 0,592
E1Al	-0,4414 0,000	-0,3940 0,000	0,0507 0,604	0,1438 0,141
E1Ba	-0,4090 0,000	-0,1910 0,051	0,0369 0,706	0,0582 0,552
E1C	-0,1144 0,242	-0,4152 0,000	-0,1700 0,082	-0,0752 0,442
E1Basem	0,3376 0,001	-0,0541 0,581	-0,0410 0,676	-0,0147 0,880
E1Ca	-0,2882 0,003	-0,3910 0,000	-0,0449 0,645	0,0645 0,509
E1Fe	-0,3629 0,000	-0,3078 0,002	0,0025 0,980	0,1076 0,279

Tabell 6 (forts.)

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
E1H	-0,4955 0,000	-0,3437 0,000	-0,0237 0,808	0,0694 0,477
E1K	-0,2025 0,038	-0,3871 0,000	-0,1699 0,082	0,0327 0,738
E1Mg	-0,3022 0,002	-0,4655 0,000	-0,1486 0,128	0,0849 0,384
E1Mn	0,3619 0,000	0,3538 0,000	-0,0449 0,645	-0,0564 0,564
E1Kap	-0,3512 0,000	-0,4116 0,000	-0,1013 0,300	0,0604 0,536
E1Na	-0,2865 0,003	-0,4188 0,000	-0,0433 0,658	0,0596 0,541
E1P	-0,0971 0,320	-0,4776 0,000	-0,2359 0,016	0,0106 0,913
E1S	-0,0809 0,408	-0,4947 0,000	-0,1496 0,126	-0,0106 0,913
E1Si	0,4963 0,000	-0,0809 0,408	-0,1382 0,157	-0,0613 0,530
E1Sr	-0,2851 0,004	-0,4975 0,000	-0,0547 0,575	0,0972 0,319
E1Zn	-0,2223 0,023	-0,2239 0,022	0,0049 0,960	-0,0213 0,828
E3pH	0,5597 0,000	0,2856 0,004	0,0607 0,536	-0,1297 0,186
E6pH	0,5624 0,000	0,1864 0,057	0,0041 0,967	-0,1700 0,083
GLTAP	-0,3600 0,000	-0,4269 0,000	-0,0580 0,553	0,0580 0,553
N	-0,2114 0,030	-0,5363 0,000	-0,1020 0,296	0,0727 0,457
Ni	-0,2969 0,003	-0,3281 0,001	-0,0633 0,519	0,0666 0,498
Pb	-0,4365 0,000	-0,2711 0,006	-0,1040 0,288	0,1777 0,069
Ti	0,3029 0,002	0,1673 0,086	0,0433 0,658	0,0416 0,670
V	0,0369 0,706	-0,0468 0,633	0,0156 0,874	0,1716 0,080

4.4 Korrelasjoner mellom DCA-akser og fysiske miljøparametre

Kendall-korrelasjoner mellom de 4 DCA-aksene og de fysiske miljøvariablene er gitt i øvre del av **tabell 6**.

DCA-akse 1 er signifikant korrelert, på 0,05 nivå eller lavere, med tretetthet målt som relaskopsum (RELSMAL, $\tau = 0,45$ og RELBRED, $\tau = 0,28$). Også helning (SLO, $\tau = 0,20$) og eksposisjon (ASP, $\tau = 0,31$) er signifikant positivt korrelert. Effekter av smågnagere, målt som antall småruter med lemenganger er signifikant negativt korrelert (LEMEN, $\tau = -0,28$).

DCA-akse 2 er signifikant korrelert med tretetthet (RELSMAL, $\tau = 0,37$) og helning (SLO, $\tau = 0,29$).

4.5 Korrelasjoner mellom DCA-akser og kjemiske humusparametre

Kendall-korrelasjoner mellom de 4 DCA-aksene og de kjemiske humusparametre er gitt i nedre del av **tabell 6**.

DCA-akse 1 er signifikant korrelert, på 0,05 nivå, med samtlige målte makronæringsstoffer. Spesielt synliggjøres næringsstatusen ved de endyldige positive korrelasjoner med pH; målt i CaCl_2 (E6pH, $\tau = 0,56$) og målt i vann (E3pH, $\tau = 0,56$). Når det gjelder de ekstraherbare basekationer er de alle signifikant negativt korrelert med førsteaksen. Unntaket er imidlertid mangan, som er positivt korrelert (MN, $\tau = 0,36$).

DCA-akse 2 er også negativt korrelert med de viktigste kjemiske parametrene, igjen med unntak av mangan. Det største nominelle avviket ligger i den økte negative korrelasjonen med total-nitrogen.

4.6 LNMDS-ordinasjon

Det ble utført en LNMDS-ordinasjon av det samme frekvensdatasettet som ble benyttet i DCA-ordinasjonen. Resultatet av ordinasjonsanalysene viste at det var en stor grad av strukturell konformitet ved de to analysemetodene. Et todimensjonalt LNMDS-plott (**figur 111**) viser at de lavdominerte analyserutene på samme måte som i DCA-ordinasjonen plasseres til venstre i ordinasjonsplottet. Disse analyserutene danner en «tunge» på samme måte som ved DCA-ordinasjonen. Også langs andreaksen fordeles analyseruter svært likt. En procrustes-analyse mellom de to fundamentale forskjellige ordinasjonsmetodene ville derfor vist en svært stor grad av romlig konformitet. Resultatet av 100 iterasjoner vist at metodens stressfunksjon (jf. Kruskal 1964a) var 0,10. Dette indikerer at det todimensjonale plottet gir en brukbar representasjon av punktfordelingen (jf. Clarke 1991).

4.7 Klassifikasjon

Resultatet av klassifikasjonen av frekvensdatasettet fra Børgefjell er angitt i et dendrogram (**figur 112**). Den hierarkiske klassifika-

sjonen viser at analyserutene til venstre i ordinasjonsplottene, dvs. i feltene 6, 8 og 9 er de som de mest floristisk ulike fra resten. Av restvariasjonen skilles deretter de lavdominerte analyserutene i felt 7 seg fra hovedgruppen. Ved ytterligere todeling av hovedgruppen viser det seg at de mest urterike analyserutene på Johkegasken-jallah og felt 10 på Lotterfjellet danner en gruppe mens den gjenværende gruppen er en relativt homogen restgruppe fra Johkegasken-jallah. Klassifikasjonen viser at et stort antall «naboruter» har en Bray-Curtis likhet på 80-90%.

4.8 Direkte gradientanalyser, CCA-ordinasjon

Direkte gradientanalyser, basert på reskalerte hybrid-CCA ordinasjoner, ble kjørt på frekvensdatasettet mot et utvalg på 51 miljøvariable. Resultatene er gitt i **tabell 7**, og viser parametrenes gradientlengde, egenverdi og forklaringsandel av vegetasjonsstrukturen (egenverdi dividert på total inertia) for den kanoniske aksene og for den første ikke-kanoniske residualaksen.

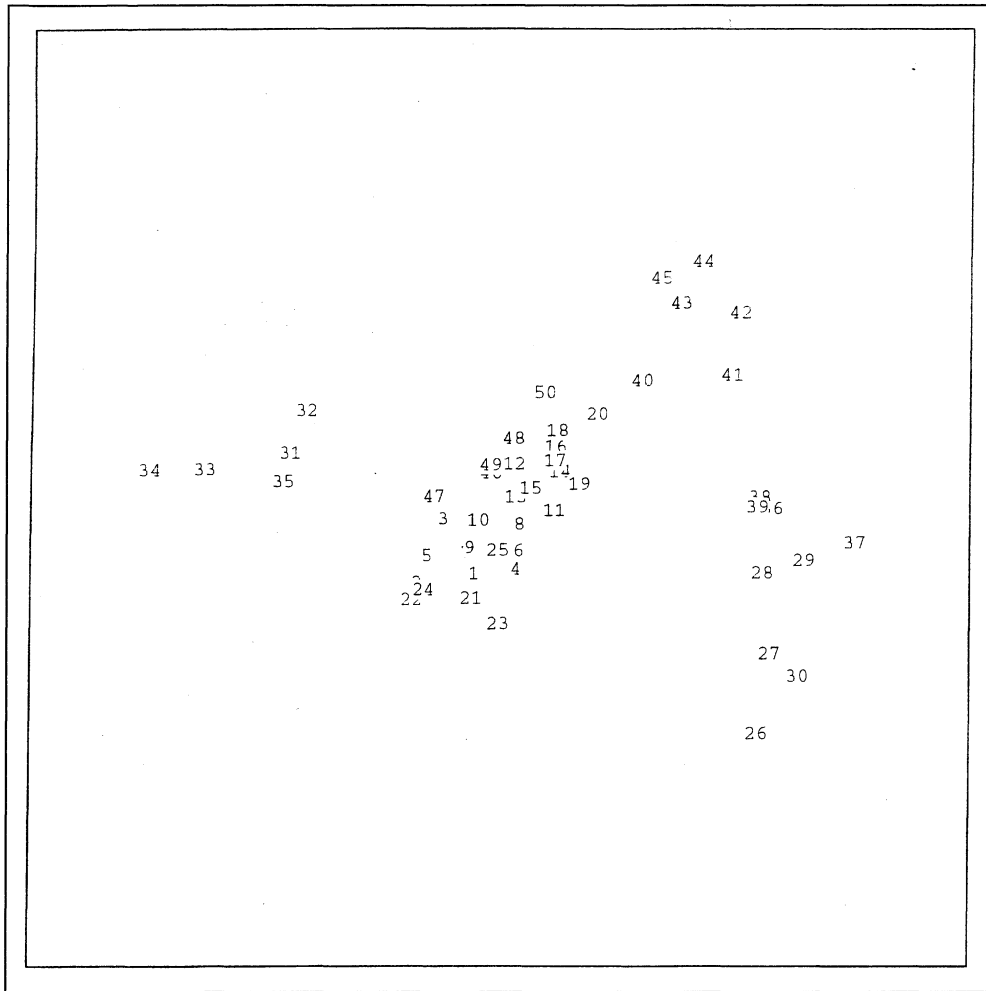
Av disse forklarer 33 variabler mer enn 5% av variasjonsstrukturen, mens hele 8 av disse forklarer mer enn 10%. De viktigste strukturerende variablene er pH (som forklarer 13,8%), MN (11,9%), tretetthet (11,5%) og glødetap (10,4%).

4.9 Artsdiversitet

Sammenhengen mellom artsantall og areal for hvert enkelt felt er vist i **figur 113**. For hvert felt er beregnet gjennomsnittlig antall arter pr. smårute ($1/16 \text{ m}^2$), gjennomsnittlig antall arter for alle kombinasjoner av 4 småruter som utgjør en $0.5 \times 0.5 \text{ m}$ rute ($1/4 \text{ m}^2$, 9 mulige kombinasjoner pr. rute) og for alle arealer bestående av 3×3 småruter ($9/16 \text{ m}^2$, 4 mulige kombinasjoner pr. rute), gjennomsnittlig artsantall pr. mesorute (1 m^2 , 5 ruter pr. felt), og endelig totalt antall arter registrert innen de 5 analyserutene (5 m^2). Resultatene er plottet med arealet (målt i antall småruter, på logaritmisk skala med 2 som grunntall) langs x-aksen og $\log_2(\text{artsantall})$ langs y-aksen. Som **figur 113** viser, er sammenhengen mellom artsantall og areal tilnærmet lineær på log-log-skala. Variasjonen mellom feltene med hensyn på artsantall øker med avtagende areal. Felt 9 er det mest artsrike feltet på alle arealer innenfor den rekkevidden som er analysert. Felt 6 viser desidert lavest artsantall på smårutenivå, men på feltnivå er feltet middels artsrikt. De øvrige feltene ligger relativt tett samlet; spesielt gjelder dette de «gamle», homogene feltene 1-5 (tegnet med prikkete linjer i **figur 113**).

4.10 Vegetasjonsendringer, 1990-95

For de 55 analyserutene på $1/4 \text{ m}^2$ som er analysert både i 1990 og 1995 er det kjørt en DCA-ordinasjon der dataene fra hvert år for samme analyserute er behandlet som separate enheter. Variansandel og gradientlengde for de fire første aksene er vist i **tabell 8**. Gradientlengdene er svært korte, hvilket reflekterer



Figur 111.

LNMDS-ordinasjon av 50 analyse-ruter, basert på Bray-Curtis distanser, aksene 1 og 2.

LNMDS ordination of 50 sample plots, based on Bray-Curtis distances, axes 1 and 2.

den sterke graden av homogenitet i materialet. Artenes plassering langs de tre første aksene er gjengitt i **figur 114-115**.

Figur 116-118 viser de enkelte rutenes endring i DCA-verdier langs hver av de tre første aksene, med 1990-verdier langs x-aksen og 1995-verdiene langs y-aksen. Ruter med samme posisjon langs aksene for begge analyseår vil havne på linjen $y=x$, som er tegnet inn i diagrammene (**figur 116-118**). I **tabell 7** er også oppført rutenes gjennomsnittlig endring og standardavvik for denne langs hver akse. Endringen er størst langs akse 3, både absolutt og relativt til aksens gradientlengde (jfr. **figur 118**). I sammenheng med dette er også akse 3 den aksene hvor flest ruter har endret verdi i samme retning; langs de andre aksene har endringer i positiv og negativ retning om lag samme frekvens. Det er imidlertid en viss tendens til korrelasjon mellom endringene langs akse 1 og akse 2 (**figur 119**), dvs at endringens hovedkomponent ligger som en diagonal i planet de to aksene spenner ut, først og fremst forårsaket av en viss nedgang i frekvens for lavartene.

Vi har analysert endringen i de enkelte ruters posisjon i DCA-ordinasjonen. Til dette har vi brukt prosedyren MANOVA (repeated measures) i SPSS. I vår modell analyseres endringen over tid ut fra differansen i den målte parameteren fra tidspunkt til tidspunkt. For å teste om de ulike feltene endres ulikt eller parallelt

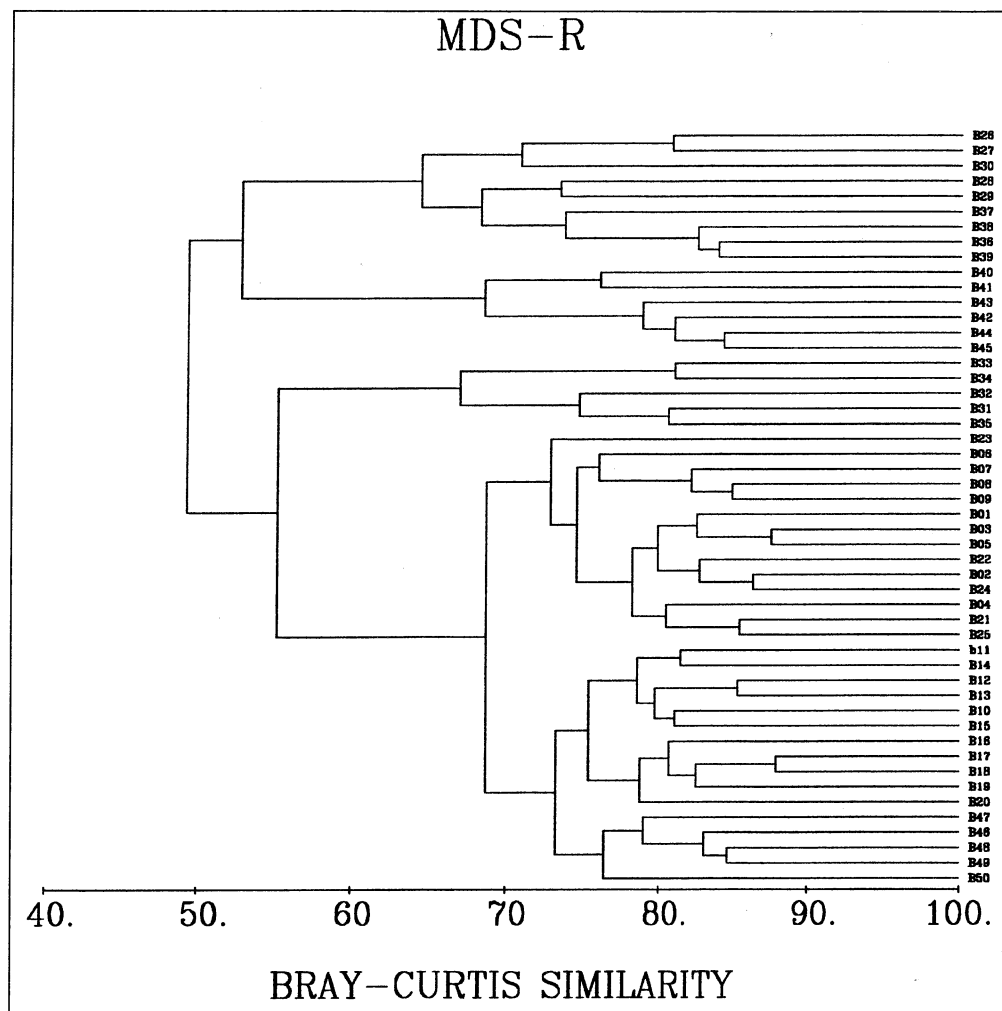
over tid, er datasettet splittet opp på de ulike feltene de tilhører. På denne måten tester modellen tre mulige faktorer som forårsaker variasjon i materialet: (a) variasjon mellom feltene, (b) variasjon fra tidspunkt til tidspunkt og (c) interaksjon mellom (a) og (b), dvs om de ulike feltene har endret seg på ulik måte fra tidspunkt til tidspunkt.

Variansanalysen (**tabell 9**) viser at feltene er signifikant forskjellig med hensyn på rutenes verdier langs DCA-akse 1, 2 og 3 (den siste bare svakt differensierende), mens endringen fra 1990 til 1995 bare er signifikant på aksene 2 (svakt) og 3 (tydelig). Interaksjonsleddet er ikke signifikant for noen av aksene, hvilket indikerer at de eventuelle endringene som har skjedd, har skjedd parallelt i samtlige felt.

4.11 Endringer i artsmengder, 1990-95

Antall arter pr. analyseenhet er gitt i **tabell 10**. Tabellen indikerer at det har skjedd svært små endringer med hensyn på artsantallet, både for småruter, ruter og felt.

Den relative framgangen for hver enkelt art er vist i **figur 120**,



Figur 112.

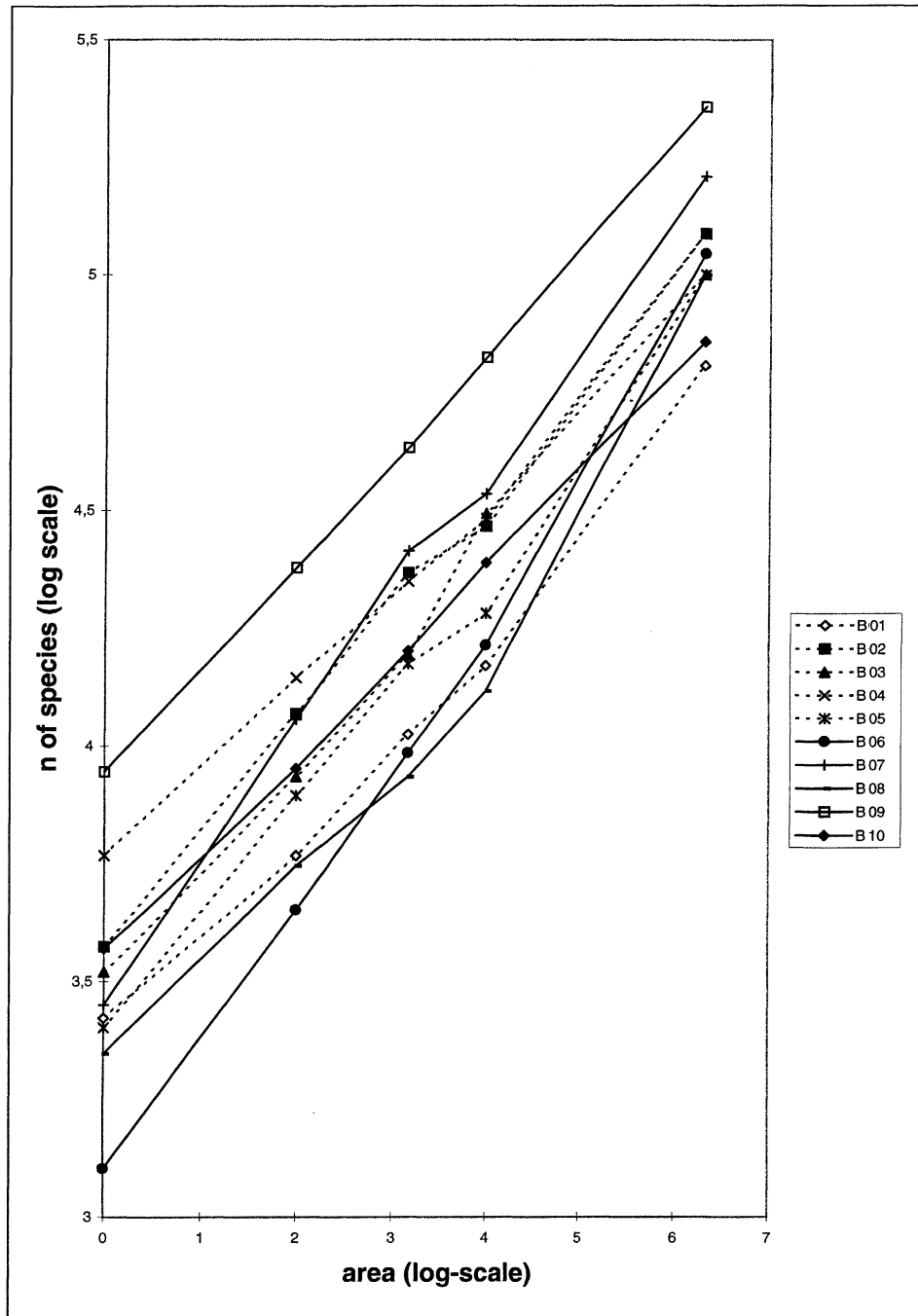
Dendrogram som viser Bray-Curtis likhet mellom 50 analyseruter.

Dendrogram showing Bray-Curtis similarities between 50 sample plots.

Tabell 8 Vegetasjonsanalyse av 55 reanalyserte ruter, egenskaper ved ordinasjonsaksene. e_{DCA} = egenverdi, SD_{DCA} = gradientlengde målt i SD-enheter, e_{DCA}/Ti = egenverdi/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon, angitt i prosent, $\sum e_{DCA}/Ti$ = de n første aksenes andel av forklart variasjon (i prosent), $mean(D_{90-95})$ = gjennomsnittlig endring i rutenes verdi langs aksene fra 1990- til 1995-analysene, $SD(D_{90-95})$ = standardavviket for endringen, $mean(D_{90-95})/SD_{DCA}$ = gjennomsnittlig endring som prosentandel av aksens gradientlengde, $n(D_{90-95}>0)$ = antall ruter med økning i akseverdi fra 1990 til 1995, $n(D_{90-95}<0)$ = antall ruter med nedgang i akseverdi fra 1990 til 1995.

Vegetation analysis of 55 reanalysed plots, characteristics of ordination axes. E_{DCA} = eigenvalue, SD_{DCA} = gradient length in SD units, e_{DCA}/Ti = eigenvalue/total inertia, i.e. the variation explained by the axis (percentages), $\sum e_{DCA}/Ti$ = variation explained by the first n axes (percentages), $mean(D_{90-95})$ = mean change of plot values along the axes from 1990 to 1995, $SD(D_{90-95})$ = standard deviation of the change, $mean(D_{90-95})/SD_{DCA}$ = mean change relative to the gradient length of the axis, $n(D_{90-95}>0)$ = number of plots with increasing value from 1990 to 1995, $n(D_{90-95}<0)$ = number of plots with decreasing value from 1990 to 1995.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
e_{DCA}	0,193	0,101	0,075	0,052
SD_{DCA}	2,051	1,531	1,346	1,184
e_{DCA}/Ti	12,5	6,5	4,9	3,3
$\sum e_{DCA}/Ti$	12,5	19,0	23,9	27,2
$mean(D_{90-95})$	-0,04	-0,05	0,08	-0,01
$SD(D_{90-95})$	0,156	0,152	0,148	0,157
$mean(D_{90-95})/SD_{DCA}$	1,9	3,3	6,0	0,9
$n(D_{90-95}>0)$	22	22	37	23
$n(D_{90-95}<0)$	32	30	16	32



Figur 113

Art-areal kurver for hvert felt. Både artsantall og areal er plottet på \log_2 -skala. Smårutearealet ($1/16 \text{ m}^2$) er brukt som enhet. Punktene representerer gjennomsnittsverdier for hver arealstørrelse. Species-area curves for each macroplot. Both species number and area are plotted on a \log_2 scale. Microplot area ($1/16 \text{ m}^2$) is used as the areal unit. Points represent mean values for each area size.

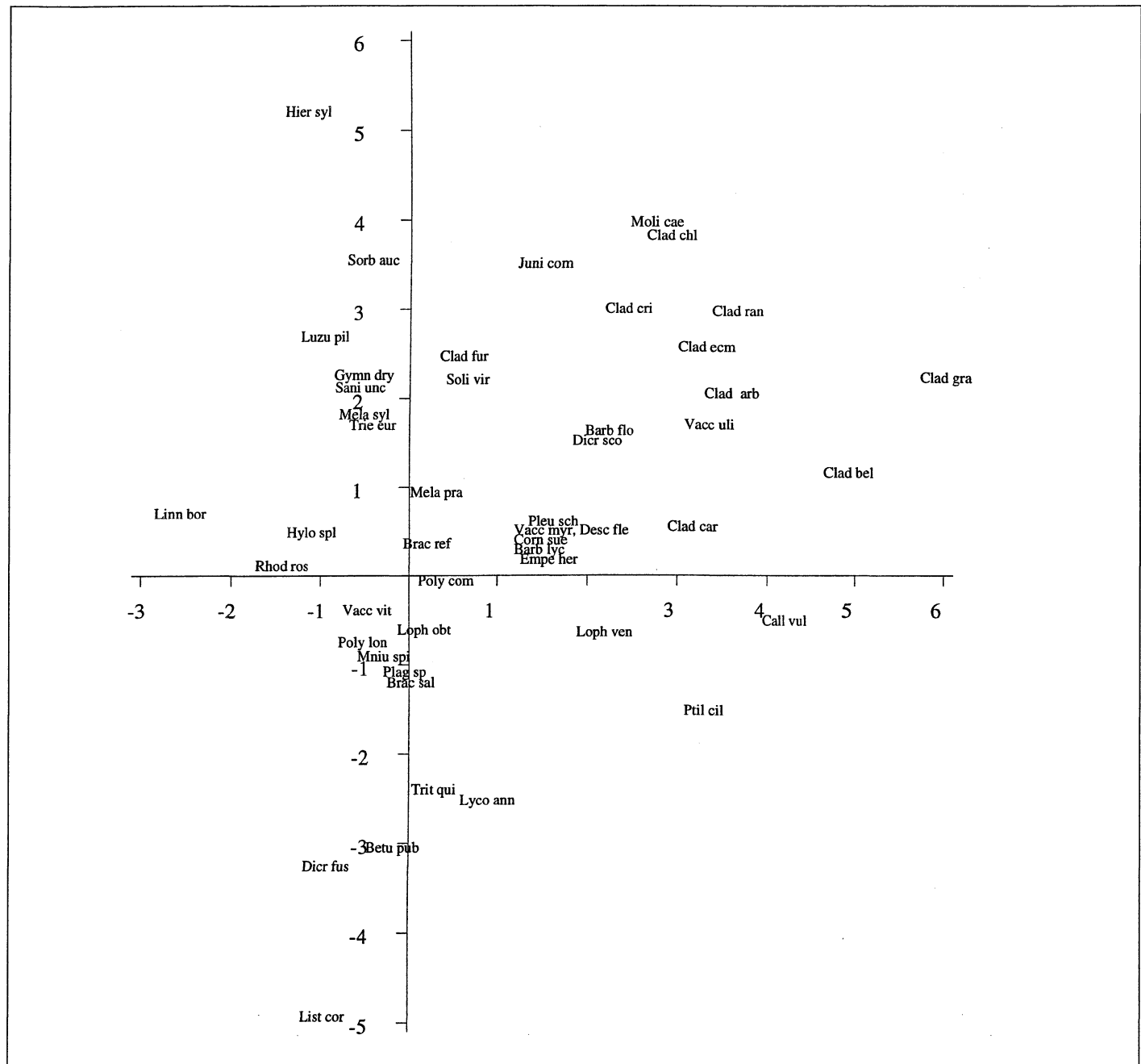
sammenholdt med frekvensen for hver enkelt art (beregnet som gjennomsnittlig frekvens for de to analyseårene). I figuren er artene ordnet etter avtagende frekvens, og det er tydelig at de vanlige artene ikke har fått endret frekvens. Dette skyldes at det i hovedsak dreier seg om dominante arter som har stor skuddtetthet også innen den enkelte smårute. For arter med lav frekvens vil framgangsmålet bli ustabil og sårbart for rene tilfeldigheter, men det er en tendens til at lavartene generelt har gått tilbake. De vanligste artene som viser tegn på nedgang er *Barbi-lophozia floerkei*, *Brachythecium reflexum*, *Melampyrum praten-*

se og *Brachythecium salebrosum*. Relativt vanlige arter som viser framgang er *Lophozia obtusa*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum sylvaticum* og *Lophozia ventricosa*.

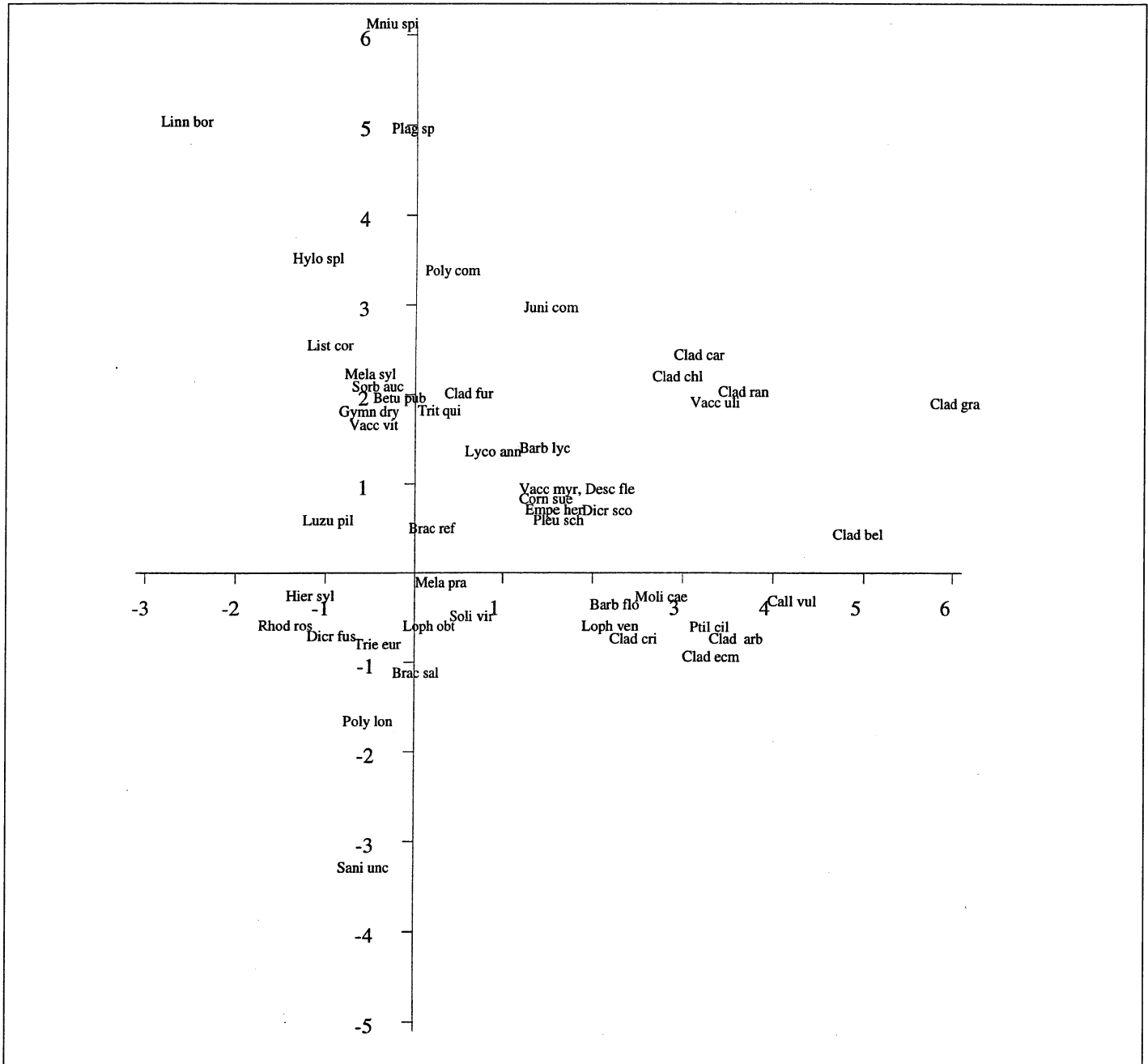
Stabiliteten for hver enkelt art er vist sammen med frekvensen i **figur 120**. Arter som har betydelig framgang eller tilbakegang vil nødvendigvis få en senkning i stabilitetsmålet som er benyttet her. De dominante artene har stor stabilitet fordi de forekommer i så stor tetthet. Igjen vil sjeldne arter ha for lave frekvensverdier til at målet blir pålitelig.

Tabell 7. Direkte gradientanalyser, egenskaper ved ordinasjonsaksene. e_{CCA1} = egenverdi for CCA-akse, SD_{CCA1} = gradientlengde for CCA-akse målt i SD-enheter, e_{CCA1}/Ti = egenverdi for CCA-akse/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon, angitt i prosent, e_{RES1} = egenverdi for første residualakse, SD_{RES1} = gradientlengde for 1. residualakse målt i SD-enheter, $(e_{CCA1} + e_{RES1})/Ti$ = variasjon forklart av CCA-aksen og residualaksen samlet (angitt i prosent). Miljøvariablene er ordnet etter synkende egenverdi. Direct gradient analyses, characteristics of ordination axes. e_{CCA1} = eigenvalue of canonical axis, SD_{CCA1} = gradient length of canonical axis in SD units, e_{CCA1}/Ti = eigenvalue of canonical axis/total inertia, i.e. the variation explained by the axis (percentages), e_{RES1} = eigenvalue of first residual axis, SD_{RES1} = gradient length of first residual axis in SD units, $(e_{CCA1} + e_{RES1})/Ti$ = variation explained by the canonical axis and the first residual axis. The environmental variables are arranged in order of decreasing eigenvalues.

Variabel Variable	e_{CCA1}	SD_{CCA1}	e_{CCA1}/Ti	e_{RES1}	SD_{RES1}	$(e_{CCA1}+e_{RES1})/Ti$
E3pH	0,215	1,86	13,8	0,226	2,71	28,3
Mn	0,186	1,52	11,9	0,239	2,72	27,3
RELSMAL	0,18	1,54	11,5	0,206	2,62	24,7
E1H	0,175	1,67	11,2	0,231	2,72	26,1
GLTAP	0,162	1,48	10,4	0,234	2,7	25,4
E1Mn	0,161	1,42	10,3	0,24	2,72	25,7
Pb	0,157	1,52	10	0,197	2,62	22,7
E1Si	0,157	1,89	10,1	0,217	2,69	24
E1Kap	0,152	1,45	9,8	0,226	2,69	24,3
E1Ba	0,145	1,74	9,3	0,25	2,7	25,3
RELBRED	0,138	1,37	8,8	0,258	2,73	25,4
E1Ca	0,138	1,62	8,9	0,238	2,67	24,1
S	0,135	1,56	8,6	0,228	2,66	23,2
E1Mg	0,135	1,45	8,6	0,252	2,69	24,8
E1Na	0,134	1,52	8,6	0,23	2,75	23,3
Mg	0,13	1,45	8,3	0,257	2,72	24,8
N	0,126	1,56	8	0,226	2,44	22,5
E1Sr	0,126	1,47	8,1	0,246	2,69	23,8
Cu	0,125	1,6	8	0,225	2,63	22,4
P	0,121	1,68	7,7	0,204	2,48	20,9
Ca	0,12	1,53	7,7	0,242	2,69	23,2
Ni	0,116	1,33	7,4	0,224	2,7	21,8
Ba	0,103	1,93	6,6	0,238	2,62	21,9
Fe	0,101	1,35	6,5	0,234	2,4	21,4
E1K	0,099	1,1	6,3	0,259	2,65	23
E1BASEM	0,092	1,43	5,9	0,218	2,67	19,9
E1Al	0,091	1,69	5,9	0,227	2,52	20,4
Na	0,089	1,58	5,7	0,264	2,53	22,6
E1C	0,088	1,18	5,7	0,228	2,62	20,3
E1P	0,088	1,21	5,7	0,27	2,65	23,2
Me Slo	0,086	1,01	5,5	0,248	2,58	21,4
Y	0,083	1,57	5,3	0,298	2,62	24,4
Ti	0,072	1,21	4,6	0,252	2,54	20,8
Al	0,068	1,58	4,4	0,281	2,57	22,4
E6pH	0,067	1,33	4,3	0,308	2,59	24
Me Une	0,066	1,43	4,2	0,285	2,54	22,5
K	0,066	1,39	4,2	0,295	2,56	23,1
Sr	0,066	1,29	4,2	0,307	2,58	23,9
E1Fe	0,066	1,27	4,3	0,308	2,59	24
E1S	0,066	1,27	4,2	0,308	2,59	24
E1Zn	0,066	1,04	4,2	0,241	2,71	19,7
Sma	0,06	1,29	3,9	0,271	2,53	21,3
Sme	0,059	1,14	3,8	0,262	2,61	20,6
Cr	0,05	1,22	3,2	0,265	2,45	20,2
Smi	0,049	0,9	3,1	0,285	2,58	21,4
Rin	0,046	0,85	2,9	0,279	2,6	20,8
V	0,044	1,01	2,8	0,273	2,49	20,3
Zn	0,04	0,94	2,5	0,275	2,54	20,2
LEMEN	0,036	0,72	2,3	0,248	2,54	18,2
Me Asp	0,03	0,62	1,9	0,264	2,56	18,9
ME Ter	0,022	0,71	1,4	0,278	2,6	19,2



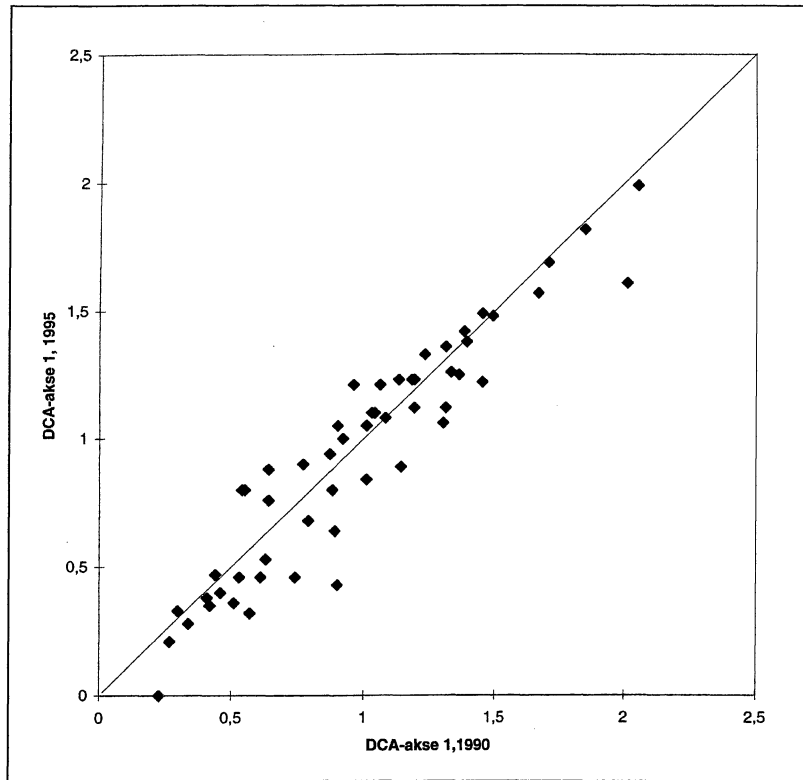
Figur 114
 DCA artsordinasjon for de reanalyserte rutene, akse 1 og 2. Aksene er skalert i SD-enheter.
 DCA species ordination for the reanalyzed plots, axes 1 and 2. Axes scaled in SD units.



Figur 115

DCA artsordinasjon for de reanalyserte rutene, akse 1 og 3. Aksene er skalert i SD-enheter.

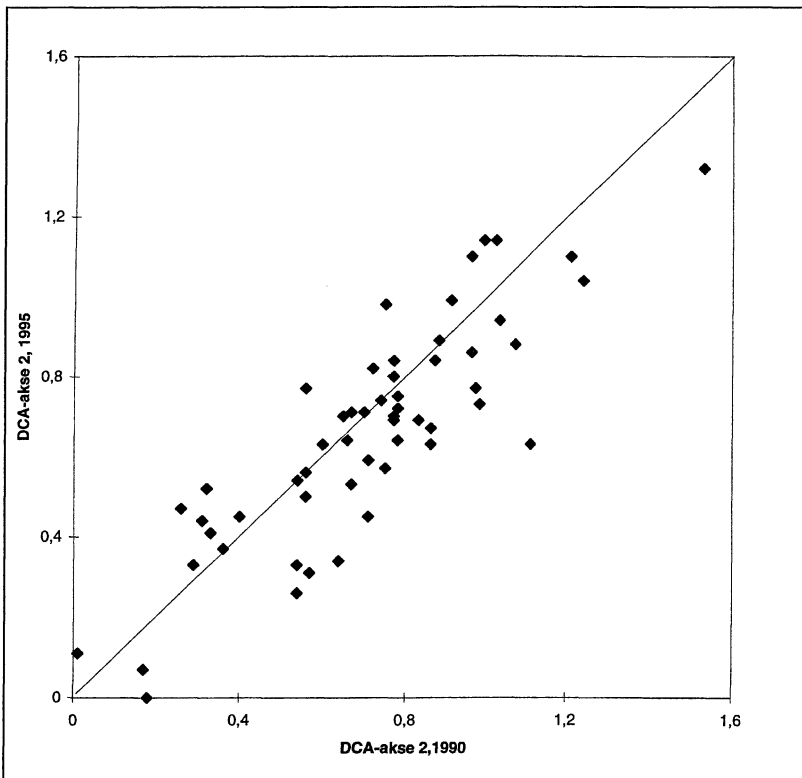
DCA species ordination for the reanalyzed plots, axes 1 and 3. Axes scaled in SD units.



Figur 116

DCA ruteordinasjon for de reanalyserte rutene. Endring i rutenes posisjon langs akse 1. Hver routes posisjon basert på 1990-analysene (x-aksen) er plottet mot samme routes posisjon basert på 1995-analysene (y-aksen). Aksene er skalert i SD-enheter.

DCA ordination for the reanalyzed plots. Position change for the plots along axis 1. The position of each plot based on the 1990 analysis (x-axis) is plotted against the position of the same plot based on the 1995 analysis (y-axis). Axes scaled in SD units.



Figur 117

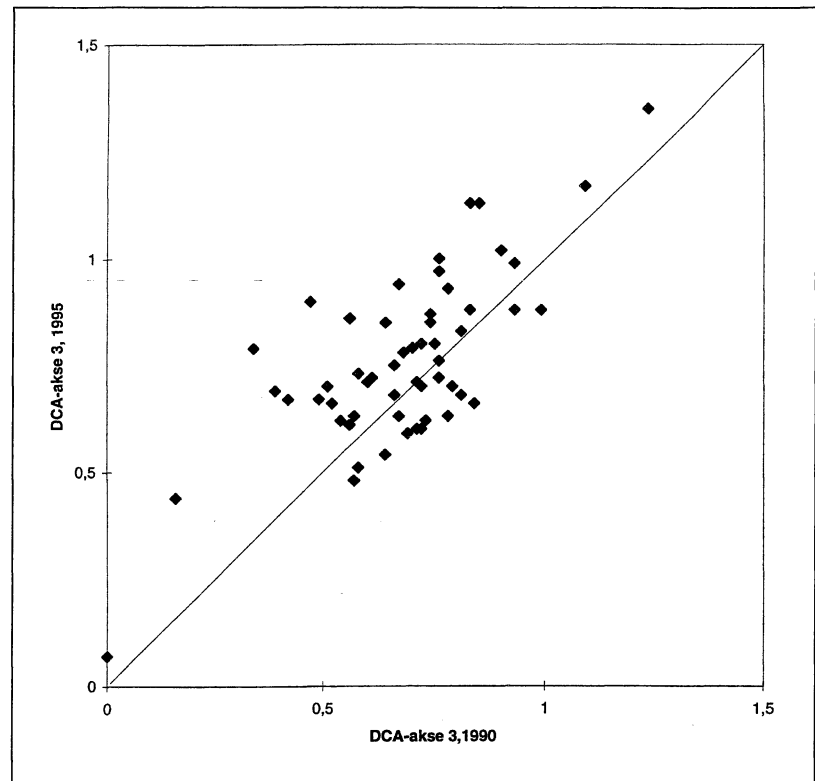
DCA ruteordinasjon for de reanalyserte rutene. Endring i rutenes posisjon langs akse 2. Hver routes posisjon basert på 1990-analysene (x-aksen) er plottet mot samme routes posisjon basert på 1995-analysene (y-aksen). Aksene er skalert i SD-enheter.

DCA ordination for the reanalyzed plots. Position change for the plots along axis 2. The position of each plot based on the 1990 analysis (x-axis) is plotted against the position of the same plot based on the 1995 analysis (y-axis). Axes scaled in SD units.

Figur 118

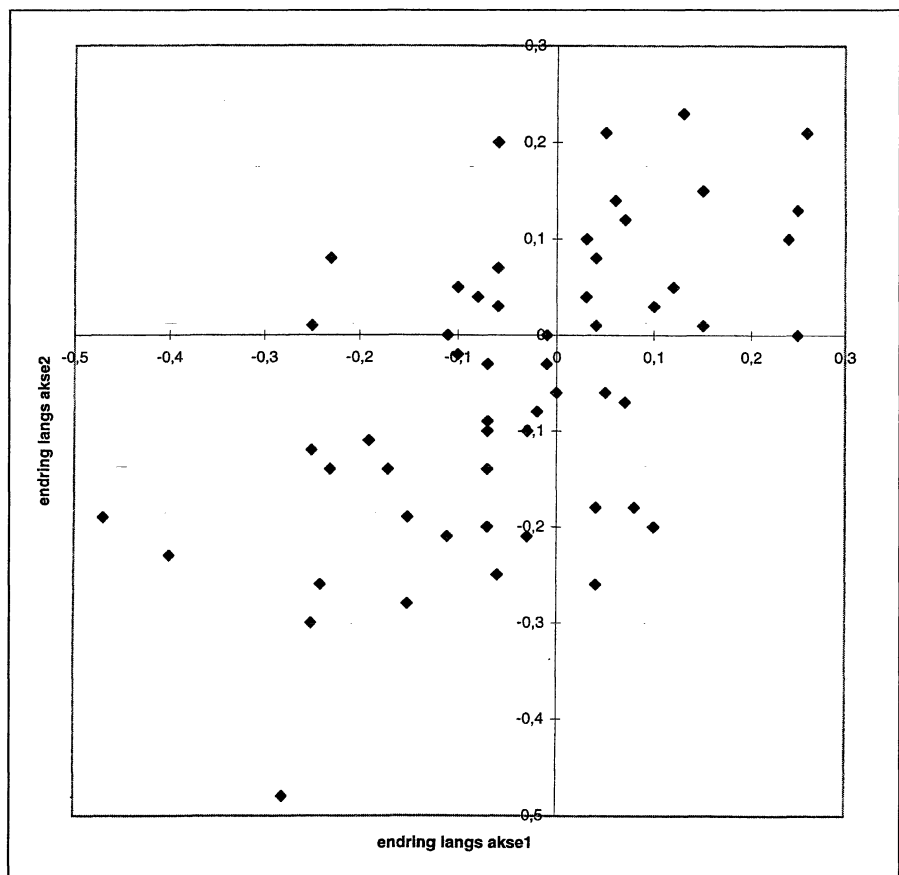
DCA ruteordinasjon for de reanalyserte rutene. Endring i rutenes posisjon langs akse 3. Hver rutes posisjon basert på 1990-analysene (x-aksen) er plottet mot samme rutes posisjon basert på 1995-analysene (y-aksen). Aksene er skalert i SD-enheter.

DCA ordination for the reanalyzed plots. Position change for the plots along axis 3. The position of each plot based on the 1990 analysis (x-axis) is plotted against the position of the same plot based on the 1995 analysis (y-axis). Axes scaled in SD units.

**Figur 119**

DCA ruteordinasjon for de reanalyserte rutene. Netto endring i rutenes posisjon langs akse 1 (x-aksen) og akse 2 (y-aksen). Aksene er skalert i SD-enheter.

DCA ordination for the reanalyzed plots. Net change along axis 1 (x-axis) and axis 2 (y-axis). Axes scaled in SD units.



Tabell 9 Variansanalyse av DCA-ordinasjon av de reanalyserte rutene. Variansen er testet med hensyn på variasjon mellom felter, mellom de to analyseårene og interaksjon mellom felt og år. df_1 og df_2 = antall frihetsgrader i analysen, F = F -verdi fra variansanalysen, (sign.) = signifikansen for F -verdien.

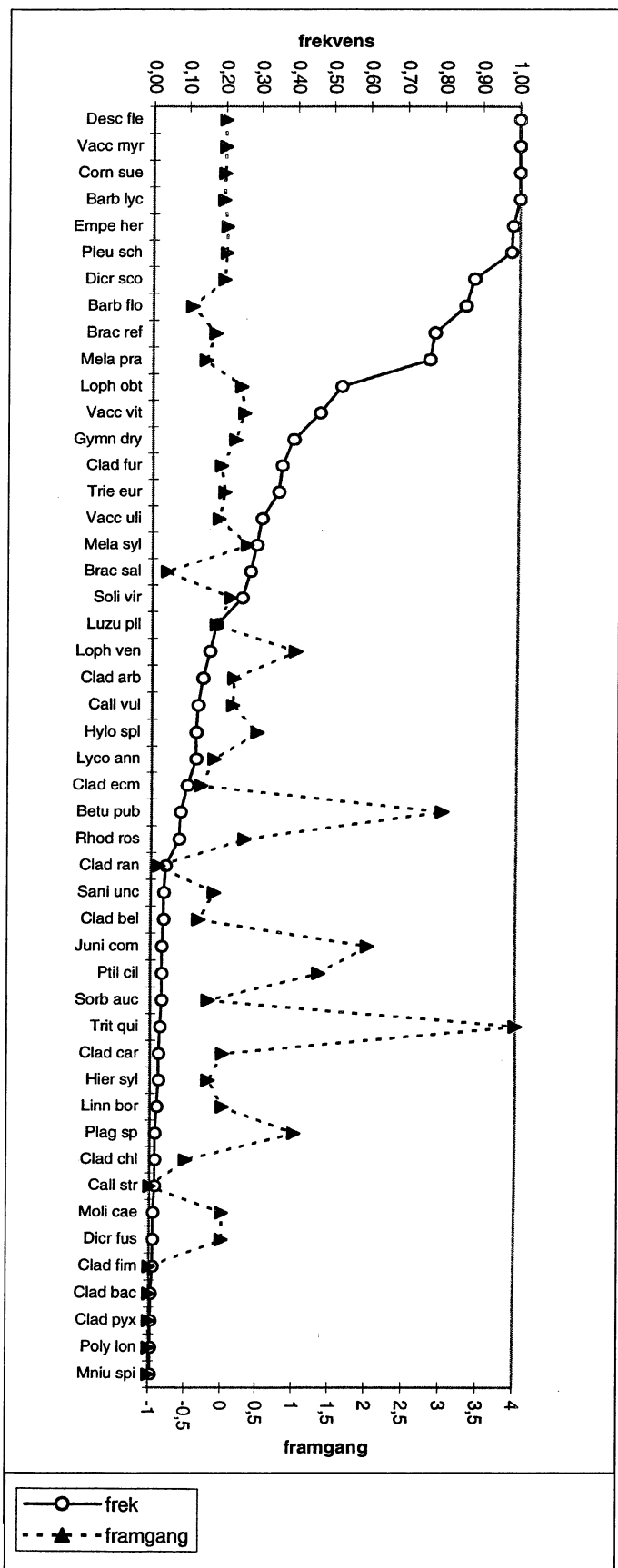
Analysis of variance for the DCA ordination based on reanalysed plots. The variance is analysed with respect to the effect of macroplots, the two sampling years and the interaction between macroplots and time. df_1 and df_2 = degrees of freedom, F = F -value, (sign.) = the significance probability of the F value

			DCA1		DCA2		DCA3		DCA4	
	df_1	df_2	F	(sign.)	F	(sign.)	F	(sign.)	F	(sign.)
Felt Macroplot	5	49	21,19	(0,000)	6,01	(0,000)	2,98	(0,020)	1,60	(0,177)
År Year	1	49	2,23	(0,142)	5,22	(0,027)	17,67	(0,000)	0,34	(0,565)
Felt x År Macroplot by Year	5	49	1,94	(0,105)	0,62	(0,682)	1,95	(0,102)	0,59	(0,706)

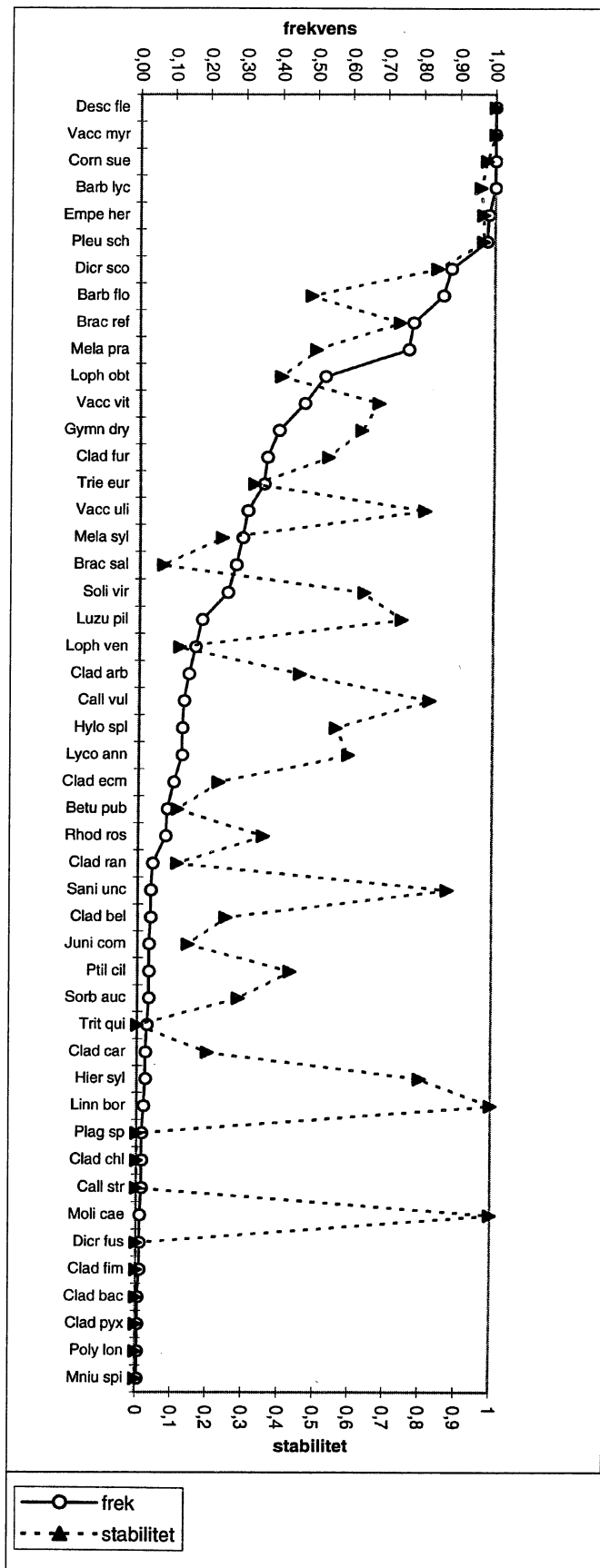
Tabell 10 Antall arter pr. areal for de ulike feltene i 1990 og i 1995.

Number of species pr. area in the macroplots in 1990 and in 1995.

År Year	Arter/0,0625 m ² Species/0,0625 m ²		Arter/0,25 m ² Species/0,25 m ²		Arter/5 m ² Species/5 m ²	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Felt nr, Macroplot no,						
B01 (BØ05)	10,7	10,8	12,4	13,6	25	25
B02 (BØ09)	12,2	11,4	15,7	15,8	28	32
B03 (BØ01)	11,5	11,5	14,4	15,5	30	32
B04 (BØ07)	14,2	13,5	16,3	17,3	28	27
B05 (BØ10)	11,4	10,8	14,1	14,2	28	29
(BØ06)	15,0	14,4	17,4	17,6	28	27



Figur 120
Framgang og smårutefrekvens for artene i de reanalyserte rutene.
Increment and microplot frequency for the species in the reanalyzed plots.



Figur 121
Stabilitet og smårutefrekvens for artene i de reanalyserte rutene.
Stability and microplot frequency for the species in the reanalyzed plots.

5 Diskusjon

5.1 Indirekte gradientanalyser

Multivariate numeriske metoder spiller en helt sentral rolle i samfunnsbiologiske forsknings- og overvåkningsprogrammer. I vegetasjonsøkologiske arbeider har et utvalg av ordinasjonsmetoder vist seg å være svært anvendelige til å beskrive vegetasjonsmønstre, finne gradientstrukturer, estimere β -diversitet og etter reanalysering kvantifisere vegetasjonsdynamikk (jf. R.H. Økland & Eilertsen 1993, og manus under utarb.).

To uavhengige sett av metoder har etter hvert fremstått som «state of the art»-konsept innen vegetasjonsøkologisk forskning: DCA - Detrended Correspondence 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 matrisa ned til et lite og dermed oversiktlig antall dimensjoner. Arter og ruter kan 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 ut fra kunnskap om de registrerte artenes autøkologi og deres plassering langs aksene. En rekke arbeider viser at både DCA og MDS genererer reelle ordinasjonsakser som kan tolkes som økologiske gradienter, og at de i liten grad genererer forvrengningsakser uten økologisk informasjon.

Gradientanalysene fra Børgefjell i 1990 viste stor grad av avvik fra de andre delområdene. Dette hadde sin årsak i at det var en svært liten floristisk variasjon mellom analyserutene, som følge av at det ble stilt krav til ruteutleggelse innen homogene vegetasjonsutforminger. Videre var det kun et fåtall arter som kom til å spille en rolle ved analysene som følge av at rekkevidden på skalaen var stor i forhold til analyserutas størrelse. Det har vært betydelig diskusjon knyttet til metodikk for vegetasjonsovervåking (jf. Wilmann & Engen 1991 og Økland & Eilertsen 1993). Det er i dag konsensus om sampling strategi for dette arbeidet, og det er et arbeid igang om en nordisk tilnærming med tanke på økt standardisering (Eilertsen m fl. under utarb.). Med den justeringen som er utført i TOV-området i Børgefjell er undersøkelsen, som den nå fremstår, helt i samsvar med TOV-undersøkelsene fra Gutulia (Eilertsen & Often 1994) og Dividalen (Eilertsen & Brattbakk 1994), NINAs undersøkelser av boreale skoger på Tjeldbergodden og Terningvatn (Eilertsen & Fremstad 1994, 1995) og NIJOS-undersøkelsene i 10 boreale barskogområder (jf. T. Økland 1990, 1993, 1996).

Materialet fra Børgefjell er basert på supplerende utlegging av analyseruter, slik at mest mulig floristisk og økologisk variasjon fanges opp innenfor analyseområdet. Videre er rutestørrelsen endret til 1 m², noe som gir noe større floristisk variasjon innen analyseruta. Resultatet er imidlertid slik at det fremdeles er en betydelig større floristisk variasjon mellom analyserutene enn innen ruta. Effekten av justeringene sees tydelig ved å sammenlikne ordinasjonsplottene fra 1990 (Brattbakk et al. 1991) med våre resultater fra 1995. Gradientlengdene ved DCA-ordinasjon, basert på ikke-lineær reskalering av aksene (målt i SD-enheter) er >2,5 SD, noe som gjør bruken av metoder basert på unimodale artsfordelinger godt egnet. Ordinasjonsmetodenes evne til å fange opp de reelle strukturer i materialet er også uttrykt ved den klare konformiteten mellom de fundamentalt ulike metodene DCA og LNMDS.

5.2 Direkte gradientanalyser

Direkte gradientanalyser er nyttet for 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, Principal Component Analysis, mens CCA er en parallell til CA, Correspondence Analysis. 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 lengre gradienter, > 2,0 SD-enheter, vil CCA ofte foretrekkes (jf. ter Braak 1987b, c). Direkte gradientanalyser av datasettet fra Børgefjell er derfor utført med CCA, da gradientlengden fra den indirekte gradientanalysen av datasettet var 2,54 SD-enheter langs førsteaksen.

CCA-analysene av de utvalgte parametre viste at de viktigste strukturerende variablene var pH (som forklarer 13,8%), Mn (11,9%), tre-tetthet (11,5%) og glødetap (10,4%). Det største avviket fra de øvrige av NINAs TOV-områder er at høydegradienten ikke har noen betydning. I mindre grad enn i de andre områdene er det her mulig å trekke bjørkeskogsrutene ned mot et borealt barskogsområde. Samtidig var det ikke egnede bjørkeskogsutforminger høyere opp i terrenget (opp mot bestandsgrensa for bjørk), som følge av forsumpning og myrdannelse.

Nærmere vurderinger av de viktigste gradientene som fremkommer ved indirekte og direkte gradientanalyser er gitt nedenfor.

5.3 Fuktighetsgradienten

Området i Børgefjell danner med sitt super-humide klima et endepunkt i TOV-flatenes plassering langs en oseanitet-kontinentalitetsgradient. Diskusjonen om den regionale variasjonen innen de bjørkeskogsutformingene som omfattes av DNs «Program for terrestrisk naturovervåking» vil bli utført i forbindelse med sammenstillingen av grunnlagsmaterialet fra alle TOV-områdene, og vil derfor ikke bli grundigere vurdert her.

Vegetasjonsstruktur på stor skala er for en stor del en funksjon av et begrenset sett av få regionale kompleksgradienter (Økland & Bendiksen 1985). Fuktighetsforholdene som både uttrykkes i en kompleks klimagradient og en oseanitet-kontinentalitetsgradient er særdeles viktig i denne sammenheng. Den regionale klimagradienten reflekteres i en sonal gradient som er styrt av temperatur, nedbør, snødekkets varighet, vegetasjonsperiodens lengde o.a., mens oseanitet-kontinentalitetsgradienten reflekteres i en seksjonal gradient som er styrt av humiditet og forskjeller mellom laveste vintertemperatur og høyeste sommertemperatur. I dette arbeidet fra Børgefjell er det, i likhet med de andre områdene, vanskelig å skille enkelte lokale gradienter fra de regionale. En rekke regionale klimaparametre vil også opptre på en finere skala som lokale parametre. Ofte vil de regionale gradientene sette rammen for den lokale variasjonen. F eks. vil områdets plassering langs oseanitet-kontinentalitetsgradienten sette en ytre grense for omfanget av de lokale temperatur og fuktighetsgradientene.

Arbeider av Carleton & Maycock (1980), Bergeron & Bouchard (1983), Kuusipalo (1983), Lahti & Väisänen (1987) og R.H. Økland & Eilertsen (1993) viser betydningen av jordfuktighet som strukturerende faktor i boreale skoger. R.H. Økland & Eilertsen (1993) vurderer artenes fordeling i ordinasjonsrommet som funksjon av forskjellige typer av fuktighet.

Børgefjellmaterialet inkluderer ikke volumetriske målinger av jordfuktighet: Feltarbeidet ble stort sett gjennomført i kraftig regnvær, og hele terrenget var gjennomfuktet. Ut fra artsinventar og feltinntrykk er det imidlertid tydelig at begge de to første DCA-aksene er relatert til fuktighet. Felt 7, som har lavest verdi langs akse 1 (jf. **figur 2**) er plassert på en framstikkende rygg uten tilsig av vann. De grove løsmassene fører til god drenering, og vegetasjonen har rabbeleg med lavarter og rypebær (*Arctostaphylos alpina*). Feltene 1-5 har i storskala lite topografisk variasjon, god drenering, men i hovedsak noe tilsig. Felt 6, med høye verdier langs akse 1, ligger nederst i lia av Lotter-fjellet hvor terrenget har begynt å flate ut mot myrene nedenfor. Tilsiget er her stort, og dreneringen mindre god, slik at feltet tenderer mot å være forsumpet. Felt 9, som har høye verdier langs begge DCA-aksene, ligger lenger opp mot Lotterfjellet, og har både god drenering og avrenning. Felt 8 er betydelig fuktigere enn felt 9, slik at feltene 6, 8 og 9 utgjør en fuktighetsgradient som er godt relatert til akse 2 i ordinasjonsdiagrammet.

5.4 Næringsgradienten

Næringsforholdene er kanskje de mest interessante parametre å studere over tid i forhold til mulig endring 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 er forskjeller i strøtilførsel. Mens bartrærne tilfører humuslaget stadig nytt nålfall, som bidrar med en betydelig del av den naturlige humusforsuringen, bidrar løvfallet fra bjørketrærne i en viss grad til jordforbedring. Bjørketrær kan med andre ord forbedre ugunstige jordtyper gjennom sine livsprosesser. Spesielt på næringsfattig mark er bjørk betraktet som en jordforbedrer (Dimbleby 1952a, b, 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 1990a, b). 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 Børgefjell viser at pH (**figur 96**) er korrelert med begge de første DCA-aksene. Feltene 1-5 og 7 har lavere gjennomsnittsverdier for pH enn feltene 6, 9 og 10 som også inneholder arter som regnes for å ha visse næringskrav. Variasjonen innen disse rike feltene gir det viktigste bidraget til å spenne ut akse 2, og mellom disse er det også en tydelig pH-gradient som stort sett sammenfaller med den topografiske plasseringen av feltene og fuktighetsforholdene her.

Når det gjelder de viktigste næringsstoffene, er bildet mer komplisert. Med unntak av mangan tenderer næringsstoffene til å være negativt korrelert med begge de to første aksene, i motsetning til pH. Årsaken til denne diskrepansen synes å ligge i variasjonen i glødetap (**figur 93**) innen materialet. Sannsynligvis er svært mye av næringsstoffene (inkl. nitrogen) organisk bundet. Også glødetap er negativt korrelert med begge DCA-aksene, spesielt med akse 2. Felt 8 og 9, med høyest verdier langs akse 2, har relativt lite humusdannelse pga. bedre nedbrytningsforhold enn de andre feltene. Størst glødetap finnes i felt 1, 5, 7 (alle med lave verdier langs akse 1), og 6 med lave verdier langs akse 2. Når ruter plassert med lave verdier langs aksene gir et næringsfattig inntrykk til tross for at flere næringsparametre indikerer det motsatte, skyldes dette at en stor del av de observerte næringskonsentrasjonene er knyttet til humusen og dermed utilgjengelig for plantene. Eiliv Dahl (pers. med.) anbefalte å transformere konsentrasjonsmålene ved å uttrykke dem som andel av glødetap. Denne og andre transformasjoner for å korrigere for variasjonen i glødetap viser at konsentrasjonen av totalnitrogen, fosfor og ekstraherbart kalsium skifter korrelasjonen med de to første aksene fra negativ til positiv, og gis større tallverdi. Først etter denne transformasjonen er det overensstemmelse mellom artsforekomster, pH og andre næringsparametre. Vi anser derfor variasjon i næring som en viktig strukturerende parameter innen Børgefjellmaterialet. Næringsvariasjonen er klart relatert til feltenes topografiske plassering, og dermed også sterkt korrelert med fuktighetsgradienten.

5.5 Lysgradienten

Lysforholdene for felt og bunnsjikt er generelt en funksjon av helning, eksposisjon og høyereleggende vegetasjonssjikt. I dette materialet varierer lysforholdene på stor skala i forhold til tresetting, størrelse på trær og avstanden fra trærne til analyseruta. Storskalavariasjonen i lysforhold er i stor grad korrelert med analyseflatenes fordeling langs høydegradienten. På finere skala er utviklingen av busk- og feltsjiktarter av betydning.

De 5 feltene på Johkegasken-jallah har generelt et glissent tresjikt bestående av lave trær. De gunstigere områdene i lia ved Lotterfjellet har både høyere og mer tettstilte bjørkebestand (**figur 91**). Tretettheten målt med relaskop gir også relativt høy forklaringsgrad i de direkte gradientanalysene, og den er viktigere enn variasjonen forårsaket av helning og eksposisjon (**figurene 83-85**). Det ble ikke registrert frø- eller årsgamle planter av bjørk. Dette er trolig ikke en følge av mangel på lys. Lyr et al. (1963) og Safford et al. (1990) viser at frøplanter av bjørk tåler stor grad av skygge.

5.6 Tråkk- og beitepåvirkning («disturbance»)

Undersøkelsesfeltene ligger nær en sommerleir for reinsamer, og det er betydelig reindrift i Børgefjellområdet. Likevel ble det ikke observert synlige beitespor sommeren 1995. Feltene på Johkegasken-jallah synes lite beitepåvirket, mens den mer grasrike dominansen i lia av Lotterfjellet med arter som gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) (**figur 36**), engsyre (*Rumex acetosa*) (**figur 33**) og kjerteløyentrøst (*Euphrasia stricta*) (**figur 23**) må antas å være delvis beitebetinget.

5.7 Artsdiversitet

For samtlige felt er det en tilnærmet lineær sammenheng mellom antall arter og areal i intervallet fra $1/16 \text{ m}^2$ til 5 m^2 når både artsantall og areal transformeres til logaritmisk skala (**figur 113**). Denne sammenhengen gjør at artsdiversitetens arealavhengighet kan sammenlignes mellom ulike felter og analyseår ved hjelp av en enkel lineær modell med bare to parametre: én som gir uttrykk for forventet antall arter pr. smårute i feltet, og én som beskriver hvor hurtig artsantallet øker med økende areal. Statistisk testing av denne modellen er imidlertid problematisk, da de forskjellige artsantallene som ligger til grunn for figuren er sterkt avhengig av hverandre. Holdbar signifikantesting av slike kurver må derfor konstrueres før en mer kvantitativ sammenligning kan gjøres. Årsaken til den lineære sammenhengen ligger sannsynligvis i at kurvene kun går opp til et relativt lite areal (5 m^2). Ved å undersøke større arealer, må en anta at kurven etterhvert vil begynne å flate ut og dermed anta en mer krum form. Hvis denne lineære sammenhengen viser seg å holde også i de andre TOV-områdene, kan enkle lineære modeller for art-areal-relasjonene ha interesse hvis biodiversitetsaspektet skal betones sterkere i TOV-sammenheng.

Økningen i artsantall skjer overveiende parallelt i de ulike flatene (jf. **figur 113**), med unntak av felt 6, der økningen med økende areal skjer raskere. Dette kan tolkes som at det er større mikroskalavariasjon i felt 6 (sannsynligvis forårsaket av den noe tuepregede mosaikken i feltet) enn de øvrige, og at artssammensetningen dermed varierer mer fra smårute til smårute. Felt 8 viser det største avviket fra linearitet. Dette skyldes primært at én rute avviker betydelig fra de 4 øvrige i artsinventar (jf. **figur 8**). Når rutene kombineres til et areal på 5 m^2 , blir økningen i artsantall større enn hvis man kombinerer mer homogene ruter. Homogenitet innen feltet er derfor sannsynligvis viktig for at en lineær modell skal kunne benyttes.

5.8 Vegetasjonsendringer

Ut fra ordinasjonsresultatet for artene (**figur 114-115**) må den første aksene tolkes som en tørr-fuktig gradient med de fuktigste ruterne til venstre i diagrammet. Den andre aksene synes å representere en næringsgradient som kommer best til uttrykk i den fuktige delen av tørr-fuktig-gradienten (fattigste ruter med lavest verdi). Tredje og fjerde akse er vanskelige å tolke.

For vurdering av hvorvidt de enkelte rutene tenderte til å forflytte seg i en bestemt retning i diagrammet fra 1990 til 1995, ble variansanalyse benyttet (**tabell 9**). Variasjonen mellom årene var ikke signifikant med hensyn på akse 1, og bare svakt signifikant langs akse 2. Dette tolkes som at de viktigste strukturerende økologiske faktorene i hovedsak er bibeholdt gjennom 5-årsperioden. Størst interesse knytter seg til akse 3, som er signifikant forskjøvet i positiv retning (**figur 118**). Arter som viser framgang fra 1990 til 1995, f. eks. tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), småmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) (jf. **figur 120**) har generelt høye artsverdier langs akse 3 (**figur 115**), mens arter med tilbakegang (i hovedsak kryptogamer, f. eks. sprikelundmose (*Brachythecium reflexum*), lilundmose (*Brachythecium salebrosum*) og snøsyl (*Cladonia ecmocyna*) har lave artsverdier. Hvilken ytre påvirkning som gir effekt på nettopp disse artene, er usikkert.

Imidlertid kan det tenkes at endringen er forårsaket av en generell fortetning av feltsjiktet på Johkegasken-jallah i løpet av 5-årsperioden. Flere av artene med markert framgang må anses som konkurransesterke arter som ikke blir spesielt begunstiget av tråkk og slitasje. De kryptogamartene som viser tilbakegang kan tenkes å være avhengig av jevnt forekommende dannelse av sår i den tette krekling-blåbær-matta for å få tilstrekkelig lys til å opprettholde populasjonene. Uten mer eksakte data om beitetrykket av rein i området kan ikke dette bli annet enn en hypotese. Muligens har økt bruk av motoriserte kjøretøyer i reindriften ført til at beitetrykket er forskjøvet mot områder lengre fra sameleiren, og at påvirkningen på Johkegasken-jallah dermed har blitt mindre.

Selv om tolkningen av akse 3 er usikker, viser dette at ordinasjon av reanalyserte ruter er et utmerket verktøy for å studere endringer i vegetasjonen. Ordinasjonen gir mulighet til å sortere ut hvilket artssett som viser de mest påtagelige frekvensendringene, og til å vurdere viktigheten av endring relativt til de viktigste økologiske gradientene. Siden endringen i Børgefjellmaterialet først slår tydelig ut på den tredje aksene, må endringen vurderes som relativt liten. På grunn av at endringen i hovedsak synes å skje uavhengig av næringsgradienten er det liten grunn til å anta at endringen skyldes endrede forhold med hensyn på næringsstatus i jorda.

Vegetasjonsendringene i Børgefjell i femårsperioden 1990-95, kan sammenliknes med endringene i de to andre områdene som er reanalyserert innen TOV-programmet: Solhomfjell (1988-93; Økland 1994, Økland & Eilertsen 1996) og Ny-Ålesund (1991-94; Jacobsen 1994). Datasettet fra Solhomfjell synes spesielt interessant i denne sammenhengen. I motsetning til i Børgefjell er det registrert signifikante endringer langs de viktigste kompleksgradientene i Solhomfjell; endringene er rettede og korrelerte med endringer i næringsstatus. I Børgefjell er det ikke registrert rettede endringer langs de viktigste gradientene, endringer er først registrert langs ordinasjonsakse 3. Dette harmonerer mer med resultatene fra de reanalyserte analyserutene på Ny-Ålesund, som heller ikke gir utslag langs de viktigste ordinasjonsaksene. Også der skjer endringene først for de etterfølgende ordinasjonsaksene. Imidlertid kan relevansen av resultatene fra analysene av Ny-Ålesund-dataene diskuteres, da dette datasettet inkluderer analyser av tre ulike vegetasjonstyper til tross for at antall analyseruter er så lavt som 25; 5 på grusrygger, 8 i reinrosehei, 7 i kantlyngsonen og 5 i overgangen mellom reinrosehei og kantlyngsonen. Noe som gir dårlig teststyrke for statistiske analyser av vegetasjons- og artsendringer. Dessuten er det i dette datasettet ved flere tilfeller slått sammen ulike arter til et og samme taxon, som følge av problemer med artsidentifikasjon i felt. Det lar seg derfor ikke gjøre å foreta en adekvat tolking av endringer hos disse artene, som er de som i størst grad bidrar til å spenne ut variasjonen langs de mindre viktige ordinasjonsaksene.

Først ved neste analyserunde vil det være mulig å vurdere vegetasjonsendringer i forhold til endringer av kjemiske parametre. Også for disse parametrene vil det være mulig å nytte variansanalyse etter «repeated measures»-modellen. Hvis forutsetningene for analysen er tilfredsstillende, er dette sannsynligvis det mest følsomme analyseverktøyet som kan benyttes for slike data. En av forutsetningene for at signifikansverdiene fra analysen skal bli pålitelige, er at variansen er den samme i alle grupper som inngår i analysen. For analysen av DCA-verdier ovenfor var denne forutsetningen oppfylt.

Imidlertid må en regne med at en rekke jordkjemiske parametre må transformeres (f. eks. til logaritmisk skala, jf. pH) før de passer inn i variansanalysemodellen.

5.9. Endringer i artsmengder

Grunnlaget for analyse av vegetasjonsendringer fra et tidspunkt til et annet er basert på endringer i forekomst av de enkelte artene. Den enkelte art kan vise generell fram- eller tilbakegang, den kan forflytte seg i landskapet eller opptre i kombinasjon med nye arter. Alle slike endringer vil få effekt på en ordinasjonsanalyse hvis endringene har tilstrekkelig omfang.

En mer direkte vurdering av forholdene hos den enkelte art kan imidlertid bidra til å vurdere informasjonsmengden i et gitt datasett. Med smårutemetodikken vurderes bare forekomst/fravær av hver art i hver smårute. Dette innebærer at endring av forekomsten til dominante arter ikke vil bli oppdaget gjennom analysene med mindre artene reduseres dramatisk. I praksis har dette liten betydning for overvåkningsarbeid, da dominansen samtidig indikerer at overvåkingsflatene ligger nær disse artenes økologiske optimum, og en må regne med at økosystemet skal påvirkes dramatisk før endringer inntreffer. Indikatorverdien for slike arter, som for eksempel smyle (*Deschampsia flexuosa*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), skrubbbær (*Cornus suecica*) og krekling (*Empetrum hermaphroditum*) i Børgefjellområdet er derfor liten. Arter med lav frekvens vil også ha liten informasjonsverdi, i dette tilfelle mest fordi tilfeldige faktorer vil spille en vesentlig rolle for hvor og hvor ofte de påtreffes. En nedgang i frekvens for slike arter vil ikke kunne påvises. Størst potensiale i overvåkingssammenheng har derfor arter som forekommer med midlere frekvens i materialet.

Romlig stabilitet er en annen faktor som er interessant i forbindelse med vurdering av indikatorarter. Et mål for de enkelte artenes stabilitet er illustrert i **figur 121**. Stabilitetsmålet viser økende fluktuasjon ved minkende frekvens, og målet er også influert av om arten har endret frekvens i femårsperioden. Generelt gir imidlertid stabilitetsmålet et resultat som er i samsvar med den enkelte arts populasjonsstruktur. For de ettårige artene stormarimjelle (*Melampyrum pratense*) og småmarimjelle (*M. sylvaticum*) skjer det en total utskiftning av individer fra år til år, hvilket gir et stort innslag av tilfeldighet for hvilke småruter de opptre i. De viser derfor lav stabilitet i forhold til flerårige arter med omtrent samme frekvens, og de har dermed redusert indikatorverdi, på finskala nivå, sett i relasjon til den anvendte samplingsstrategien. Slektet *Melampyrum* representerer forøvrig ei systematisk gruppe (underfamilien *Rhinanthoideae* i *Scrophulariaceae*) som økologisk er særmerket ved at de er obligate halvparasitter, dvs. at de parasitterer andre planters røtter og tar opp vann og næring fra disse, mens produksjon av organisk materiale skjer på vanlig måte via fotosyntese. Det er antatt at disse artene ikke har noen frøbank. I så fall vil disse artene være særskilt følsomme for årlige svingninger i frøproduksjon.

Av arter med midlere frekvens er det overveiende de langlevende karplantene som viser stor grad av stabilitet. Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) har en svak framgang, mens blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), gullris (*Solidago virgaurea*) og hårfrytle (*Luzula pilosa*) har svært små frekvens-

endringer (**figur 120** og **121**). Ut fra rene frekvens- og stabilitetsbetraktninger er det denne artsgruppen som har størst potensiale når det gjelder å fange opp små endringer i det ytre miljøet. I denne type vegetasjon kan det tenkes at kryptogamene samlet sett utgjør en konkurransesvak gruppe som er avhengig av forstyrrelser (disturbance) på fin skala for å kunne eksistere. Slike forstyrrelser vil ha effekt bare i en kort periode, og artenes romlige stabilitet blir derfor liten. Om grad av forstyrrelser endres permanent i området, ved f. eks. redusert tråkk og beite, vil vegetasjonen respondere på endringene og den romlige stabiliteten vil over tid øke. Det er særdeles viktig å ha oversikt over naturlig dynamikk for hele settet av frøspredde arter (reseeders) og arter med hovedsakelig vegetativ spredning (resprouting plants), når en skal vurdere naturlige fluktuasjoner opp mot trender som følge av langtransporterte luftforurensninger.

Dette arbeidet fra Børgefjell viser artenes fordeling langs forskjellige komplekse gradienter i fuktighet, næring, lys, beiting etc. 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 på sikt også kunne bidra til å gi økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Disse områdene, i beltet mellom den boreale barskogen og de alpine utformingene, har en betydelig vertikalutbredelse i dal- og fjordstrøk og breier seg vidt ut over fjellvidder. Norges geografiske plassering i forhold til det boreale barskogsbeltet og landets varierte topografi tilsier at det er en nasjonal oppgave å følge utviklingen av disse utformingene.

6 Sammendrag

Rapporten behandler supplerende undersøkelser og reanalyser av vegetasjon og jord fra det terrestriske overvåkingsområdet i Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune, Nord-Trøndelag fylke. Området ligger i nordboreal bjørkeskog, i et suboceanisk område med superhumid klima. Den dominerende bjørkeskogsutformingene i henhold til Fremstad & Elven (red. 1991) er en blåbær-fjellkreklingstype (A4c).

I området er det nå utlagt 10 analyseflater av 5 x 10 m i relativt kort avstand til analysefeltet til Norsk institutt for skogforskning, som utfører skoglige registreringer, jord- og jordvannsanalyser. Flatene er lagt for å fange opp maksimal floristisk- og økologisk variasjon innen bjørkeskogsutformingene i området. For hver analyseflate samt en randsone på 2 m ble trær og busker koordinatfestet og tegnet inn på kart.

I hver av de 5 utvalgte analyseflatene fra 1990-undersøkelsen ble 5 analyseruter trukket ut, mens det i de 5 nyutlagte flatene ble trukket ut 5 tilfeldig analysearter à 1 m². Alle analyserutene ble permanent oppmerket og inventert med hensyn på karplanter og kryptogamer. I alt ble 80 arter registrert: 40 karplanter, 18 bladmoser, 7 levermoser og 15 lavarter. De mest frekvente artene (norsk navn og sum av smårute-frekvens i parentes) er: *Vaccinium myrtillus* (blåbær - 783), *Deschampsia flexuosa* (smyle - 755), *Barbilophozia lycopodioides* (gåsefotskjeggmoser - 724), *Cornus suecica* (skrubbær - 695), *Empetrum hermaphroditum* (fjellkrekling - 583), *Dicranum scoparium* (ribbesigd - 547), *Pleurozium schreberi* (furumose - 542), *Brachythecium reflexum* (sprikelundmose - 481), *Vaccinium vitis-idaea* (tyttebær - 378), *Gymnocarpium dryopteris* (fugletelg - 343).

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 deskriptiv 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 Nonmetric Multidimensional Scaling. De 2 første DCA-aksene hadde gradientlengder på henholdsvis 2,54 og 1,79 SD-enheter. Førsteaksen hadde en egenverdi på 0,316, noe som utgjør 20,2% av total-variasjonen i materialet. De neste aksene hadde egenverdier på 0,168, 0,052 og 0,037. Til sammen forklarer de 4 første DCA-aksene 36,7% av variasjonen i materialet.

Ordinasjonsresultatene viste at de fleste artenes fordelingsmønstre passet i en av åtte hovedtyper. Den største gruppen av arter hadde utbredelse av type 4; de er vanlige i hele undersøkelsesområdet med unntak av de lavdominerte rabbene med grunt jordsmonn. Den komplementære fordelingen finnes for de fleste av lavartene, som i hovedsak har en type 3-fordeling. En rekke lågurtarter har på samme måte som lavartene en snevrere økologisk amplitude i dette materialet og kan plasseres i typene 6, 7 eller 8.

Ikke-parametriske korrelasjonsanalyser, Kendalls τ , ble utført mel-

lom miljøparametre og DCA-akseverdier. DCA-akse 1 var best korrelert med analyserutene næringsstatus bl a uttrykt som pH, og grad av åpenhet/trettetthet uttrykt som relaskopsom. DCA-akse 2 var også signifikant korrelert med relaskopsummen og total-nitrogen

Direkte gradientanalyser ble utført med partiell CCA, Canonical Corresponded Analysis. Resultatene viser stor grad av overenstemmelse med resultatene fra de indirekte gradientanalysene. Enkelte fysiske og kjemiske parametre forklarer mer enn 10% av variasjonsstrukturen i materialet. Av de viktigste strukturerende variabler kan nevnes pH (som forklarer 13,8%), Mn (11,9%), trettetthet (11,5%) og glødetap (10,4%).

I Børgefjell er det en tilnærmet log lineær sammenheng mellom antall arter og areal i intervallet fra 1/16 m² til 5 m², noe som gjør at artsdiversitetens arealavhengighet kan sammenlignes mellom ulike felter og analyseår ved hjelp av en enkel lineær modell med bare to parametre: én som gir uttrykk for forventet antall arter pr. smårute i feltet, og én som beskriver hvor hurtig artsantallet øker med økende areal.

For vurdering av hvorvidt de enkelte rutene tenderer til forflytting i en bestemt retning fra 1990 til 1995, ble variansanalyse benyttet. Variasjonen mellom årene var ikke signifikant med hensyn på akse 1, og bare svakt signifikant langs akse 2. Dette tolkes som at de viktigste strukturerende økologiske faktorene i hovedsak er bibeholdt gjennom 5-årsperioden. Først langs akse 3 skjer en signifikant forskyvning av artene. Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), småmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) har en framgang mens tilbakegang i hovedsak er registrert for kryptogamer som sprikelundmose (*Brachythecium reflexum*), lilundmose (*Brachythecium salebrosum*) og snøsyl (*Cladonia ecmocyna*).

Dette arbeidet fra Børgefjell viser artenes fordeling langs forskjellige komplekse gradienter i fuktighet, næring, lys, beiting etc. 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 på sikt også kunne bidra til å gi økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Spesielt de lavproduktive subalpine utformingene, i beltet mellom den boreale barskogen og de alpine utformingene, har en betydelig vertikalutbredelse. Det er derfor en nasjonal oppgave å følge utviklingen i disse unike og begrensede områdene i Europa.

7 Summary

This report deals with supplementary investigations and resampling of vegetation and soil from the terrestrial monitoring area in the Børgefjell National Park, Røyrvik municipality, Nord-Trøndelag county, Central Norway. The area is situated within the northern boreal birch forest, in the suboceanic section with superhumid climate. The dominant type of vegetation according to Fremstad & Elven (eds. 1991) is bilberry-alpine crowberry vegetation (A4c).

Ten analysis plots, each of 5 x 10 m, were established in the area a short distance from the monitoring site of the Norwegian Institute for Forest Research (NISK), for investigation of soil and soilwater. The plots were placed to intercept maximum floristic and ecological variation within the area. The locations of all trees and bushes on each analysis plot, and also in 2 m broad buffer zones around them, were fixed on a grid and plotted on a map.

Five sample plots were randomly selected within five of the analysis plots placed in 1990, while within the five new analysis plots, 5 sample plots of 1 m², were randomly selected. All sample plots were permanently marked and a list was drawn up of all the vascular plants and cryptogams within them. Altogether 80 species were found: 40 vascular plants, 18 mosses, 7 liverworts and 15 lichens. The most frequent species (sum of subplot frequencies in brackets) were: *Vaccinium myrtillus* (783), *Deschampsia flexuosa* (755), *Barbilophozia lycopodioides* (724), *Cornus suecica* (695), *Empetrum hermaphroditum* (583), *Dicranum scoparium* (547), *Pleurozium schreberi* (542), *Brachythecium reflexum* (481), *Vaccinium vitis-idaea* (378), *Gymnocarpium dryopteris* (343).

A set of physical and biotic parameters was measured. Humus samples were taken in relation to the mesoplots and analysed for a limited number of chemical parameters.

The material was processed numerically by using multivariate methods, to describe vegetation structure and to quantify the contribution of each of the structuring environmental variables. Indirect gradient analyses were performed using Detrended Correspondence Analysis (DCA) and Local Nonmetric Multidimensional Scaling (LNMDs). The two primary DCA axes showed gradient lengths of respectively 2.54 and 1.79 SD units. The eigenvalue of the first axis was 0.316, which make 20.2% of the total variation in the material. The next axes had eigenvalues of 0.168, 0.052 and 0.037. Taken together, the first four DCA axes accounts for 36.7% of the total variation in the material.

The ordination results show that most species can be placed in one of 8 distribution types. Most of the species were placed in *type 4*; they are common in the whole area, except on the lichen dominated ridge with shallow soil. A complementary distribution occurs for most of the lichens, mainly a *type 3* distribution. A number of herbs, in this material, shows like the lichens a more narrow ecological amplitude and can be placed in the *types 6, 7 or 8*.

Non-parametric correlation analyses, Kendall's τ , were performed between environmental parameters and DCA axis values. DCA axis 1 was highly correlated with the nutrient conditions of the sample plots, expressed by pH, and degree of tree density expressed by re-

lascope sum. DCA axis 2 was significantly correlated with canopy density and total-nitrogen.

Direct gradient analyses were performed by using partiell CCA, Canonical Correspondence Analysis. The results are in accordance with the results of the indirect gradient analyses. Some physical and chemical variables explain more than 10% of the structural variance. The most important variables were pH (explaining 13,8%), Mn (11,9%), tree density (11,5%), and loss on ignition (10,4%).

In Børgefjell, the data show an approximately log linear relation between the number of species and the sampling area within the interval from 1/16 m² to 5 m², which makes it possible to compare species diversity on different scales between different analysis plots and different years, by a simple linear model with only two parameters; one describing the expected number of species pr. subplot and one describing the speed of the increase of the number of species with increasing area.

Analysis of variance was performed to assess to what extent the sample plots tend to move in a specific direction from 1990 to 1995. The variation between the years was not significant along the primary complex gradient, and only weakly significant along axis 2. Thus, the most important structuring environmental variables are retained through the 5-year period. A significant displacement of the species is not recorded until the 3rd axis. *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum sylvaticum* and *Hylocomium splendens* show an increase while cryptogams like *Brachythecium reflexum*, *B. salebrosum* and *Cladonia ecmocyna* decline.

This investigation from Børgefjell demonstrates the species distribution along various complex gradients in moisture, nutrient conditions, light, grazing etc. The work is primarily designed to study the dynamics along these gradients related to changes in physical, biotic and above all chemical variables. It is hoped that the information will also contribute to an increased understanding of the most important structuring processes in areas of boreal birch forest. The unproductive subalpine birch forest types between boreal spruce forest and alpine vegetation types have a considerable vertical extent in Norway, due to its geographical position at the northern and western edge of the boreal zone. Hence, it is a national obligation to follow the vegetation development of the unique biotopes.

8 Litteratur

- Aune, B. 1993. Årstider og vekstsesong 1 : 7 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.7. Statens kartverk.
- 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*.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. - NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- 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. of Oslo, 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.
- 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.
- Dargie, T.C.D. 1984. On the integrated interpretation of indirect site ordination: a case study using semi-arid vegetation in southeastern Spain. *Vegetatio* 55: 37-55.
- Dimbleby, G.W. 1952a. The root sap of birch on a podsol - *Plant and Soil* 4: 141-153.
- Dimbleby, G.W. 1952b. Soil regeneration on the north-east Yorkshire moors. - *J. Ecol.* 40: 331-341.
- 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: 149-152.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.
- Eilertsen, O. & Framstad, E. 1995. Miljøovervåking på Tjeldbergodden og Terningvatn, jord- og vegetasjonsundersøkelser 1993-94. - NINA Oppdragsmelding 391: 1-38.
- Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- 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 nedveiling 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.
- 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.
- Frisvoll, A. A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. & Økland, R. H. 1995. Sjekklister over norske mosar. *Vitskapleg og norsk namneverk*. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Førland, E. 1993a. Årsnedbør 1 : 2 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.1. Statens kartverk.
- Gardiner, A.S. 1968. The reputation of birch for soil improvement. A literature review. - *Forestry Commission Research and development Paper* 67. HSMO London.
- 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.
- Jacobsen, L.B. 1994. Re-analyse av permanente prøveflater i overvåkingssområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. *Norsk Polarinstitutt. Rapport nr 87*.
- 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.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønnsberg, T. 1994. *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 three stand and soil fertility. - *Silva fenn.* 17: 403-418.

- 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. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. Utgåve ved Reidar Elven - Det norske samlaget, Oslo.
- Lyr, H., Hoffman, G. & Dohse, K. 1963. The influence of degrees of shading on dry matter production in young plants of some forest species, part I. - *Flora*, Jena 153: 291-311.
- 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. 18pp.
- 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.
- Norusis, M.J. 1990. SPSS/PC+ advanced statistics 4.0. - SPSS Inc., Chicago.
- Ogner, G., Opem, M., Remedios, G., Sjøtveit, G. & Sørli, B. 1991. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute. - NISK, Ås.
- Owen, D.B. 1962. Handbook of statistical tables. - Addison-Wesley, Reading, Mass.
- Parker, K.C. 1988. Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran desert. - *Vegetatio* 78:125-140.
- Pedersen, O. 1988. Biological data program/PC. Version 1.01. Brukerveiledning. - VegeDataConsult, Oslo.
- 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.
- Safford, L.O., Bjorkbom, J.C. & Zasada, J.C. 1990. Paper birch (*Betula papyrifera* Marsh.). I: Burns, R.M. (teknisk red.). Silvics of native and naturalised trees of the United States and Puerto Rico. - USDA Forest Service, Washington DC, Agric. Handb. 271.
- 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.
- 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.
- Westhoff, V. & Maarel, E. van der. 1978. The Braun-Blanquet approach. - I: Whittaker, R. H., red., Classification of plant communities, Junk, the Hague, s. 287-399.
- Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Valg av rutestørrelse og analysemetode - metode for de faste prøveflatene. NINA Oppdragsmelding 91: 8-12.
- 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 gran-skog i overvåkingsområdet 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. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. - *J. veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of beech forest in Vestfold, SE Norway. - *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- 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 Gultulia nasjonalpark. Rapport nr 6/93. - Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging, Ås.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 22: 1-349.

Vedlegg 1

Oversikt over artsforkortelser, vitenskapelige navn, norske artsnavn og synonymer som har vært hyppig benyttet i nyere tid.

Survey of species abbreviations, Norwegian names, scientific names, and commonly used synonyms.

	Betu pub	Fjellbjørk	<i>Betula pubescens</i> ssp. <i>czerepanovii</i>	
Juni com	Vanlig einer		<i>Juniperus communis</i> ssp. <i>communis</i>	
Sorb auc	Vanlig rogn		<i>Sorbus aucuparia</i> ssp. <i>aucuparia</i>	
Arct alp	Rypebær		<i>Arctostaphylos alpina</i>	
Call vul	Røsslyng		<i>Calluna vulgaris</i>	
Empe her	Fjellkrekling		<i>Empetrum nigrum</i> ssp. <i>hermaphroditicum</i>	
Vacc myr	Blåbær		<i>Vaccinium myrtillus</i>	
Vacc uli	Vanlig blokkebær		<i>Vaccinium uliginosum</i> ssp. <i>uliginosum</i>	
Vacc vit	Tyttebær		<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	
Cice alp	Turt		<i>Cicerbita alpina</i>	
Corn sue	Skrubbær		<i>Cornus suecica</i>	
Dact mac	Flekkmariehånd		<i>Dactylorhiza maculata</i> ssp. <i>maculata</i>	
Dryo exp	Sauetelg		<i>Dryopteris expansa</i>	
Epil ang	Geitrams		<i>Epilobium angustifolium</i>	
Equi syl	Skogsnelle		<i>Equisetum sylvaticum</i>	
Euph str	Kjerteløyentrøst		<i>Euphrasia stricta</i>	
Gera syl	Skogstorkenebb		<i>Geranium sylvaticum</i>	
Omal nor	Setergårurt		<i>Omalotheca norvegica</i>	<i>Gnaphalium norvegicum</i>
Gymn dry	Fugletelg		<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	
Hier syl	Skogsveve		<i>Hieracium sylvaticum</i> coll.	
Linn bor	Linnea		<i>Linnaea borealis</i>	
List cor	Småtvblad		<i>Listera cordata</i>	
Lycy ann	Stri kråkefot		<i>Lycopodium annotinum</i> ssp. <i>annotinum</i>	
Lycy cla	Myk kråkefot		<i>Lycopodium clavatum</i> ssp. <i>clavatum</i>	
Mela pra	Stormarimjelle		<i>Melampyrum pratense</i>	
Mela syl	Småmarimjelle		<i>Melampyrum sylvaticum</i>	
Poly ver	Kranskonvall		<i>Polygonatum verticillatum</i>	
Pote ere	Tepperot		<i>Potentilla erecta</i>	
Rubu cha	Molte		<i>Rubus chamaemorus</i>	
Rume ace	Vanlig engsyre		<i>Rumex acetosa</i> ssp. <i>acetosa</i>	
Soli vir	Gullris		<i>Solidago virgaurea</i>	
Trie eur	Skogstjerne		<i>Trientalis europaea</i>	
Viol pal	Myrfiol		<i>Viola palustris</i>	
Anth odo	Gulaks		<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	
Cala pur	Skogrørkvein		<i>Calamagrostis purpurea</i>	
Care can	Gråstarr		<i>Carex canescens</i>	
Care vag	Slirestarr		<i>Carex vaginata</i>	
Desc ces	Sølvbunke		<i>Deschampsia cespitosa</i> ssp. <i>cespitosa</i>	
Desc fle	Smyle		<i>Deschampsia flexuosa</i>	
Junc fil	Trådsiv		<i>Juncus filiformis</i>	
Luzu pil	Hårfrytle		<i>Luzula pilosa</i>	
Moli cae	Blåtopp		<i>Molinia caerulea</i>	
Atri und	Stortaggmose		<i>Atrichum undulatum</i>	
Brac ref	Sprikelundmose		<i>Brachythecium reflexum</i>	
Brac sal	Lilundmose		<i>Brachythecium salebrosum</i>	
Bryu sp	Vrangmose		<i>Bryum</i> sp.	
Call str	Grasmose		<i>Straminergon stramineum</i>	<i>Calliergon stramineum</i>
Dicr fus	Bergsigd		<i>Dicranum fuscescens</i>	

Dicr sco	Ribbesigd	Dicranum scoparium	
Hylo spl	Etasjemose	Hylocomium splendens	
Mniu spi	Strøtornemose	Mnium spinosum	
Plag sp	Jamnemose	Plagiothecium sp.	
Pleu sch	Furumose	Pleurozium schreberi	
Poly com	Storbjørnemose	Polytrichum commune	
Poly jun	Einerbjørnemose	Polytrichum juniperinum	
Poly lon	Brembinnemose	Polytrichastrum longisetum	Polytrichum longisetum
Ptil cri	Fjærmose	Ptilium crista-castrensis	
Rhod ros	Rosettmose	Rhodobryum roseum	
Rhyt squ	Engkransmose	Rhytidiadelphus squarrosus	
Sani unc	Klobleikmose	Sanionia uncinata	Drepanocladus uncinatus
Barb att	Piskskjeggmosse	Barbilophozia attenuata	
Barb flo	Lyngskjeggmosse	Barbilophozia floerkei	
Barb lyc	Gåsefotskjeggmosse	Barbilophozia lycopodioides	
Loph obt	Buttflik	Lophozia obtusa	
Loph ven	Grokornflik	Lophozia ventricosa	
Ptil cil	Bakkefrynse	Ptilidium ciliare	
Trit qui	Storhoggtann	Tritomaria quinquedentata	
Clad arb	Lys reinlav	Cladonia arbuscula	Cladina arbuscula
Clad bac	Morknelav	Cladonia bacilliformis	
Clad bel	Blomsterlav	Cladonia bellidiflora	
Clad car	Bleikbeger	Cladonia carneola	
Clad chl	Pulverbrunbeger	Cladonia chlorophaea	
Clad con	Stubbesyl	Cladonia coniocraea	
Clad cri	Traktlav	Cladonia crispata	
Clad dig	Fingerbeger	Cladonia digitata	
Clad ecm	Snøsyl	Cladonia ecmocyna	
Clad fur	Gaffellav	Cladonia furcata	
Clad gra	Syllav	Cladonia gracilis	
Clad ple	Pulverrødbeger	Cladonia pleurota	
Clad ran	Grå reinlav	Cladonia rangiferina	Cladina rangiferina
Clad sul	Fausklav	Cladonia sulphurina	
Clad unc	Pigglav	Cladonia uncialis	
Neph arc	Storvrenge	Nephroma arcticum	
Neph ble	Glattvrenge	Nephroma bellum	

Vedlegg 3

Miljøparametre målt i 50 analyseruter.

Environmental parameters measured in 50 sample plots.

Felt - Macro plot	B01	B01	B01	B01	B01	B02	B02	B02	B02	B02
Rute - Sample plot	B01	B02	B03	B04	B05	B06	B07	B08	B09	B10
LEMEN	12	2	0	0	0	0	9	2	3	0
Sme cm	25,5	14	18,5	13,5	26,5	20	11	5	19	21,5
Smi cm	5	2	10	5	7	12	1	1	1	2
Sma cm	38	29	20	40	40	40	25	35	40	43
Me Slo °	5,4	1,8	4,5	5,4	5,4	5,4	22,5	18	14,4	13,5
Me Asp °	18	198	166,5	63	76,5	288	252	252	243	243
Rin	0,639	0,728	0,746	0,649	0,660	0,721	0,881	0,852	0,839	0,832
CB %	3	0	60	0	10	1	0	0	0	25
CC %	60	70	90	80	80	70	60	60	60	90
CD %	50	60	70	60	80	80	60	60	80	70
RELBRED	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RELSMAL	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
ME Ter	-0,063	-0,063	-0,125	0,188	0,000	0,063	0,000	0,250	0,250	0,063
Me Une	0,556	1,029	0,696	1,014	0,791	0,242	0,935	0,829	0,750	0,556
N-VAS	9	7	7	7	9	12	11	10	10	8
N-BRY	9	8	7	7	10	6	7	8	7	10
N-LIC	0	5	1	2	3	1	5	5	4	7
N-TOT	18	20	15	16	22	19	23	23	21	25
N-BOT	9	13	8	9	13	7	12	13	11	17
GLTAP g/l	64,26	95,20	87,47	72,38	79,88	34,77	28,35	35,59	38,15	45,08
E3PH	3,99	3,77	3,92	3,87	3,89	4,08	4,18	4,15	4,02	4,03
E6PH	3,30	3,02	3,27	3,17	3,12	3,33	3,42	3,40	3,25	3,29
AL mmol/kg	47,00	46,39	35,90	54,01	44,72	53,50	49,91	57,40	52,97	63,25
AS µmol/kg										
B µmol/kg	161	148	216	196						
BA µmol/kg	263	410	545	346	397	248	261	314	333	354
CA mmol/kg	74,9	87,9	113,1	73,3	81,1	44,7	42,8	65,0	43,2	65,1
CO µmol/kg										
CR µmol/kg	48	37	48	45	40	51	64	51	45	59
CU µmol/kg	126	149	154	123	151	70	109	104	83	106
FE mmol/kg	12,38	16,54	16,56	16,20	14,36	12,26	12,49	15,26	12,10	14,77
K mmol/kg	25,4	27,2	29,5	31,9	26,4	23,7	21,1	22,1	24,4	28,8
LI µmol/kg										
MG mmol/kg	32,6	58,4	54,1	44,1	45,5	17,3	16,8	22,4	18,5	26,0
MN mmol/kg	1,49	0,69	0,86	0,70	0,46	2,25	3,77	2,81	1,76	3,13
MO µmol/kg										
N mmol/kg	953	1364	1309	1148	1209	463	390	549	574	620
NA mmol/kg	5,39	10,18	9,63	6,81	8,15	3,58	3,84	4,37	3,45	4,39
NI µmol/kg	47	70	77	74	67	51	49	48	38	72
P mmol/kg	25,9	31,5	31,5	32,8	28,7	16,5	16,0	19,6	16,5	22,1
PB µmol/kg	100	120	107	97	98	40	42	65	44	79
S mmol/kg	43,31	78,72	70,33	58,03	65,15	22,83	20,96	27,00	24,10	32,80
SC µmol/kg										
SE µmol/kg										
SR µmol/kg	242	426	476	324	344	131	132	171	182	236
TI µmol/kg	5041	2187	5890	4769	3980	7625	6309	6675	6668	8269
V µmol/kg	88	47	102	84	68	87	75	75	74	109
Y µmol/kg		12				11	13	13	13	14
ZN µmol/kg	731	488	694	687	428	446	429	558	543	715
E1H mmol/kg	66,9	126,4	82,3	85,7	96,2	45,3	33,0	39,6	45,6	51,1
E1AL mmol/kg	1,78	5,15	1,44	3,26	2,92	0,96	0,75	1,10	1,73	1,24
E1B µmol/kg						71	55			
E1BA µmol/kg	235	361	474	280	346	196	185	245	286	250
E1C mmol/kg	379	407	389	394	378	278	232	270	238	282
E1CA mmol/kg	77,57	83,45	105,07	66,42	78,69	36,13	31,60	51,48	36,36	47,36
E1FE mmol/kg	0,08	0,21	0,11	0,14	0,14	0,08	0,05	0,08	0,09	0,07
E1K mmol/kg	22,39	24,39	25,83	23,90	22,45	14,69	11,96	13,80	14,79	14,95
E1MG mmol/kg	32,40	55,12	50,53	39,80	43,62	13,17	12,31	17,49	15,94	19,05
E1MN mmol/kg	1,45	0,58	0,71	0,54	0,37	2,20	3,33	2,40	1,65	2,37
E1NA mmol/kg	5,23	9,81	8,79	5,84	7,44	2,69	2,59	3,27	2,52	3,05
E1P mmol/kg	6,29	6,72	6,08	7,77	5,69	4,07	3,15	4,29	4,46	4,83
E1S mmol/kg	3,22	3,01	3,17	2,69	2,95	2,12	1,71	1,92	1,74	2,14
E1SI µmol/kg	305	95	151	119	140	163	154	185	221	131
E1SR µmol/kg	249	407	449	297	333	100	95	132	166	168
E1ZN µmol/kg	638	387	530	543	332	413	335	458	486	547
E1KAP mmol(+)/kg	317,3	438,9	429,5	328,9	371,4	165,7	142,0	199,4	170,8	206,6
E1BASEM %	78,0	70,9	80,5	73,6	73,9	70,0	72,1	77,7	71,4	73,0

Felt - Macro plot		B03	B03	B03	B03	B03	B04	B04	B04	B04	B04
Rute - Sample plot		B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19	B20
LEMEN		7	11	4	0	3	10	1	10	0	0
Sme	cm	20,5	20	18	28,5	6	20	27,5	23	20	17,5
Smi	cm	7	2	8	5	2	2	5	15	3	3
Sma	cm	27	47	35	42	22	55	39	27	30	36
Me Slo	°	3,6	10,8	9	0	3,6	10,8	9	9	9	1,8
Me Asp	°	261	225	243	0	320,4	297	333	342	18	288
Rin		0,735	0,823	0,794	0,707	0,691	0,714	0,644	0,629	0,591	0,712
CB	%	5	0	0	0	0	25	1	0	0	10
CC	%	60	60	70	80	70	60	70	40	60	90
CD	%	90	80	80	60	70	50	95	60	80	50
RELBRED		0	7	5	3	2	5	3	3	4	5
RELSMAL		5	9	8	5	6	7	7	7	6	7
ME Ter		-0,250	0,000	-0,063	-0,063	0,063	0,375	-0,063	0,250	-0,188	0,063
Me Une		1,031	0,866	0,428	0,966	1,345	1,364	0,658	0,433	1,014	0,747
N-VAS		14	9	10	11	11	12	12	13	11	12
N-BRY		10	9	9	9	11	10	10	7	10	9
N-LIC		2	4	1	2	1	3	1	1	1	0
N-TOT		26	22	20	22	23	25	23	21	22	21
N-BOT		12	13	10	11	12	13	11	8	11	9
GLTAP	g/l	45,77	76,22	66,20	67,41	51,58	32,73	24,92	44,87	54,23	21,50
E3PH		4,06	4,07	3,99	4,01	4,10	4,21	4,27	4,32	4,02	4,40
E6PH		3,35	3,31	3,27	3,26	3,38	3,50	3,57	3,63	3,31	3,71
AL	mmol/kg	58,50	36,17	51,49	47,39	68,26	66,27	62,55	64,56	53,05	54,21
AS	µmol/kg			91		101				79	
B	µmol/kg	131	311	219	182				160	176	
BA	µmol/kg	282	393	288	286	328	265	190	407	391	193
CA	mmol/kg	70,4	90,3	83,2	76,6	79,8	50,7	44,2	76,6	68,3	48,1
CO	µmol/kg										
CR	µmol/kg	54	43	71	61	73	59	63	67	56	45
CU	µmol/kg	104	142	151	100	90	67	67	137	132	50
FE	mmol/kg	13,59	9,91	15,97	11,36	17,00	21,26	12,86	18,48	13,51	10,57
K	mmol/kg	30,3	30,7	31,1	29,8	28,8	29,3	23,9	37,0	37,5	23,6
LI	µmol/kg						250				180
MG	mmol/kg	29,2	38,8	35,9	31,6	31,5	22,8	16,6	33,6	31,4	14,8
MN	mmol/kg	1,54	1,80	1,34	1,37	1,76	2,26	1,74	6,04	2,36	2,21
MO	µmol/kg										
N	mmol/kg	637	1095	935	954	801	493	374	713	941	378
NA	mmol/kg	5,27	8,05	5,61	6,30	5,42	5,05	3,33	7,36	6,86	3,11
NI	µmol/kg	48	83	73	58	42	35	22	57	60	27
P	mmol/kg	24,4	30,0	27,4	29,7	26,2	20,4	12,4	28,6	32,2	11,9
PB	µmol/kg	61	82	68	50	63	22		40	66	15
S	mmol/kg	34,27	51,91	44,19	42,57	37,65	23,63	14,84	35,03	41,71	14,91
SC	µmol/kg										
SE	µmol/kg										
SR	µmol/kg	229	364	302	268	251	144	124	193	235	117
TI	µmol/kg	7948	4244	8434	6148	7869	8932	9857	8199	5850	8908
V	µmol/kg	92	69	114	75	89	93	87	107	86	69
Y	µmol/kg	16		12	12	14	23	28	15	12	25
ZN	µmol/kg	819	1303	725	970	597	555	367	772	1027	344
E1H	mmol/kg	50,5	76,7	73,6	71,2	45,1	31,0	21,9	41,2	63,6	17,2
E1AL	mmol/kg	1,01	1,00	1,38	1,31	1,10	0,81	0,54	0,98	1,33	0,34
E1B	µmol/kg										
E1BA	µmol/kg	195	322	229	241	266	183	134	322	302	140
E1C	mmol/kg	298	386	378	381	305	270	200	404	420	189
E1CA	mmol/kg	50,76	81,25	70,36	68,23	67,00	33,97	24,67	62,14	56,27	35,70
E1FE	mmol/kg	0,07	0,04	0,11	0,07	0,07	0,13	0,06	0,11	0,12	0,03
E1K	mmol/kg	18,40	25,36	24,34	24,05	16,60	16,76	12,63	25,35	28,75	11,43
E1MG	mmol/kg	22,59	34,04	30,07	28,46	25,11	15,75	11,76	26,29	24,89	11,47
E1MN	mmol/kg	1,18	1,60	1,12	1,32	1,62	1,97	1,64	5,16	2,03	2,34
E1NA	mmol/kg	4,01	7,19	4,91	5,70	4,58	4,07	2,45	6,57	5,74	2,15
E1P	mmol/kg	5,75	7,22	7,35	7,58	5,65	4,87	3,39	7,47	7,81	2,96
E1S	mmol/kg	2,21	3,05	2,82	2,93	2,20	2,46	1,64	3,59	3,77	1,51
E1SI	µmol/kg	128	79	124	117	164	193	165	258	180	171
E1SR	µmol/kg	164	323	253	235	216	98	73	147	192	70
E1ZN	µmol/kg	629	990	591	825	471	434	305	564	779	277
E1KAP	mmol(+)/kg	221,9	343,1	305,9	297,0	253,7	155,2	113,2	260,3	264,4	129,8
E1BASEM	%	76,2	76,7	75,2	75,1	80,9	77,5	77,7	80,2	74,4	83,2

Felt - Macro plot	B05	B05	B05	B05	B05	B06	B06	B06	B06	B06
Rute - Sample plot	B21	B22	B23	B24	B25	B26	B27	B28	B29	B30
LEMEN	0	4	0	3	4	0	0	0	0	0
Sme cm	31,5	11	14,5	11	5	30	24,5	11	24	44
Smi cm	6	2	1	5	1	7	5	2	2	16
Sma cm	45	48	20	32	55	43	40	35	45	83
Me Slo °	0	1,8	4,5	9	3,6	7,2	3,6	1,8	2,7	7,2
Me Asp °	0	162	153	162	162	270	234	117	270	261
Rin	0,707	0,722	0,737	0,777	0,736	0,750	0,747	0,706	0,724	0,761
CB %	0	0	40	0	15	5	0	2	0	0
CC %	90	50	50	40	70	80	80	95	90	95
CD %	30	90	70	70	60	40	50	50	50	30
RELBRED	2	0	0	0	0	2	2	3	4	6
RELSMAL	2	0	0	0	0	7	9	10	6	7
ME Ter	-0,188	0,000	0,438	-0,125	-0,125	0,063	0,125	-0,438	0,000	-0,250
Me Une	0,808	1,118	0,788	1,269	1,317	0,428	0,992	1,059	1,369	1,146
N-VAS	10	9	9	9	14	9	10	13	16	14
N-BRY	6	4	7	7	8	3	6	7	9	9
N-LIC	4	3	1	3	5	0	0	0	0	0
N-TOT	20	16	17	19	27	12	16	20	25	23
N-BOT	10	7	8	10	13	3	6	7	9	9
GLTAP g/l	69,37	85,41	59,65	76,40	85,31	93,75	89,25	69,70	58,52	88,39
E3PH	3,90	3,92	4,09	3,89	4,01	3,97	4,21	4,44	4,43	3,97
E6PH	3,17	3,18	3,40	3,11	3,27	3,10	3,37	3,72	3,67	3,18
AL mmol/kg	65,86	63,63	70,01	63,07	61,19	73,98	167,18	112,36	99,66	59,01
AS µmol/kg							98	117	93	90
B µmol/kg	265		169	128	156					
BA µmol/kg	301	389	307	307	375	380	356	306	333	381
CA mmol/kg	69,7	86,6	74,7	64,3	72,6	82,1	71,3	88,8	90,5	89,7
CO µmol/kg						29	32	29	26	
CR µmol/kg	48	50	67	48	29	35	55	53	55	
CU µmol/kg	144	167	137	152	173	191	195	151	110	145
FE mmol/kg	15,75	23,32	15,35	15,92	20,94	19,70	47,28	50,97	46,20	30,79
K mmol/kg	33,5	37,5	36,6	34,0	33,8	20,1	25,6	32,7	27,5	24,0
LI µmol/kg										
MG mmol/kg	43,6	48,5	42,0	44,6	52,1	43,9	32,9	39,9	39,1	41,5
MN mmol/kg	0,97	1,37	3,22	1,16	1,29	0,41	0,79	0,84	1,10	0,57
MO µmol/kg						21		18		24
N mmol/kg	1035	1223	988	1078	1332	1840	1882	1455	1312	1899
NA mmol/kg	6,85	8,39	7,36	7,09	8,66	11,86	10,52	10,58	8,73	12,75
NI µmol/kg	51	82	71	74	68	88	63	59	54	66
P mmol/kg	30,2	34,4	32,8	31,9	40,6	36,8	48,4	43,0	31,8	39,5
PB µmol/kg	109	84	93	101	128	55	21	51	53	67
S mmol/kg	52,59	63,72	45,31	55,45	69,78	89,81	95,50	71,97	53,76	97,66
SC µmol/kg							58	43	34	
SE µmol/kg							288	230	179	
SR µmol/kg	293	325	318	314	366	401	319	349	351	423
TI µmol/kg	5216	5736	7153	6411	3955	2370	5661	8687	10301	3346
V µmol/kg	82	70	99	90	68	48	75	108	105	59
Y µmol/kg			16		8	47	127	87	76	66
ZN µmol/kg	588	725	1072	759	824	587	518	477	447	449
E1H mmol/kg	88,3	95,9	58,9	100,4	84,5	116,0	106,8	38,9	39,2	93,6
E1AL mmol/kg	3,73	4,09	1,47	3,94	4,69	8,95	20,22	4,06	4,29	5,32
E1B µmol/kg										
E1BA µmol/kg	245	317	248	246	327	339	322	219	248	347
E1C mmol/kg	405	399	412	394	448	392	477	465	372	421
E1CA mmol/kg	60,66	82,45	63,19	56,63	71,57	80,64	72,79	78,43	79,19	87,11
E1FE mmol/kg	0,13	0,14	0,08	0,15	0,19	0,23	0,62	0,29	0,27	0,36
E1K mmol/kg	26,06	26,47	26,62	24,18	26,49	17,58	20,79	22,27	15,55	20,26
E1MG mmol/kg	38,37	43,49	38,03	40,13	50,77	42,83	31,76	33,88	31,34	40,55
E1MN mmol/kg	0,75	1,16	2,84	0,95	1,19	0,35	0,79	0,59	0,81	0,52
E1NA mmol/kg	6,06	8,00	6,66	6,32	8,41	11,87	10,42	9,77	7,94	12,58
E1P mmol/kg	7,79	9,19	9,07	8,89	11,57	6,91	4,91	4,20	2,82	6,81
E1S mmol/kg	3,12	3,35	3,09	2,86	3,35	3,30	4,25	4,28	3,03	3,52
E1SI µmol/kg	161	151	254	182	205	301	447	566	484	225
E1SR µmol/kg	256	304	261	282	364	394	326	306	307	416
E1ZN µmol/kg	484	622	900	655	707	478	471	319	295	372
E1KAP mmol(+)/kg	320,0	384,5	300,3	326,3	366,4	393,1	348,7	296,7	285,4	382,8
E1BASEM %	71,9	74,5	78,5	68,7	76,3	70,3	68,9	86,5	85,7	75,3

Felt - Macro plot	B07	B07	B07	B07	B07	B08	B08	B08	B08	B08
Rute - Sample plot	B31	B32	B33	B34	B35	B36	B37	B38	B39	B40
LEMEN	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0
Sme cm	24,5	17,5	20	20	30	13,5	12,5	3,5	16,5	9
Smi cm	1	1	1	1	1	1	2	0	1	0
Sma cm	31	32	40	40	42	38	26	30	27	28
Me Slo °	20,7	18	0	1,8	9	13,5	10,8	14,4	10,8	19,8
Me Asp °	270	306	0	225	171	306	306	324	301,5	315
Rin	0,823	0,684	0,707	0,728	0,788	0,689	0,693	0,631	0,704	0,641
CB %	0	0	0	0	0	5		1	5	0
CC %	60	70	40	40	80	90	40	90	80	90
CD %	70	80	70	60	90	40	90	40	40	40
RELBRED	5	5	3	4	4	2	2	0	0	5
RELSMAL	5	5	5	4	4	5	4	3	3	9
ME Ter	0,000	-0,063	0,063	-0,125	0,000	0,000	0,000	0,125	-0,125	-0,063
Me Une	0,707	0,658	1,391	0,781	0,935	1,225	0,000	0,599	0,696	1,144
N-VAS	7	7	7	7	9	7	9	8	10	15
N-BRY	8	6	10	6	7	8	7	6	9	10
N-LIC	8	5	10	12	7	0	0	0	0	1
N-TOT	23	18	27	25	23	15	16	14	19	26
N-BOT	16	11	20	18	14	8	7	6	9	11
GLTAP g/l	75,35	88,51	58,78	51,16	81,88	36,25	33,14	49,50	49,45	35,16
E3PH	3,83	3,91	4,10	4,19	3,96	4,56	4,74	4,30	4,14	4,36
E6PH	2,99	3,07	3,25	3,35	3,11	3,94	4,04	3,63	3,50	3,76
AL mmol/kg	39,83	29,98	61,44	92,72	40,23	65,58	68,46	51,27	50,59	90,02
AS µmol/kg								85		
B µmol/kg		136							129	316
BA µmol/kg	371	452	431	349	369	284	317	320	311	316
CA mmol/kg	80,6	86,5	58,7	70,7	77,1	52,0	56,1	60,7	63,6	65,3
CO µmol/kg				23						
CR µmol/kg	27		55	82	30	63	51	68	40	66
CU µmol/kg	221	111	103	108	122	107	134	121	127	89
FE mmol/kg	20,81	13,92	24,06	61,51	16,32	19,44	18,57	13,73	13,13	22,79
K mmol/kg	25,8	29,9	25,5	27,6	27,3	32,5	34,5	34,4	35,6	33,2
LI µmol/kg				201		199	196			203
MG mmol/kg	31,0	31,8	30,5	40,7	36,7	26,2	29,0	29,9	31,3	34,5
MN mmol/kg	0,50	0,70	1,44	2,59	0,91	12,83	11,28	10,58	5,56	8,38
MO µmol/kg			140							
N mmol/kg	869	965	729	680	981	789	657	851	824	703
NA mmol/kg	7,78	9,11	7,06	6,15	10,60	4,93	5,10	5,86	5,54	5,47
NI µmol/kg	68	58	47	75	80	51	42	82	63	42
P mmol/kg	19,5	22,3	18,3	17,2	20,9	27,0	27,2	33,9	33,2	28,5
PB µmol/kg	87	97	108	79	122	78	63	83	87	61
S mmol/kg	46,37	53,08	35,28	33,19	50,00	30,32	29,68	38,87	39,79	32,31
SC µmol/kg										
SE µmol/kg				305						
SR µmol/kg	266	249	179	174	211	148	168	185	192	199
TI µmol/kg	6094	3411	6059	13104	3351	9777	8862	7190	7411	12790
V µmol/kg	91	42	71	173	62	93	92	80	80	137
Y µmol/kg	8		12	22		18	16	12	12	17
ZN µmol/kg	845	818	456	502	726	703	835	1272	956	797
E1H mmol/kg	117,0	111,8	66,5	48,8	104,6	22,1	22,5	40,1	46,3	28,3
E1AL mmol/kg	4,33	2,28	4,43	4,72	3,60	0,45	0,45	0,82	0,97	0,82
E1B µmol/kg										
E1BA µmol/kg	329	397	345	254	322	183	218	225	216	201
E1C mmol/kg	371	453	334	247	409	403	376	452	411	419
E1CA mmol/kg	77,41	82,69	50,35	53,16	73,60	37,15	42,78	49,75	52,34	39,02
E1FE mmol/kg	0,34	0,17	0,20	0,24	0,22	0,07	0,05	0,06	0,06	0,07
E1K mmol/kg	18,90	23,96	15,32	11,17	22,12	19,58	22,73	22,69	23,89	20,79
E1MG mmol/kg	28,58	29,64	21,85	17,84	34,47	18,88	20,81	24,62	25,08	20,81
E1MN mmol/kg	0,35	0,56	1,19	1,98	0,72	8,29	8,63	8,26	4,77	6,50
E1NA mmol/kg	7,54	8,83	6,52	4,98	10,47	3,91	4,13	4,77	4,48	3,98
E1P mmol/kg	3,70	4,09	3,11	1,94	4,03	6,03	6,37	8,08	8,29	6,78
E1S mmol/kg	2,52	3,15	2,37	1,94	2,97	2,90	2,80	3,32	3,37	2,96
E1SI µmol/kg	95	91	121	156	198	472	471	381	280	322
E1SR µmol/kg	254	239	147	120	198	98	115	146	155	114
E1ZN µmol/kg	702	695	367	347	627	494	513	934	707	527
E1KAP mmol(+)/kg	356,1	370,4	235,1	210,9	354,8	174,2	193,8	232,8	239,1	185,8
E1BASEM %	66,9	69,5	70,7	75,0	70,1	77,8	79,5	75,7	76,6	77,7

Felt - Macro plot	B09	B09	B09	B09	B09	B10	B10	B10	B10	B10
Rute - Sample plot	B41	B42	B43	B44	B45	B46	B47	B48	B49	B50
LEMEN	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0
Sme cm	8,5	16	16	8,5	9,5	27	22	23,5	12,5	26
Smi cm	3	1	3	1	2	15	10	1	0	10
Sma cm	20	28	27	29	35	37	28	38	30	40
Me Slo °	19,8	18	13,5	12,6	18	9	3,6	18	18	22,5
Me Asp °	306	261	247,5	234	216	189	175,5	162	207	198
Rin	0,681	0,832	0,826	0,834	0,890	0,803	0,743	0,839	0,891	0,921
CB %	2	0	0	0	0	0	0	0	1	3
CC %	80	90	90	80	90	70	70	60	90	90
CD %	70	20	60	40	30	70	80	50	25	10
RELBRED	5	6	10	9	7	4	4	2	3	2
RELSMAL	12	13	16	13	15	8	7	6	7	3
ME Ter	0,063	0,063	0,063	0,000	-0,563	-0,063	-0,063	-0,188	0,000	0,000
Me Une	0,747	0,242	0,428	0,000	1,116	0,242	0,556	0,390	0,000	0,000
N-VAS	16	21	16	16	16	14	11	13	11	14
N-BRY	15	9	10	11	8	7	7	7	8	4
N-LIC	1	0	3	0	2	2	2	2	2	1
N-TOT	32	30	29	27	26	23	20	22	21	19
N-BOT	16	9	13	11	10	9	9	9	10	5
GLTAP g/l	16,35	12,22	10,92	9,43	12,66	32,58	57,91	32,07	42,88	20,97
E3PH	4,75	4,89	5,01	5,05	4,89	4,21	4,08	4,28	4,19	4,49
E6PH	3,21	4,36	4,48	4,56	4,36	3,46	3,33	3,52	3,48	3,84
AL mmol/kg	74,12	56,73	45,87	44,24	49,66	49,64	42,42	44,16	37,92	76,58
AS µmol/kg										
B µmol/kg	155		135			143				
BA µmol/kg	321	198	220	235	258	223	338	270	374	350
CA mmol/kg	43,9	28,1	29,2	27,8	29,6	33,8	61,9	47,4	62,5	48,0
CO µmol/kg										
CR µmol/kg	48	36	26		31	36	27	32		48
CU µmol/kg	69	39	44	34	39	48	97	71	137	85
FE mmol/kg	16,56	11,02	8,30	8,35	10,54	11,82	10,35	10,27	10,57	31,55
K mmol/kg	27,6	22,1	18,3	18,8	18,5	21,0	27,3	23,4	28,3	26,9
LI µmol/kg	221	185					193	186		219
MG mmol/kg	20,2	13,2	13,0	10,4	12,6	14,7	27,5	16,5	26,4	20,9
MN mmol/kg	16,01	11,76	19,05	15,65	19,85	3,68	4,50	2,77	3,76	7,47
MO µmol/kg										
N mmol/kg	302	235	257	218	221	449	896	492	772	342
NA mmol/kg	3,72	2,36	2,06	2,00	2,00	3,20	5,35	3,56	4,88	2,94
NI µmol/kg	54		35	35	26	31	62	55	57	46
P mmol/kg	14,8	8,4	9,7	7,6	9,0	13,2	22,5	13,8	23,6	13,2
PB µmol/kg	25	15	25	19	30	34	43	29	73	37
S mmol/kg	15,51	7,97	9,83	7,93	9,82	18,48	39,83	21,70	37,06	17,58
SC µmol/kg										
SE µmol/kg										
SR µmol/kg	127	80	82	76	87	107	225	151	203	147
TI µmol/kg	10078	8429	6585	7011	8147	9222	7718	8531	5321	12278
V µmol/kg	86	76	46	47	73	100	85	101	77	169
Y µmol/kg	26	21	19	20	19	11		12		17
ZN µmol/kg	526	342	577	374	434	416	702	428	884	390
E1H mmol/kg	10,4	6,6	7,1	4,7	6,9	30,8	60,5	28,8	42,6	15,7
E1AL mmol/kg	0,21	0,14	0,13	0,09	0,23	0,73	1,23	0,58	0,67	0,53
E1B µmol/kg			63							
E1BA µmol/kg	143	95	143	96	118	170	310	221	303	255
E1C mmol/kg	221	172	196	148	183	276	414	266	397	244
E1CA mmol/kg	20,11	14,55	19,88	13,79	17,78	27,31	61,39	42,97	54,94	31,92
E1FE mmol/kg	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,07	0,07	0,04	0,05	0,10
E1K mmol/kg	11,68	9,88	9,33	7,27	8,67	10,77	19,09	14,23	18,14	10,47
E1MG mmol/kg	9,76	8,58	9,37	6,58	7,86	11,72	27,06	14,26	21,74	11,84
E1MN mmol/kg	7,07	5,43	7,66	5,07	6,56	3,54	4,86	2,59	3,26	5,27
E1NA mmol/kg	2,03	1,22	1,11	0,90	1,06	2,44	5,10	3,09	4,33	1,87
E1P mmol/kg	2,65	1,92	2,38	1,77	2,07	3,18	5,73	3,16	4,96	2,16
E1S mmol/kg	1,47	1,28	1,43	1,03	1,31	1,79	2,74	1,64	2,69	1,74
E1SI µmol/kg	308	334	395	301	295	177	140	136	211	172
E1SR µmol/kg	53	37	54	36	51	83	227	131	177	87
E1ZN µmol/kg	281	219	365	198	293	378	625	347	631	245
E1KAP mmol(+)/kg	97,9	74,9	91,4	63,8	81,0	129,1	271,3	165,7	224,9	126,1
E1BASEM %	75,0	76,6	75,5	76,7	75,3	70,7	74,1	79,5	78,2	79,2

Vedlegg 4

Artenes smårutefrekvens (1990 og 1995) i 55 analyseruter á 1/4m².

Species frequency (1990 and 1995) in 50 sample plots of 1/4 m².

Rute - Sample plot År - Year	B01		B02		B03		B04		B05		B06		B07		B08		B09		B010	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Betu pub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Juni com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sorb auc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Call vul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empe her	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc myr	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc uli	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Vacc vit	4	3	2	4	3	4	3	4	0	3	4	4	4	4	4	4	1	4	0	0
Corn sue	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gymn dry	0	0	1	2	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	2	3	2	1	0	0
Hier syl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linn bor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
List cor	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycu ann	4	4	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Mela pra	4	3	4	1	0	3	3	1	1	2	4	3	2	4	4	4	2	3	2	2
Mela syl	1	0	0	2	0	0	0	2	0	1	0	1	2	1	2	2	4	4	0	0
Soli vir	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trie eur	0	0	1	2	0	0	0	0	2	0	4	2	0	0	2	3	0	0	0	0
Desc fie	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Luzu pil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moli cae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brac ref	1	0	4	3	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	0	0
Brac sal	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	3	0	1	0	2	1	0	0
Call str	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr fus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dicr sco	1	1	0	0	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2	4	4	4	4
Hylo spl	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0
Mniu spi	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plag sp	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleu sch	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	3	3	4	4	0	2	4	4	4	4
Poly com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhod ros	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Sani unc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barb flo	0	1	0	2	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Barb lyc	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Loph obt	0	2	4	3	4	2	1	3	0	0	4	1	4	1	4	2	3	2	0	0
Loph ven	0	1	0	0	0	2	2	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Ptil cil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trit qui	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad arb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Clad chl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Clad cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad ecm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad fur	0	0	1	0	0	0	0	0	3	3	0	0	2	1	0	0	3	1	2	3
Clad ran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1
NMe	15	14	16	17	12	13	14	15	13	18	16	16	14	14	16	18	16	19	12	11
NMi	11,3	10,0	11,8	12,8	10,3	10,5	10,8	11,3	10,3	12,8	13,5	11,3	12,3	11,0	12,3	13,0	13,3	13,5	9,3	8,8

Rute - Sample plot År - Year	B041		B042		B043		B044		B045		B046		B047		B048		B049		B050	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Betu pub	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juni com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sorb auc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Call vul	0	0	0	0	2	2	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	3	4	0	1
Empe her	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc myr	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc uli	0	0	4	4	4	4	0	0	0	0	4	4	4	4	4	4	4	4	2	1
Vacc vit	0	0	0	0	0	0	2	2	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corn sue	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gymn dry	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hier syl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linn bor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
List cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycor ann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mela pra	4	3	2	1	0	1	0	0	0	2	0	1	1	0	4	1	0	0	1	0
Mela syl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soli vir	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Trie eur	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Desc fle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Luzu pil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moli cae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brac ref	0	2	3	3	0	2	0	0	1	2	3	1	1	2	0	1	0	1	0	0
Brac sal	0	0	4	1	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	2	1	0	0	0	0
Call str	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr fus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr sco	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Hylo spl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mniu spi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plag sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleu sch	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Poly com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhod ros	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sani unc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barb flo	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	1	4	3	4	4	4	4	4	4
Barb lyc	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Loph obt	0	1	0	1	0	4	0	0	0	2	4	3	0	0	0	0	0	0	0	1
Loph ven	4	1	0	1	0	1	0	0	4	1	1	0	0	0	0	3	0	1	0	2
Ptil cil	0	0	0	0	1	3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trit qui	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad arb	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	3	0	0
Clad bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bel	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
Clad car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Clad chl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Clad cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad ecm	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Clad fur	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	3	0	0	0	2	0	0	0	0
Clad ran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
NMe	10	14	12	14	14	18	10	10	13	15	15	14	11	10	12	15	17	14	10	12
NMi	10,0	10,8	11,3	10,5	11,5	13,8	8,8	9,0	11,3	11,8	12,3	10,5	9,5	9,3	10,8	11,5	12,8	11,8	8,8	9,3

Rute - Sample plot År - Year	B051		B052		B053		B054		B055		B061		B062		B063		B064		B065	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Betu pub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juni com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sorb auc	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Call vul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empe her	4	4	4	4	2	4	4	4	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	1	3
Vacc myr	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc uli	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0
Vacc vit	0	2	0	0	0	2	4	4	4	4	4	3	4	4	3	4	4	4	0	4
Corn sue	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gymn dry	4	3	0	0	4	4	4	4	2	4	4	3	0	3	3	4	4	4	4	4
Hier syl	0	0	0	0	4	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linn bor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
List cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycos ann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Mela pra	4	3	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2	4	3	4	3	3	4
Mela syl	0	0	0	0	4	3	0	2	0	0	3	2	0	2	1	2	3	2	0	2
Soli vir	0	0	1	1	4	3	0	1	1	1	2	2	0	0	1	1	0	0	4	4
Trie eur	4	0	4	4	0	4	2	4	3	3	4	4	4	1	3	3	1	0	3	0
Desc fle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Luzu pil	0	0	0	0	4	4	3	1	3	3	2	2	3	2	0	0	4	4	0	0
Moli cae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brac ref	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	3	4	1
Brac sal	4	0	4	0	0	0	2	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Call str	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr fus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr sco	0	2	4	4	4	4	0	2	4	4	4	3	4	3	4	1	1	1	4	1
Hylo spl	0	0	0	1	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4	0	0
Mniu spi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plag sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleu sch	4	4	4	4	4	4	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Poly com	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhod ros	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Sani unc	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barb flo	4	3	4	4	4	4	4	3	4	0	4	1	4	0	4	0	4	0	4	0
Barb lyc	4	4	4	0	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4
Loph obt	4	4	4	0	0	4	4	4	0	1	4	2	0	1	0	3	0	1	0	3
Loph ven	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1
Ptil cil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trit qui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Clad arb	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad chl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad ecm	0	0	1	2	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad fur	0	0	1	1	4	4	2	0	4	3	0	0	1	1	0	1	3	3	4	3
Clad ran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NMe	15	15	18	17	19	21	17	18	18	17	18	17	16	17	16	20	18	17	14	18
NMi	14,0	12,0	15,3	12,8	16,5	18,5	15,0	15,0	14,3	13,5	16,8	13,5	14,3	11,8	13,8	14,5	15,8	13,5	12,8	13,3

Rute - Sample plot År - Year	B066		B067		B068		B069		B070		B081		B082		B083		B084		B085	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Betu pub	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juni com	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Sorb auc	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Call vul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empe her	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4
Vacc myr	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc uli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4	3	2	2	0	0
Vacc vit	3	4	3	4	4	4	3	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Corn sue	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	0	4	4	4	4	
Gymn dry	4	4	4	4	2	3	4	4	3	4	1	4	4	4	3	1	0	1	1	
Hier syl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Linn bor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
List cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lycy ann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Mela pra	4	3	2	3	3	0	4	1	4	2	4	2	3	1	4	2	4	1	4	
Mela syl	0	2	0	2	0	0	0	1	0	4	2	0	1	0	2	0	1	2	1	
Soli vir	4	3	0	0	0	2	0	1	1	3	1	0	4	4	1	1	2	1	2	
Trie eur	2	2	0	4	0	1	3	4	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Desc fle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
Luzu pil	4	4	3	0	0	0	4	4	0	0	0	0	2	2	0	3	0	0	2	
Moli cae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Brac ref	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	1	4	1	4	0	0	0	
Brac sal	4	0	1	3	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Call str	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dicr fus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dicr sco	0	2	4	1	4	4	2	4	0	3	4	4	4	4	2	4	4	4	4	
Hylo spl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	
Mniu spi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Plag sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pleu sch	4	4	4	4	4	4	0	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
Poly com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rhod ros	2	3	2	1	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Sani unc	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Barb flo	4	1	4	0	4	0	4	0	4	0	4	2	4	1	1	3	4	3	4	
Barb lyc	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2	4	4	4	4	4	
Loph obt	4	4	4	4	4	3	0	0	1	3	1	1	0	0	0	0	0	0	2	
Loph ven	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Ptil cil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trit qui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Clad arb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	1	0	1	
Clad bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Clad bel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Clad car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	
Clad chl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
Clad cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Clad ecm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	
Clad fur	0	0	0	3	1	0	0	0	1	1	2	2	0	0	4	4	3	1	4	
Clad ran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
NMe	18	19	17	17	14	13	14	17	18	18	16	14	16	17	15	14	17	17	17	
NMi	16,8	15,5	14,0	14,3	12,5	11,3	12,5	13,0	13,3	14,3	12,3	11,3	14,0	13,0	11,8	10,5	13,0	10,3	13,0	

Rute - Sample plot År - Year	B086		B087		B088		B089		B090		B091		B092		B093		B094		B095	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Betu pub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Juni com	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sorb auc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Call vul	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	4	4	4	4
Empe her	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc myr	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc uli	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	4	4	4	4
Vacc vit	0	0	0	0	0	0	4	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Corn sue	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gymn dry	0	0	0	0	2	3	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hier syl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linn bor	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
List cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycos ann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	2	0	0	0	0	0	0
Mela pra	3	1	1	1	0	1	0	1	2	1	0	3	0	0	4	3	0	1	4	2
Mela syl	0	0	2	0	1	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soli vir	2	2	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	2	2	2	2	2	2	1	1
Trie eur	0	0	1	1	0	1	2	0	1	2	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Desc fle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Luzu pil	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moli cae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brac ref	4	2	4	2	4	2	4	4	4	4	4	4	0	0	4	4	0	0	4	4
Brac sal	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Call str	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr fus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr sco	2	3	4	4	4	4	4	3	0	0	4	4	4	4	4	4	4	4	0	0
Hylo spl	0	0	0	0	0	0	1	1	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mniu spi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plag sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleu sch	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3
Poly com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhod ros	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sani unc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barb flo	4	2	4	4	4	3	4	3	4	0	4	0	4	2	4	3	4	2	4	2
Barb lyc	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4
Loph obt	0	0	0	3	0	1	0	0	0	2	0	3	0	1	0	0	0	0	4	4
Loph ven	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptil cil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trit qui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad arb	0	0	0	0	1	2	4	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	0	0
Clad bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bel	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad chl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad cri	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad ecm	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
Clad fur	0	0	0	0	4	4	3	1	2	3	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1
Clad ran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NMe	11	12	13	14	14	17	16	17	18	18	12	13	15	15	13	11	12	12	14	15
NMi	9,8	8,8	10,3	10,3	11,3	12,3	14,0	10,8	13,0	13,8	9,8	10,8	11,5	10,5	11,0	10,0	10,8	10,3	12,5	11,8

Rute - Sample plot År - Year	B096		B097		B098		B099		B0100	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Betu pub	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Juni com	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Sorb auc	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Call vul	0	0	0	0	0	1	0	0	3	4
Empe her	4	4	1	3	4	4	4	4	4	4
Vacc myr	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Vacc uli	0	0	0	0	3	3	1	1	4	4
Vacc vit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Corn sue	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gymn dry	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hier syl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linn bor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
List cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycn ann	4	3	4	3	0	0	0	0	0	0
Mela pra	3	1	3	2	0	0	4	2	4	2
Mela syl	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Soli vir	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Trie eur	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0
Desc fle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Luzu pil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moli cae	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
Brac ref	4	4	2	1	0	0	1	2	2	3
Brac sal	4	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Call str	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr fus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicr sco	4	4	4	4	4	4	4	4	3	2
Hylo spl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mniu spi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plag sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleu sch	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Poly com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhod ros	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sani unc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barb flo	4	0	4	4	4	2	4	2	4	0
Barb lyc	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4
Loph obt	4	2	3	0	0	0	0	2	3	3
Loph ven	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Ptil cil	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Trit qui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad arb	0	0	0	0	1	4	0	1	1	1
Clad bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clad bel	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Clad car	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Clad chl	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Clad cri	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Clad ecm	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0
Clad fur	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0
Clad ran	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0
NMe	15	16	14	11	13	13	17	20	16	16
NMi	13,3	11,3	10,8	9,0	10,3	10,0	12,0	12,5	12,5	11,5

Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- * Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 8-1989: 1-98.
1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.- 14.11. 1989. NINA Notat 2: 1-98.
 2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24:1-49.
 3. Heggberget, T. M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28: 1-21.
 4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøve-bank. NINA Oppdragsmelding 25: 1- 31.
 5. Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekktegninger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfrulund Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S., (stensil): 1-168.
 6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21: 1-34.
 7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding 37: 1-15.
 8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991- 4: 1-38.
 9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991- 9: 1-62.
 10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991- 6: 1-50.
 11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil): 1-14.
 12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8: 1-35.
 13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforsøringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil):1-28.
 14. Jenssen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil): 1-20.
 15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
 16. Frisvoll, A. A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
 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 62: 1-15.
 19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil): 1-17.
 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 85: 1-41.
 21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking . Moser- en kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil).
 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: 1-21.
 23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil).
 24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
 25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding 42: 1-35.
 26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding 83: 1-26.
 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.
 28. Skåre, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil):1-10.
 - 29* Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingprogram. Sammen- drag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3: 1-30.
 29. Jenssen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92: 1-25.

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: 1-54.
31. Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3: 1-73.
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 132: 1-38.
33. Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
34. Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil): 1-27.
35. Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstitut. Meddelelser nr. 121: 1-54.
36. Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
37. Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148: 1-23.
38. Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH: 1-50.
39. Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell. NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
40. Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
41. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dverg-falk. NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
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: 1-64.
43. Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93: 1-21.
44. Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesium-målinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 230:
45. Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-rapport 1994 - 6: 1-76.
46. Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim: 1-42.
47. Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning 58: 1-45.
48. Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i gran-skog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5: 1-42.
49. Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94: 1-78.
50. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
51. Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
52. Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
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 296: 1-47.
54. Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
55. Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding 300: 1-29.
56. Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94: 1-17.
57. Jacobsen, L.B. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i overvåkingsområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstitut. Rapport nr 87: 1-29.
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 17/94: 1-38.

59. Strand, O., Espelien, I.E. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport 05: 1-40.
60. Berg, I.A. 1995. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1994. Rapp. Skogforsk 8/95: 1-12.
61. Tørseth, K. & Hermansen, O. 1995. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1994. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 33/95: 1-53.
62. Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. NINA Oppdragsmelding 367: 1-52.
63. Nygård, T. 1995. Tungmetaller i fjær fra dvergfolk i Norge. NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
64. Espelien, I. 1995. Undersøkelse av metaller i reinsdyr fra Troms og Finnmark. NINA Oppdragsmelding 442: 1-yy
65. Bruteig, I.E. og Wang, R. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7: 1-xx.
66. Eilertsen, O. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408: x-xx
67. Tørseth, K. 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1995. SFT rapport nr. 663/96: 1-189.
68. Berg, I.A. 1996. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1995. Rapp. Skogforsk x/96.
69. Kålås, J.A. (red). 1996. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1995. NINA Oppdragsmelding 429: 1-36.

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 82-426-0678-1

408

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

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

NINA
Boks 736 Sentrum
0105 OSLO
Telefon: 22 94 03 00
Telefax: 22 94 03 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**