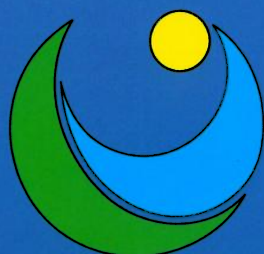


oppdragsmelding

Odd Eilertsen
Eli Fremstad

NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser

Odd Eilertsen
Eli Fremstad

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

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.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

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

NINA Fakta-ark

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

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

Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0468-1

Trondheim, mai 1994

Forvaltningsområde:
Forurensninger
Pollution

Copyright (C) Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Redaksjon:
Eli Fremstad, Synnøve Varvik og Tone Skarsaune

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf. 73 58 05 00
Fax 73 91 54 33

Tilgjengelighet
Åpen

Prosjekt nr. 2745 Tjeldbergodden, vegetasjon

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Statoil

Referat

Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.

Emneord: Industriutbygging - forurensning - overvåking - jord - vegetasjon.

Odd Eilertsen & Eli Fremstad, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

I anledning av industriutbyggingen på Tjeldbergodden har Statoil startet et miljøovervåkingsprogram som bl.a. omfatter vegetasjonsovervåking. I 1993 ble det etablert et overvåkingsområde 2-3 km øst for utbyggingsområdet. Overvåkingsområdet omfatter 6 felt à 5 (tilsammen 30) 1 m² analyseruter som NINA har undersøkt mht. plantearters frekvens og dekning. Trær i feltene er kartlagt og målt. Humusprøver er samlet i tilknytning til hver analyserute og analysert mht. en rekke kjemiske parametre. Humusprøvene skal bidra til å forklare eventuelle endringer i vegetasjonen som følge av utslipp fra metanolanlegget, spesielt nitrogen.

I tilknytning til felt 2 har NISK etablert et felt for jordovervåking der det er samlet 4 serier med jordprøver delt i 3-4 sjikt. Kjemiske data for disse prøvene skal med tiden kobles til kjemiske data for jordvann fra jordvannstasjoner som er etablert i felt 2, 3 og 4. Hver jordvannstasjon består av 3 lysimetre som er plassert i 15 cm dybde.

Vegetasjonsdataene er ordinert med DCA og CCA, etter standardisering ved veiing av matriseelementer og nedveiing av sjeldne arter. Korrelasjonsanalyser er utført mellom miljøvariabler og DCA-akse-verdier og innbyrdes mellom miljøvariabler.

Analyseflatene er lagt i "heigråmose-furuknaus" (5 flater) og blåbærfuruskog (25 flater). Typene er artsfattige, men representative for området. I DCA-ordinasjonen er førsteaksens gradientlengde 2,81 SD-enheter og andreaksens 1,58. Jordens pH er 4,09-4,51; det er ingen signifikant korrelasjon mellom pH og andre jordparametre. Glødetap varierer mellom 84,99 og 97,53 % og er positivt korrelert med kationbyttekapasitet. Basemetning er positivt korrelert med total-N og Ca. DCA-akse 1 er korrelert med total-N og Ca. De viktigste økologiske gradientene er komplekse nærings- og fuktighetsgradienter.

CCA-analyse av 7 utvalgte jordparametre viser at total-N forklarer mest (22 %) av variasjonen i datasettet. Ca og CEC er også viktige forklaringsvariabler; hver forklarer 16 % av variasjonen.

Antall analyseruter er for lite, og de økologiske gradientene for korte, til at materialet fra Tjeldbergodden holder TOV-standard og er sammenlignbart med TOV. For at vegetasjonsovervåkingen skal få et bedre faglig fundament, har Statoil utvidet rammene for vegetasjonsovervåkingen til å omfatte ytterligere et overvåkingsområde.

Abstract

Eilertsen, O. & Fremstad E. 1994. Environmental monitoring at Tjeldbergodden, investigation of soil and vegetation. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.

In connection with industrial development at Tjeldbergodden, Statoil has initiated an environmental monitoring programme which, among other things, includes the monitoring of vegetation. In 1993 an area was laid out for monitoring, 2-3 km east of the area being developed. It contains 6 macroplots of 5 sample plots, which measure 1 m² each, numbering 30 in all, which NINA has investigated with respect to the frequency and cover of plant species. Trees in the macroplots have been mapped and measured. Humus samples have been collected from each plot and analysed for a variety of chemical parameters. These samples are intended to help to account for any changes in vegetation that may occur as a result of pollution from the methanol plant, principally nitrogen.

The Norwegian Forest Research Institute (NISK) laid out a plot close to macroplot 2 to monitor the soil, from which 4 series of soil samples have been taken from 3 or 4 horizons. Data on the chemistry of these samples will eventually be linked with corresponding data from the soil water at soil-water stations established in macroplots 2, 3 and 4. Each soil-water station consists of 3 lysimeters placed at a depth of 15 cm.

The vegetation data have been ordinated using DCA and CCA after standardisation by means of weighting of matrix elements and down-weighting of rare species. Correlation analyses have been performed between environmental variables and DCA-axes values and reciprocally between environmental variables.

The plots have been laid out in «*Racomitrium lanuginosum*-pine knoll» (5 plots) and bilberry-pine forest (25 plots). These types of habitat have few species, but are representative for the area. The gradient length of axis 1 in the DCA ordination is 2.81 SD units, and that of axis 2 is 1.58. The soil has a pH of 4.09-4.51; there is no significant correlation between the pH and other soil parameters. The loss on ignition varies between 84.99 and 97.53 % and is positively correlated with the cation exchange capacity (CEC). Base saturation is positively correlated with total N and Ca. Axis 1 of the DCA is correlated with N and Ca. The most important ecological gradients are complex nutritional and moisture gradients.

CCA analysis of 7 selected soil parameters show that total N explains most (22 %) of the variation in the data set. Ca and CEC are additional important explanatory variables, each accounting for 16 % of the variation.

There are too few plots and the ecological gradients are too short for the Tjeldbergodden material to meet the standards

set for the DN Monitoring Programme for Terrestrial Ecosystems. To enable this vegetation monitoring to attain a better scientific basis NINA recommends that Statoil extends the boundaries of the area undergoing vegetation monitoring.

Key words: industrial development - pollution - monitoring - soil - vegetation.

Odd Eilertsen & Eli Fremstad, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Høsten 1992 ble det knyttet kontakt mellom Statoil og Norsk institutt for naturforskning (NINA) i anledning Statoils planer om bygging av metanolfabrikk på Tjeldbergodden i Aure, Møre og Romsdal. Det ble gjennomført befaringer i potensielle områder for bygging av rørledning over land på Hitra (Follestad et al. 1992), og virkninger av utbygging på Tjeldbergodden på vilt ble vurdert (Langvatn et al. 1992). Disse aktivitetene førte til at Statoil ba NINA presentere en skisse til overvåkingsprogram i tilknytning til utbyggingen på Tjeldbergodden.

Utformingen av miljøovervåkingsprogrammet ble diskutert med Statoils representanter Petter Reed, Øyvind Strøm og Svein Erik Mack slik at det skulle tilfredsstillende Statoils ønsker og faglige krav.

Statoil uttrykte ønske om at overvåkingsprogrammet skulle være sammenlignbart med "Program for terrestrisk miljøovervåking" (TOV) som Direktoratet for naturforvaltning (DN) startet i 1990. Ut fra skissen ble det utarbeidet et 4NI-program (1993) for overvåking av luft- og nedbørkvalitet (NILU), ferskvann (NIVA), jord og jordvann (NISK) og vegetasjon (NINA), fauna og næringskjeder (NINA) og epifyttiske lav (Allforsk). Programmet beskriver rammene for miljøovervåkingen og ansvarsfordeling mellom de deltakende institusjonene.

Programmet, slik det ble satt i gang i 1993, avviker fra 4NI-forslaget på et par viktige punkter. Forslaget omfattet fem stasjoner for miljøovervåking, lagt ut i ulike retninger og avstander fra utslippspunktet. Statoil bevilget midler for kun én stasjon, som skulle ligge nær utslippspunktet. NILU anslo at området 3-4 km øst for for utslippspunktet vil være mest utsatt for avsetninger fra metanolanlegget.

Undersøkelsene i TOV (som Statoil ønsker at vegetasjonsovervåkingen skal være sammenlignbar med) er basert på 50 faste analyseruter. Imidlertid bevilget Statoil midler for utlegging og analyse av kun 25 analyseruter, noe NINA mener er utilstrekkelig for den type databehandling og statistisk analyse som anvendes i vegetasjonsovervåking. Vi har økt antallet analyseruter til 30, og håper at Statoil i 1994 gir grunnlag for utvidelse av vegetasjonsovervåkingen.

Av praktiske grunner tok NINA over ansvaret for innsamling og analyse av jordprøver i tilknytning til analyserutene, mens NISK ved forsker Tore Frogner har vært ansvarlig for generell beskrivelse av jordsmonn og for jordvannundersøkelser.

Felt for generell jordbeskrivelse og jordovervåking ble etablert i august. På grunn av værforholdene ble jordprøver fra dette feltet samlet i midten av september. Arbeidet ble utført av Synnøve Borge og Kari-Anne Kristiansen (NISK).

NISK installerte lysimetre i slutten av august. Martin Buhaug, Kjølsvikbugen ble engasjert for innsamling av jordvann og

vedlikehold av lysimetrene. Etter som lysimetrene kom i drift sent i sesongen, og det trengs en periode for innkjøring av apparaturen og innlæring av rutiner, er datatilfanget sparsomt fra jordvannundersøkelsen. Resultatene er derfor ikke tatt med i denne rapporten.

Vegetasjonsundersøkelsene ble utført i juni-juli 1993. Professor Jaanus Paal, Universitetet i Tartu, Estland bisto i feltarbeidet i juli med innmåling av trær i feltene og måling av treparametre. Forskningsassistent Rigmor Wang, Allforsk, Universitetet i Trondheim bestemte noen lavkollektorer, og forsker Arne A. Frisvoll, NINA, kontrollbestemte utvalgte mosekollektorer. Vi retter en takk til dem for hjelpen.

Trondheim, mai 1994

Odd Eilertsen Eli Fremstad

Innhold

Referat	2
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
2 Undersøkellesområdet	6
2.1 Geografisk plassering	6
2.2 Naturgrunnlag	6
2.3 Klima	6
2.4 Ytre påvirkning	6
3 Materiale og metoder	8
3.1 Vegetasjonsøkologisk feltdesign	8
3.2 Miljøparametre	9
3.3 Behandling av vegetasjonsdata	11
3.4 Behandling av miljøparametre	12
3.5 DCA-ordinasjon av vegetasjons data	12
3.6 CCA-ordinasjon	12
3.7 Korrelasjonsanalyser	12
4 Resultater	13
4.1 Vegetasjonsanalyser	13
4.2 Korrelasjoner mellom miljøparametre	15
4.3 Korrelasjoner mellom DCA-akser og miljøparametre	16
4.4 CCA-ordinasjon	16
5 Diskusjon	23
5.1 Indirekte gradientanalyse	23
5.2 Direkte gradientanalyser	24
5.3 Konklusjon og anbefalinger	25
6 Sammendrag	26
7 Summary	27
8 Litteratur	28

1 Innledning

Den vegetasjonsøkologiske overvåkingen på Tjeldbergodden er en del av delprosjekt "A 3 Jord og vegetasjon" (4NI-program 1993) og skulle etter Statoils ramme være basert på 25 faste analyseruter, som ble etablert i 1993 og som er foreslått reanalysert i 1994 og 1995. Dette ville gi informasjon om dynamikken i arters frekvens og dekning, og om svingninger i jordkjemiske parametre.

Analyseresultatene fra 1993-95 skulle beskrive vegetasjonens tilstand før utbyggingen. Analyserutene skal senere undersøkes hvert femte år for å se om en kan påvise endringer i vegetasjonen som følge av utslipp fra metanol-fabrikken (og fra eventuelt gasskraftverk). I denne oppdragsmeldingen presenteres resultatene av 1993-undersøkelsen. Med grunnlag i resultatene fra denne mener NINA at reanalyse i 1994 og 1995 heller bør erstattes med økt antall analyseruter på Tjeldbergodden eller aller helst i andre aktuelle områder.

Med hensyn på utslippenes virkninger på vegetasjon er særlig NO_x interessante. Kjemiske utslipp kan føre til jordforsuring og utvasking av næringsemner, men kan også virke som viktige næringsemner som kan føre til økt vekst og vitalitet for noen arter. Dermed kan de bidra til å endre konkurranseforholdet mellom arter i naturlig vegetasjon. Formålet med overvåking av vegetasjon, jord og jordvann er å vise hvorvidt det over tid skjer:

- kjemiske endringer i substratet i forbindelse med utslippene fra Tjeldbergodden
- endringer i vegetasjonen som kan tilskrives de kjemiske endringene i substratet
- endringer i artsrespons hos de ektohydriske artene som følge av endret nedbørskvalitet

2 Undersøkellesområdet

2.1 Geografisk plassering

Tjeldbergodden ligger på sørsiden av Trondheimsleia mellom Dromnessundet i vest og Kjørsvikbugen/Ledalsvatnet i øst, i den nordøstre delen av Aure kommune, Møre og Romsdal. I tilknytning til utbyggingen på Tjeldbergodden bruker vi navnet på et større område som strekker seg østover til Reinsjøen og noen hundre meter inn i den vestre delen av Hemne kommune, Sør-Trøndelag (figur 1).

NILU plasserte sin stasjon for overvåking av luft- og nedbørkvalitet ca 1 km øst for Kjørsvik. NINAs seks felter for vegetasjonsovervåking er etablert langs bergrygger som går i VSV-ØNØ-lig retning like nord for Nordgård, nær veien mellom Kjørsvik og Reinsjøen. Felt 1-4 ligger vest for veggen, 250-300 m sør for NILU-stasjonen. Felt 5 og 6 ligger på østsiden av veggen, henholdsvis 750 m og 1000 m øst for NILU-stasjonen (figur 2).

2.2 Naturgrunnlag

Området der feltene 1-6 er etablert, består av lave bergrygger atskilt av myrer. Terrenget stiger svakt fra NILU-stasjonen sørover til ryggen hvor felt 1 er lagt ut. Bergryggene løper i VSV-ØNØ-lig retning. De består av foliert kvartsdioritt som tilhører det nordvestnorske grunnfjellsområdet (Askvik & Rokoengen 1985). Bergryggene har tynt dekke med råhumus og torv og partier med nakent berg. Dominerende vegetasjonstype på bergryggene er heigråmose-furuknaus (Fremstad 1994), mens røsslyng-blokkébærskog utgjør små arealer på sidene av ryggene. Søkkene mellom ryggene består av fattig fastmattemyr. Sørsiden av ryggene nord for Nordgård, og langs andre bergrygger i området, har blåbærfuruskog. De viktigste vegetasjonstypene i området er beskrevet av Fremstad (1994).

2.3 Klima

Tjeldbergodden har et utpreget oseanisk klima; vintrene er forholdsvis milde og somrene kjølige og fuktige. Det faller mellom 1000 og 1500 mm nedbør pr år (Førland 1993a), og 175-200 dager i året har minst 1 mm nedbør (Førland 1993b). Høstmånedene og tidlig vinter er den fuktigste perioden. Vårtørken er mindre markert enn i indre deler av Midt-Norge.

Antall dager med snø er 75-99 pr år (Bjørnbæk 1993); en kan regne med å ha snødekke i knapt tre måneder i året. Vinteren begynner i andre halvdel av desember og slutter før første mars (Aune 1993). Vegetasjonsperioden starter i andre halvdel av april og slutter i andre halvdel av oktober, dvs. at vegetasjonsperioden varer ca 6 måneder (Aune 1993).

Moen & Odland (1993) regner området til en sterkt oseanisk seksjon (O3) av boreonemoral vegetasjonsregion (Dahl et al. 1986). Klimaet gir seg utslag i vegetasjonen gjennom bl.a. høy myrfrekvens; vel 20 % av Tjeldbergodden-området er dekket av myr (Fremstad 1994). Andre vegetasjonstyper gjenspeiler også det humide klimaet. Røsslyng-blokkébærfuruskog utgjør over 30 % av arealet, og dominans av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) på myrtuer er et karakteristisk trekk for myrvegetasjon i kyststrøk. Det er et markert innslag av oseaniske arter i floraen; de fleste vokser på myr eller i skog.

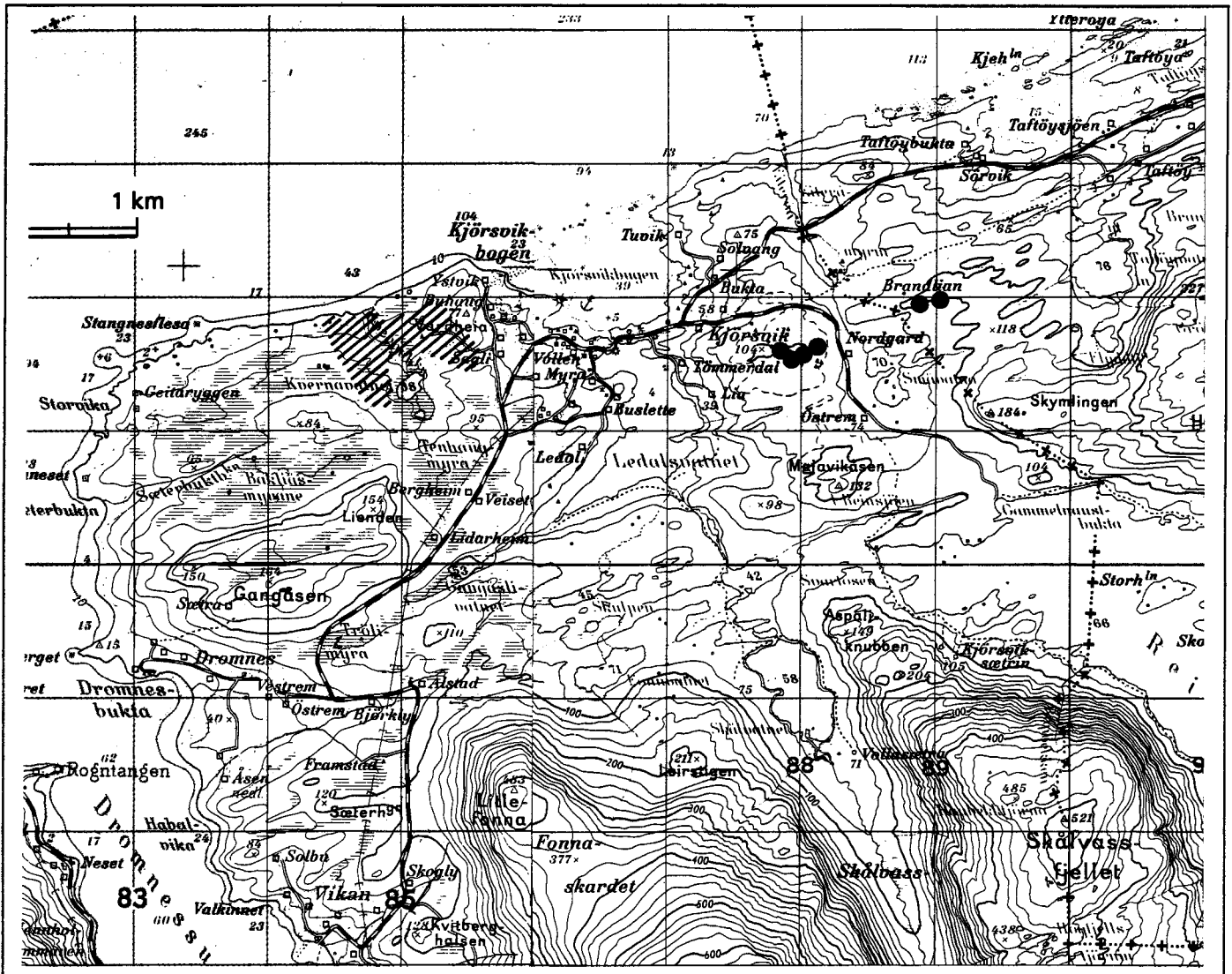
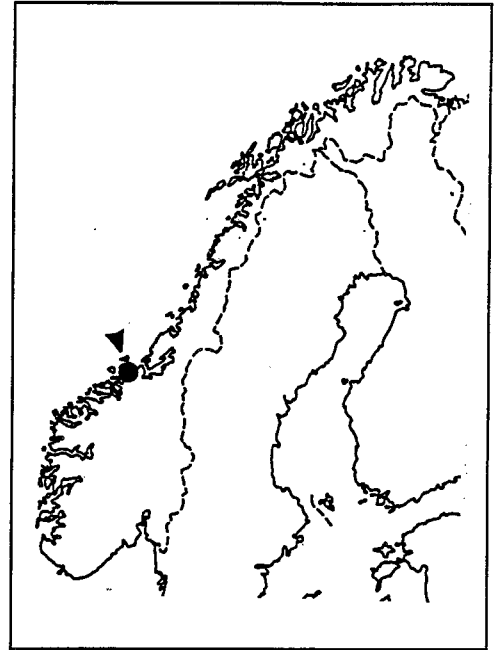
2.4 Ytre påvirkning

Det er betydelig aktivitet i området mellom Kjørsvikbugen og Reinsjøen. For tiden pågår hogst i de østlige delene av området. Gårdene Nordgård og Østrem (som ligger nærmest overvåkingfeltene) har ikke lenger fast bosetting, men jorda drives på begge brukene. På østsiden av Kjørsvikbugen - Ledalsvatnet er flere bruk i drift, men en del småbruk nyttes som fritidsboliger. Analysefeltene er lagt ut slik at de ikke er påvirket av denne aktiviteten; de får ikke tilsig fra de lavereliggende jordbruksområdene. Det er videre ingen indikasjon på at feltene får tilført næringsstoffer fra lokale gjødselspredere osv. Det er heller ingen tydelige tegn på hogst nær feltene.

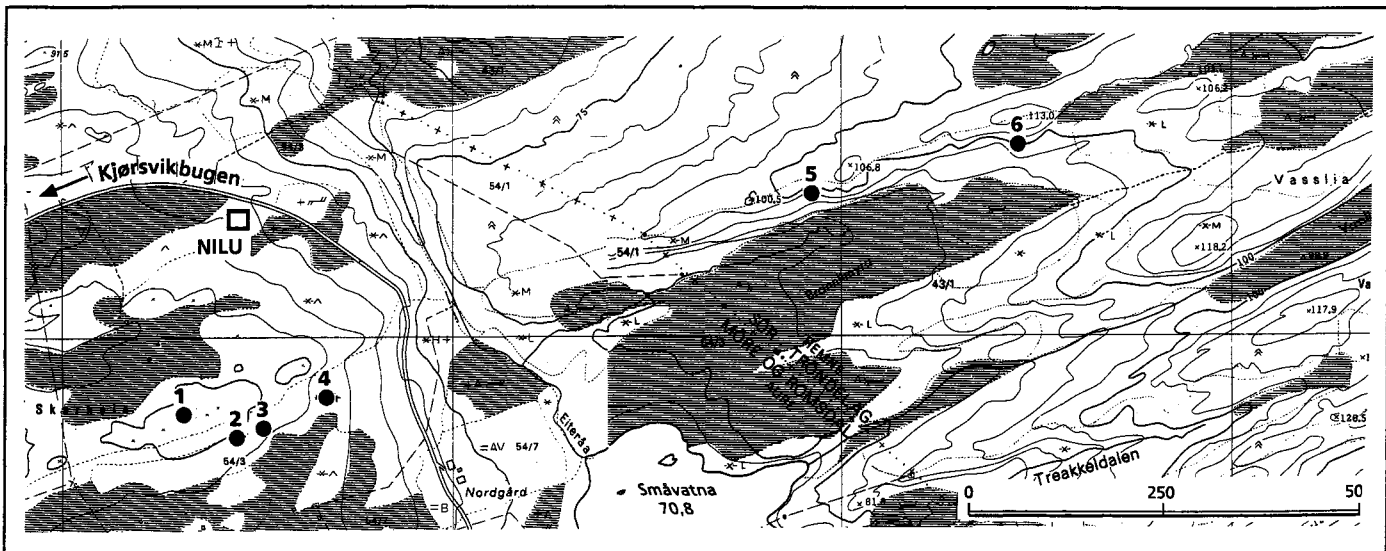
Området nær felt 5 og 6 ble strekt preget av den kraftige stormen i januar 1992. Omfattende vindfelling preger store deler av dette området, men felt 5 og 6 er lagt litt unna for å unngå strukturelle endringer og dynamikk som følge av regenerering etter disse vindfallene.

Undersøkellesområdet er beiteområde for hjortebestanden som overvintrer i denne delen av Aure. Hjortens bruk av bergryggen nord for Nordgård ses bl.a. på en rekke svake tråkk i området og at ørevier (*Salix aurita*) er sterkt beitet.

Vinterstid beiter hjorten fortrinnsvis i blåbærskog (Fremstad 1994), og en kan forvente at den også øver et svakt beitetrykk i overvåkingfeltene. Imidlertid er ikke overvåkingområdet noe viktig beiteområde for hjorten; den oppholder seg helst lenger vest, i Dromnes - Vikan-området og på Gangåsen (R. Langvatn pers. medd.).



Figur 1. Lokalisering av Tjeldbergodden og Statoils utbyggingsområde og feltene for vegetasjonsovervåking. - Localization of the Tjeldbergodden area and the industrial development area of Statoil and stations of vegetation monitoring.



Figur 2. Lokalisering av stasjoner for overvåking av vegetasjon (felt 1-6) og luftkvalitet (NILU). - Localization of stations of vegetation monitoring (macroplot 1-6) and air quality (NILU).

3 Materiale og metoder

3.1 Vegetasjonsøkologisk feltdesign

Metodikken som er benyttet følger så langt som mulig NINAs konsept for vegetasjonsøkologiske undersøkelser innen "Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)" (Eilertsen & Brattbakk under utarb., Eilertsen & Often under utarb.). En metodemanual for TOV-arbeidet vil bli ferdigstilt i løpet av 1994 (Eilertsen under utarb.). I det alt vesentligste vil manualen også gjelde for de vegetasjonsøkologiske undersøkelsene på Tjeldbergodden.

Ruteplassering og oppmerking

Etter en befaring forsommeren 1994 ble 6 analysefelt à 5 x 10 m subjektivt utplassert slik at de fanget opp mest mulig av den floristiske og økologiske variasjonen i området. Felt 1 ble plassert i en grunnlendt utforming av røsslyng-blokkebærskog, "heigråmose-furuknaus", jf. Fremstad (1994). Felt 2-6 ble plassert i blåbærfuruskog (type A4b i henhold til Fremstad & Elven 1987) med noe variasjon i forhold til topografi, lys, fuktighet osv. Feltene med blåbærfuruskog ble lagt i slake, SSØ-vendte skråninger (jf. figur 3), mens felt 1 ble lagt på toppen av en eksponert rygg, vendt mot NNV. Feltene ligger i samme høydelag, 90-100 m o.h.

Analysefeltene 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). Dette feltdesignet er valgt som et kompromiss mellom objektivitet og tidsforbruk.

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

Hver av de 30 analyserutene ble markert med trepåler og aluminiumsrør i hvert hjørne. På alle trepålene ble rutenummer skrevet med tusj, og det ble angitt hvor henholdsvis smårute 1, 4, 13 og 16 (hjørnesmårutene) befinner seg (figur 4).

Ruteanalyse

Vegetasjonsrutene ble undersøkt ved hjelp av en analyse-ramme på 1 m² som var delt i 4 X 4 småruter. I hver av de 1/16 m² store smårutene ble forekomst/fravær av alle arter av karplanter, moser og lav registrert. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårutefrekvens, som nyttes som kvantitativ mengdeangivelse for hver art i analyseruta. I tillegg ble dekning av hver art i analyseruta angitt i prosent. Denne informasjonen gir et supplement til smårutefrekvens-dataene, og vil kunne være av betydning for vurderingen av endrete dominansforhold i analyseruta over tid.

Figur 3. Blåbærfuruskog med einer (*Juniperus communis*) og einstape (*Pteridium aquilinum*), felt 4. - Bilberry-pine woodland with juniper (*Juniperus communis*) and bracken (*Pteridium aquilinum*). Foto: Eli Fremstad.



Analysene ble utført i tidsrommet 12-30 juni. Ved reanalysering bør tidspunkt vurderes i forhold til vegetasjonsutviklingen. Hvis våren er sen og kjølig, bør reanalysene utføres noe seinere på sommeren.

Nomenklatur

Nomenklaturen følger Lid (1985) for karplanter, Nyholm (1956) og Smith (1990) for henholdsvis bladmoser og levermoser, Krog et al. (1980) for lav. Unntak er *Sphagnum nemoreum* som nå heter *S. capillifolium*. *Calypogeia* sp. står for *C. neesiana* og *C. muelleriana* som forekommer sammen i flere kollektorer fra analyserutene.

3.2 Miljøparametre

For hver analyserute ble gjennomsnittlig hellning og eksposisjon angitt. Hellningen ble målt med klinometer og angitt i grader. Eksposisjonen ble målt med 400°-kompass, der de avleste verdier ble avrundet til nærmeste 5 grader.

Trærne innen hvert felt ble målt inn ved krysspeiling med to målebånd som ble strukket ut fra hjørnepålene K1 og K2 (se figur 4). Trehøyden ble målt med Suunto høydemåler og omkretsen ble målt med målebånd, i brysthøyde.

NINAs del av jordundersøkelsesprogrammet ble basert på analyser av humusprøver. Disse vil etter hvert bli relatert til NISKs jord- og jordvannsdata fra forskjellige sjikt. NINAs analyser ble lagt ut langs vegetasjonsgradienter og kan nyttes til å studere variasjonen av jordparametre over tid i forskjellige vegetasjonsutforminger. Dataene vil også brukes til å tolke resultatene fra de multivariate analysene av vegetasjonsdata,

og ha stor betydning som forklaringsvariabler når vegetasjonsdynamikken skal vurderes etter reanalysering.

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

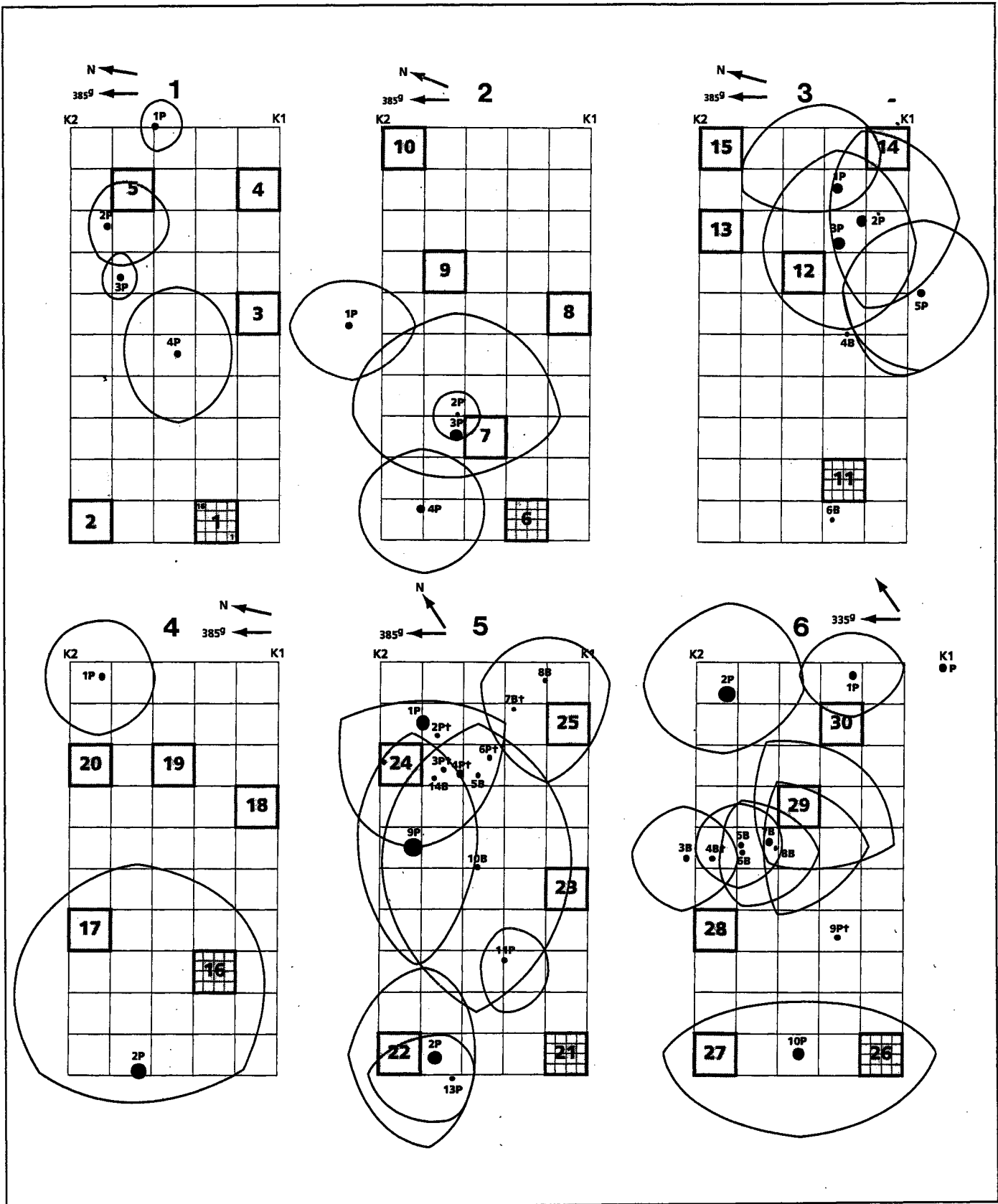
Metoder for jord- og jordvannundersøkelser følger de samme prosedyrer som for TOV (Jensen 1991, 1992, Jensen & Frogner 1993).

Jord

Jord er generelt et heterogent materiale. Det er derfor nødvendig med mange enkeltprøver fra et prøvefelt for å få et representativt bilde av de jordkjemiske forholdene.

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

For å kunne dokumentere status og endringer i jordsmonnets kjemiske egenskaper er det nødvendig med analyse av flere jordsjikt. Disse undersøkelsene ivaretas av NISK.



Figur 4. Beliggenheten av de 30 analyserutene i felt 1-6. Trær som forekommer i hvert felt er inntegnet, med omtrentlig angivelse av kroneomkrets. Forekomst av eier er ikke kartlagt. P: furu (*Pinus sylvestris*), B: bjørk (*Betula pubescens*). Kors angir at individet er dødt. K1-K2 angir merkepåler som er utgangspunkt for innmåling av trærne. - Localization of the 30 permanent plots in macroplot 1-6. Trees in the macroplots are mapped, approximate crown circumferences are indicated. Juniper (*Juniperus communis*) has not been mapped. P: *Pinus sylvestris*, B: *Betula pubescens*. A cross indicates that the tree is dead. K1-K2 indicate poles which were used for mapping of trees.

NISK har etablert et felt for jordovervåking i tilknytning til ett av NINAs vegetasjonsfelt; rett nedenfor felt 2, noe vridd i V-Ø-retning. Jordovervåkingsfeltet måler 30 x 25 m. Det 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).

Jordvann

NISK installerte lysimetre (jordvannstasjoner) ved vegetasjonsfelt 2, 3 og 4, i en 0,5 m bred sone rundt utvalgte analyseruter (T. Frogner pers. medd.). Jordvannstasjon A (kode TJA) er plassert i felt 4, jordvannstasjon B (TJB) i felt 3, jordvannstasjon C (TJC) i felt 2.

Hver jordvannstasjon er utstyrt med 3 PRENART-lysimitre som er laget av en blanding av teflon og glass med 4-6 µm porestørrelse. Lysimetrene ble plassert ved at et skråstilt hull ble laget med en stålstang. Hullet ble fylt med oppslemmet kvartsmel, og lysimetrene presset ned i hullene. Kvartsmel øker vannledningen inn mot lysimetrene. Innsamlingsvolumet for PRENART-lysimitre kan beskrives som en ellipse rundt jordsonden. Lysimetrene er plassert i rotsonen, i ca 15 cm jorddybde.

Fra hvert av de 3 lysimetrene går en tynn plastslange som er koblet til en oppsamlingsflaske, én flaske for hver jordvannstasjon. Undertrykk settes på flaskene umiddelbart etter innsamling, og lysimetrene står med undertrykk til neste jordvanninnsamling. Begynnelsesundertrykket er ca 0,7 bar.

Det tas jordvannprøver en gang hver 14. dag, og oppsamlet vannvolum måles for hver flaske. Flasken skylles med destillert vann mellom hver prøvetaking. Til en fullstendig analyse kreves ca 50 ml vann. Ved vannmengder under 50 ml blir prøvene ikke sendt til NISK.

Kjemiske analyser

Jordvannprøver og humusprøver er analysert av NISKs kjemiske laboratorier etter standardprosedyrer beskrevet av Ogner et al. (1991). Resultatene er direkte sammenlignbare med jordparametrene innen TOV. De kjemiske analysene omfatter 42 parametre. I TOV presenterer NISK (jf. Jensen 1991, 1992, Jensen & Frogner 1993) parametrene pH H₂O, glødetap (%), kationbyttekapasitet mmol(c), basemetning (%), aciditet, utbyttbar Ca, Mg, K, Na, Fe og Al (mmol/kg). Vi har lagt vekt på de samme parametrene supplert med B, Ba, C, Mn, P, S, Si, Sr, Zn og spesielt viktig på Tjeldbergodden; Kjeldal-nitrogen (total-N).

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 (TJ-FR30) og $r = 100$ for dekningsgrads-datasettet (TJ-PC30). Dette gir en vesentlig høyere vektlegging av dominanter i TJ-PC30-enn i TJ-FR30-datasettet. Da ordinasjonsresultater varierer med skalarekkevidder (Eilertsen et al. 1990) valgte vi for begge datasettene å sette $r = 16$, som gir en moderat vektlegging av dominanter (Smartt et al. 1974a, 1974b, Jensen 1978, R.H. Økland 1986). Det medførte at rekkevidden på TJ-PC30-datasettet måtte reduseres ved veiing av matriseelementer. Dette ble 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 veiete verdiene av art i i analyserute j , a er en rekkevidde-skalar og w en vei-parameter. w fremkommer ved å dividere \ln til den nye rekkevidden med \ln til den opprinnelige. I TJ-PC30 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 (outlayers). En vanlig måte å redusere støyen på er å fjerne disse artene. Problemet er at en reduserer noe av strukturen når lavfrekvente arter med noe økologisk informasjon elimineres. En måte å beholde alle artene på, og likevel redusere betydningen av lavfrekvente arter, er å foreta nedveiing av disse. Det har vært diskutert hvor velegnet 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 nedveiing av lavfrekvente arter. I dette arbeidet har vi valgt å sette $n = 1$. Den nye verdien av v_i' gjør da at vi beholder lavfrekvente arter, gir de lavere vekt, men kan utnytte deres økologiske informasjon (Westhoff & van der Maarel 1978).

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

3.4 Behandling av miljøparametre

Kjemiske miljøparametre ble innlest ved hjelp av programpakken BDP, Biological Data Program/PC (Pedersen 1988). Basemetning (BS), glødetap (LI) og pH ble angitt uveid. De øvrige variablene ble dels både angitt uveid, dels angitt ved å dividere på glødetap (jf. T. Økland 1988), og dels ln-transformert. Alle data ble eksportert som fullformatfiler 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 av vegetasjonsdata

Multivariate numeriske metoder har fått en stadig mer sentral rolle i biologiske forsknings- og overvåkningsprogrammer. I vegetasjonsøkologiske arbeider har disse ordinasjonsmetodene vist seg å være svært anvendelige til å beskrive vegetasjonsmønstre, finne gradientstrukturer, 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 Corresponded Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og MDS - Multidimensional Scaling (Kruskal 1964a, b, Minchin 1987). Begge konseptene tar utgangspunkt i en art/rute-matrise, og reduserer dimensjonaliteten ned til et lite antall. Arter og ruter kan så projiseres ned i dette fådimensjonale ordinasjonsrommet. Da vegetasjonen kan oppfattes som en funksjon av de økologiske forholdene, kan de ordinasjonsaksene som fremkommer gis en økologisk tolkning. En rekke arbeider viser at både DCA og MDS genererer reelle ordinasjonsakser som kan tolkes som økologisk gradienter, og at de i liten grad genererer forvrengningsakser uten økologisk informasjon.

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

To datasett ble benyttet i DCA-analysene;

- TJ-FR30 Tjeldbergodden-datasett på 30 ruter der arts-mengder ble angitt med smårutefrekvens-verdier, og
- TJ-PC30 Tjeldbergodden-datasett på 30 ruter der arts-mengder ble angitt med prosent dekningsverdier.

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

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

For direkte gradientanalyser er den kanoniske ordinasjonsmetode "Canonical Correspondence Analysis", CCA (ter Braak 1986) benyttet. CCA er inkorporert i CANOCO-pakken (ter Braak 1987a), og det er 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.

3.7 Korrelasjonsanalyser

Korrelasjonsanalyser ble utført mellom miljøvariabler og DCA-akse-verdier, og innbyrdes mellom de forskjellige miljøvariablene. I programpakken STATGRAPHICS (STSC Inc. 1991) ble den ikke-parametriske korrelasjonsanalysen basert på Kendall's 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 Kendall's τ når den underliggende fordelingen er ukjent. Korrelasjonskoeffisienten som ble nyttet for å teste uavhengigheten mellom mellom to tilfældige variable, X og Y var følgende;

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

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

H_0 : X_i og Y_i er gjensidig uavhengige

Den alternative hypotesen, H_1 , uttrykker den tilsvarende negasjon.

4 Resultater

4.1 Vegetasjonsanalyser

I de 30 analyserutene er 68 arter registrert; 26 karplanter, 17 bladmoser, 17 levermoser og 8 arter reinlav/begerlav (*Cladonia*). Tabell 1 viser artenes frekvens i materialet. Middell, maksimum, minimum og standard-avvik er gitt for artenes småruteffrekvens i materialet. Vektleggingen av hver art i vegetasjonsanalysen er angitt som summen av småruteffrekvensen summert over alle analyserutene.

Bjørk, som er relativt vanlig i området, er ikke registrert i noen av rutene da ingen frøplanter eller små individer er observert. Individer i tre- og busksjiktet med størrelse > 80 cm er imidlertid koordinatfestet, angitt med høyde og tegnet inn på detaljkart (figur 4). Feltene varierer mye mht. tresetting (tabell 2) og kronedekning (figur 4). Felt 1 har fire spinkle furuindivider under 3,5 m høyde og meget liten kronedekning. Felt 2 har samme antall furuindivider som er ca 4 og 8 m høye i vestre del av feltet. Tresettingen er ujevn også i felt 3 og 4. Tresjiktet er best utviklet i felt 5 og 6, der trærne både har høyest deknning og når størst høyde, ca 14 m. Ett individ er ca 19 m (tabell 2). Skogen er forholdsvis smådimensjonert. På økonomisk kartverk er bestandene der felt 2-6 er lagt ut klassifisert som skog av middels bonitet.

Av de registrerte artene hadde følgende 15 arter høyest frekvens i materialet (tallet i parentes referer til artens vekt i ordinasjonsanalysene); etasjehusmose (*Hylocomium splendens*, 2869), blåbær (*Vaccinium myrtillus*, 2725), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*, 2656), furumose (*Pleurozium schreberi*, 2519), kammose (*Ptilium crista-castrensis*, 1669), smyle (*Deschampsia flexuosa*, 1419), skrubebær (*Cornus suecica*, 1363), linnea (*Linnaea borealis*, 1338), ribbesigd (*Dicranum scoparium*, 950), krekling (*Empetrum nigrum*, 881), stormari-mjelle (*Melampyrum pratense*, 763), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*, 744), røsslyng (*Calluna vulgaris*, 725), heiflette (*Hypnum jutlandicum*, 656) og storkransmose (*Rhytidiadelphus triquetrus*, 638).

DCA-ordinasjonen av småruteffrekvens-datasettet, TJ-FR30, og prosent deknings-datasettet, TJ-PC30, viste så stor grad av strukturell konformitet at vi for å forenkle resultatene kun har valgt å legge frekvensdatasettet til grunn for analyseringen.

DCA-ordinasjon

Figur 5 viser de 30 analyserutenes posisjon (som er veiet middel av artsscorene) langs de to viktigste DCA-aksene. Førsteaksens gradientlengde er 2,81 SD-enheter og andreaksens er 1,58 (tabell 3). En stiplet linje omslutter de fem analyserutene i hvert felt. Som figur 5 viser ligger rutene i felt 1 lengst til venstre i ordinasjonsplottet. Det er et gap på 0.49 SD-enheter mellom felt 1 (rute 4) og felt 2 (rute 10).

Tabell 1 Artenes smårutefrekvens i 30 analyseruter. - Species frequency in 30 permanent plots.

		Frekvens Frequency	Middel Mean	Maksimum Maximum	Minimum Minimum	SD	Vekt Weight
Andr pol	Andromeda polifolia	16,67	98,75	100,00	93,75	2,80	493,75
Arct alp	Arctostaphylos alpinus	16,67	90,00	100,00	68,75	14,39	450,00
Call vul	Calluna vulgaris	33,33	72,50	100,00	31,25	26,05	725,00
Empe nig	Empetrum nigrum coll.	46,67	62,95	100,00	12,50	33,74	881,25
Juni com	Juniperus communis	36,67	46,02	100,00	6,25	30,27	506,25
Pinu syl	Pinus sylvestris	6,67	18,75	25,00	12,50	8,84	37,50
Sorb auc	Sorbus aucuparia	23,33	15,18	25,00	6,25	9,45	106,25
Vacc myr	Vaccinium myrtillus	96,67	93,97	100,00	56,25	14,02	2725,00
Vacc uli	Vaccinium uliginosum	10,00	83,33	100,00	68,75	15,73	250,00
Vacc vit	Vaccinium vitis-idaea	93,33	94,87	100,00	56,25	12,15	2656,25
Blec spi	Blechnum spicant	13,33	50,00	62,50	43,75	8,84	200,00
Corn sue	Cornus suecica	70,00	64,88	100,00	6,25	33,22	1362,50
Gymn dry	Gymnocarpium dryopteris	43,33	57,21	100,00	6,25	29,74	743,75
Linn bor	Linnaea borealis	76,67	58,15	93,75	12,50	27,34	1337,50
List cor	Listera cordata	10,00	6,25	6,25	6,25	0,00	18,75
Mela pra	Melampyrum pratense	86,67	29,33	62,50	6,25	15,08	762,50
Orth sec	Orthilia secunda	13,33	21,88	43,75	6,25	16,54	87,50
Oxal ace	Oxalis acetosella	20,00	25,00	56,25	6,25	18,54	150,00
Pote ere	Potentilla erecta	13,33	56,25	87,50	37,50	23,94	225,00
Pter aqu	Pteridium aquilinum	36,67	31,25	68,75	12,50	20,73	343,75
Trie eur	Trientalis europaea	20,00	23,96	75,00	6,25	25,74	143,75
Agro cap	Agrostis capillaris	3,33	6,25	6,25	6,25	****	6,25
Care nig	Carex nigra	6,67	53,13	81,25	25,00	39,77	106,25
Care pan	Carex panicea	3,33	50,00	50,00	50,00	****	50,00
Desc fle	Deschampsia flexuosa	66,67	70,94	100,00	6,25	33,95	1418,75
Luzu pil	Luzula pilosa	16,67	18,75	37,50	6,25	14,66	93,75
Aula pal	Aulacomnium palustre	3,33	6,25	6,25	6,25	****	6,25
Dicr fus	Dicranum fuscescens	13,33	9,38	18,75	6,25	6,25	37,50
Dicr maj	Dicranum majus	56,67	23,90	62,50	6,25	20,52	406,25
Dicr sco	Dicranum scoparium	60,00	52,78	100,00	6,25	31,38	950,00
Hylo spl	Hylocomium splendens	100,00	95,63	100,00	12,50	16,75	2868,75
Hypn jut	Hypnum jutlandicum	36,67	59,66	100,00	6,25	41,02	656,25
Plag lae	Plagiothecium laetum	3,33	12,50	12,50	12,50	****	12,50
Plag und	Plagiothecium undulatum	53,33	33,59	81,25	6,25	24,35	537,50
Pleu sch	Pleurozium schreberi	100,00	83,96	100,00	31,25	21,63	2518,75
Poly com	Polytrichum commune	36,67	48,86	100,00	6,25	38,51	537,50
Ptil cri	Ptilium crista-castrensis	80,00	69,53	100,00	6,25	32,78	1668,75
Scle pur	Scleropodium purum	20,00	26,04	50,00	6,25	18,72	156,25
Raco lan	Racomitrium lanuginosum	16,67	77,50	100,00	43,75	24,45	387,50
Rhyt lor	Rhytidiadelphus loreus	56,67	37,50	100,00	6,25	34,52	637,50
Rhyt tri	Rhytidiadelphus triquetrus	6,67	9,38	12,50	6,25	4,42	18,75
Spha cap	Sphagnum capillifolium	3,33	62,50	62,50	62,50	****	62,50
Spha qui	Sphagnum quinquefarium	40,00	45,31	75,00	12,50	23,10	543,75
Anas min	Anastrophyllum minutum	13,33	21,88	56,25	6,25	23,11	87,50
Barb att	Barbilophozia atlantica	16,67	27,50	56,25	6,25	18,54	137,50
Barb bar	Barbilophozia barbata	16,67	20,00	31,25	6,25	10,27	100,00
Barb flo	Barbilophozia floerkei	3,33	12,50	12,50	12,50	****	12,50
Barb kun	Barbilophozia kunzeana	3,33	6,25	6,25	6,25	****	6,25
Bazz tri	Bazzania trilobata	10,00	35,42	50,00	6,25	25,26	106,25
Caly int	Calyptogeia integristipula	3,33	12,50	12,50	12,50	****	12,50
Caly sp,	Calyptogeia sp.	20,00	10,42	25,00	6,25	7,57	62,50
Ceph loi	Cephalozia cf. loitlesbergeri	6,67	9,38	12,50	6,25	4,42	18,75
Ceph sp,	Cephalozia sp.	6,67	6,25	6,25	6,25	0,00	12,50
Lepi rep	Lepidoziac reptans	6,67	6,25	6,25	6,25	0,00	12,50
Loph bid	Lophocolea bidentata	26,67	37,50	68,75	12,50	20,59	300,00
Loph exc	Lophozia excisa	6,67	15,63	25,00	6,25	13,26	31,25
Loph ven	Lophozia ventricosa s. lat.	6,67	21,88	37,50	6,25	22,10	43,75
Myli tay	Mylia taylori	3,33	18,75	18,75	18,75	****	18,75
Ptil cil	Ptilidium ciliare	16,67	32,50	75,00	6,25	25,54	162,50
Trit qui	Tritomaria quinqueidentata	3,33	31,25	31,25	31,25	****	31,25
Clad arb	Cladonia arbuscula	10,00	85,42	100,00	75,00	13,01	256,25
Clad cil	Cladonia ciliata	13,33	75,00	100,00	12,50	42,08	300,00
Clad con	Cladonia coniocraea	3,33	6,25	6,25	6,25	****	6,25
Clad fur	Cladonia furcata	3,33	6,25	6,25	6,25	****	6,25
Clad gra	Cladonia gracilis	13,33	28,13	50,00	18,75	14,88	112,50
Clad ran	Cladonia rangiferina	6,67	12,50	18,75	6,25	8,84	25,00
Clad unc	Cladonia uncialis	16,67	51,25	100,00	18,75	34,63	256,25
Clad spp	Cladonia spp.	20,00	12,50	25,00	6,25	6,85	75,00

Tabell 2. Parmetre for trær innen felt 1-6. P: furu (*Pinus sylvestris*), B: bjørk (*Betula pubescens*), d: dødt individ. - Parameters of trees growing in macroplot 1-6. P: *Pinus sylvestris*, B: *Betula pubescens*, d: dead individual.

Felt Macroplot	Tre nr. Tree no.	Art Sp.	Omkrets, m Circumference, m	Høyde, m Height, m
1	1	P	0,16	2,55
	2	P	0,26	3,20
	3	P	0,19	3,00
	4	P	0,36	3,10
2	1	P	0,29	4,65
	2	P	0,15	3,80
	3	P	0,73	8,30
	4	P	0,51	6,25
3	1	P	0,51	8,50
	2	P	0,64	9,50
	3	P	0,76	10,90
	4	B	< 0,10	2,05
	5	P	0,53	7,50
	6	B	< 0,10	1,55
4	1	P	0,28	4,40
	2	P	0,91	11,60
5	1	P	0,92	19,30
	2	P d	-	-
	3	P d	-	-
	4	P d	0,51	12,40
	5	B	-	-
	6	P d	-	-
	7	B d	-	-
	8	B	0,27	9,50
	9	P	1,34	17,60
	10	B	0,20	4,90
6	11	P	0,24	5,50
	12	P	0,69	14,00
	13	P	0,22	5,90
	14	B	< 0,10	4,50
	1	P	0,53	14,30
	2	P	0,98	12,60
	3	B	0,34	14,50
	4	B d	-	-
	5	B	0,17	6,70
	6	B	0,12	4,90
7	B	0,38	11,70	
8	B	< 0,10	-	
9	P d	0,16	3,60	
10	P	0,70	14,90	

Tabell 3. Vegetasjonsanalyse, egenskaper ved ordinasjonsaksene. SD_{DCA} = Gradientlengde målt i SD-enheter, e_{DCA} = egenverdi, e_{DCA}/Ti = egenverdi/Total inertia (= aksens andel av forklart variasjon), Se_{DCA}/Ti = de n første aksenes andel av forklart variasjon. - Vegetation analysis, characteristics of ordination axes. SD_{DCA} = Gradient length in SD units, e_{DCA} = eigenvalue, e_{DCA}/Ti = eigenvalue/Total inertia (= variation explained by the axis), Se_{DCA}/Ti = variation explained by the first n axes.

DCA-akse DCA axis	SD_{DCA}	e_{DCA}	e_{DCA}/Ti	Se_{DCA}/Ti
1	2,81	0,560	34,8	34,8
2	1,58	0,113	7,0	41,8
3	1,13	0,058	3,6	45,4
4	1,30	0,041	2,5	48,0

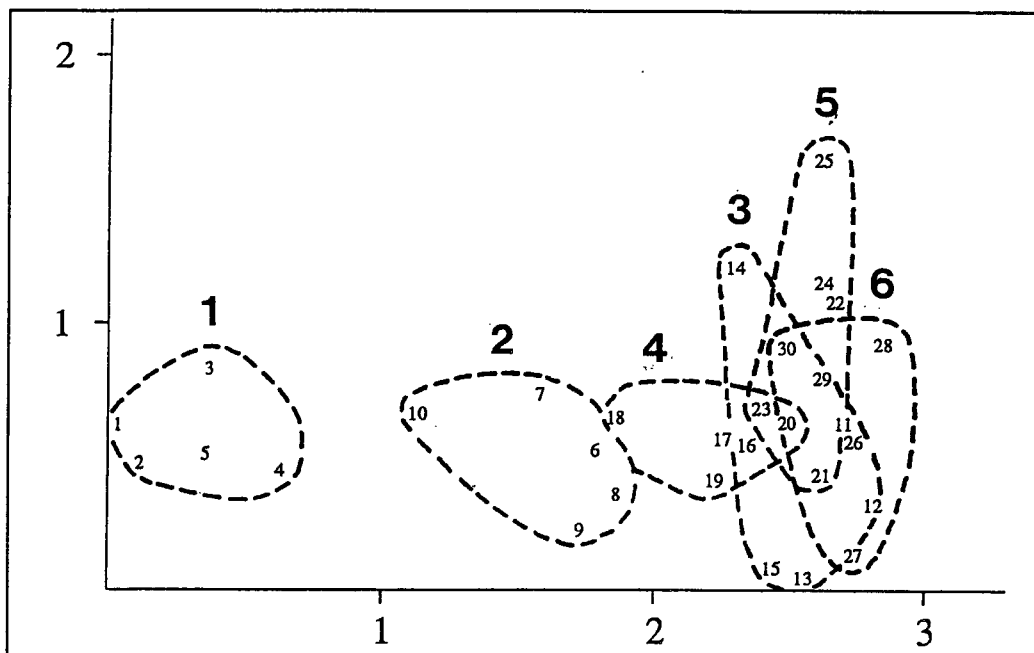
Det er videre ikke overlapp mellom felt 2 og de andre feltene, men det er heller ikke noe gap mellom dem. I felt 2 har rute 8 høyere DCA-verdi langs førsteaksen enn rute 18 i felt 4. Felt 4 ligger i hovedsak lenger til venstre i ordinasjonsplottet enn feltene 3, 5 og 6. Generelt viser det seg at felt 1, 2 og 4 trekker ut størstedelen av førsteaksen, mens andreaksen trekkes ut av rutene i felt 3, 5 og 6, som ligger lengst til høyre i ordinasjonsplottet.

Figur 6 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.

4.2 Korrelasjoner mellom miljøparametre

Tjuen jordparametre er valgt for å vise kjemisk status for humusprøvene fra 1993 (tabell 4). Humusprøvene karakteriseres av lav pH (4,09-4,51, middel 4,28) og høyt innhold av organisk materiale, med glødetap mellom 84,99 og 97,53 % (middel 94,75 %). Innholdet av total-nitrogen varierer fra 710 til 1010 mmol/kg (middel 869,98 mmol/kg). Basemetningsgraden varierer fra 64,50 til 79,60 % (middel 73,05 %) og kationbyttekapasiteten fra 328,20 til 513,95 mmol(c) (middel 439,65 mmol(c)).



Figur 5. DCA-ordinasjonsplott av 30 analyseruter, aksene 1 og 2. Aksene er skalert i SD-enheter. De stiplede linjene omslutter de 5 analyserutene i hver felt. - DCA ordination plot of 30 sample plots, axes 1 and 2. Axes scaled in S.D. units. The dashed line enclose the 5 sample plots in each macroplot.

Tabell 5 viser Kendall-korrelasjoner mellom 21 jordparametre. Det er ingen signifikant korrelasjon mellom pH og de andre parametrene. Kationkapasiteten (CEC) er positivt korrelert med glødetap (LI, $\tau = 0,49$) og som forventet positivt korrelert med Ca ($\tau = 0,49$). Basemetningen (BS) er positivt korrelert med total-N ($\tau = 0,41$) og som forventet positivt korrelert med Ca ($\tau = 0,60$) og negativt korrelert med H ($\tau = -0,64$), Fe ($\tau = -0,59$) og Al ($\tau = -0,56$). Ca er i dette materialet positivt korrelert med total-N ($\tau = 0,56$).

Variasjon i jordkjemiske parametre i forskjellige sjikt

For å dokumentere status for jordkjemiske parametre i de forskjellige sjiktene er data fra NISKs undersøkelser tatt med i denne rapporten (**tabell 6**). Tabellen viser verdier for sjiktene org 1a (øvre 2,5 cm av humussjiktet), org 1b (fra 2,5 cm til mineraljord), min 0-5, min 5-15 og min 15-40 (mineraljord der sjiktens dybdeintervaller er målt i cm).

Analyseresultatene viser generelt god næringstilstand. Analysenes store verdi ligger i den lave variasjonskoeffisienten mellom de fire seriene. Dette gir et godt sammenligningsgrunnlag når nye prøver skal tas om noen år. Numerisk behandling av dataene er ikke utført i denne rapporteringen, men vil bli utført når datasett nr. 2 foreligger etter gjentatt prøvetaking etter 5 år, og eventuelle endringer kan diskuteres.

4.3 Korrelasjoner mellom DCA-akser og miljøparametre

Det er liten grad av samvariasjon mellom posisjon langs DCA-aksene og rutenes eksposisjon. Flertallet av rutene ligger i felt

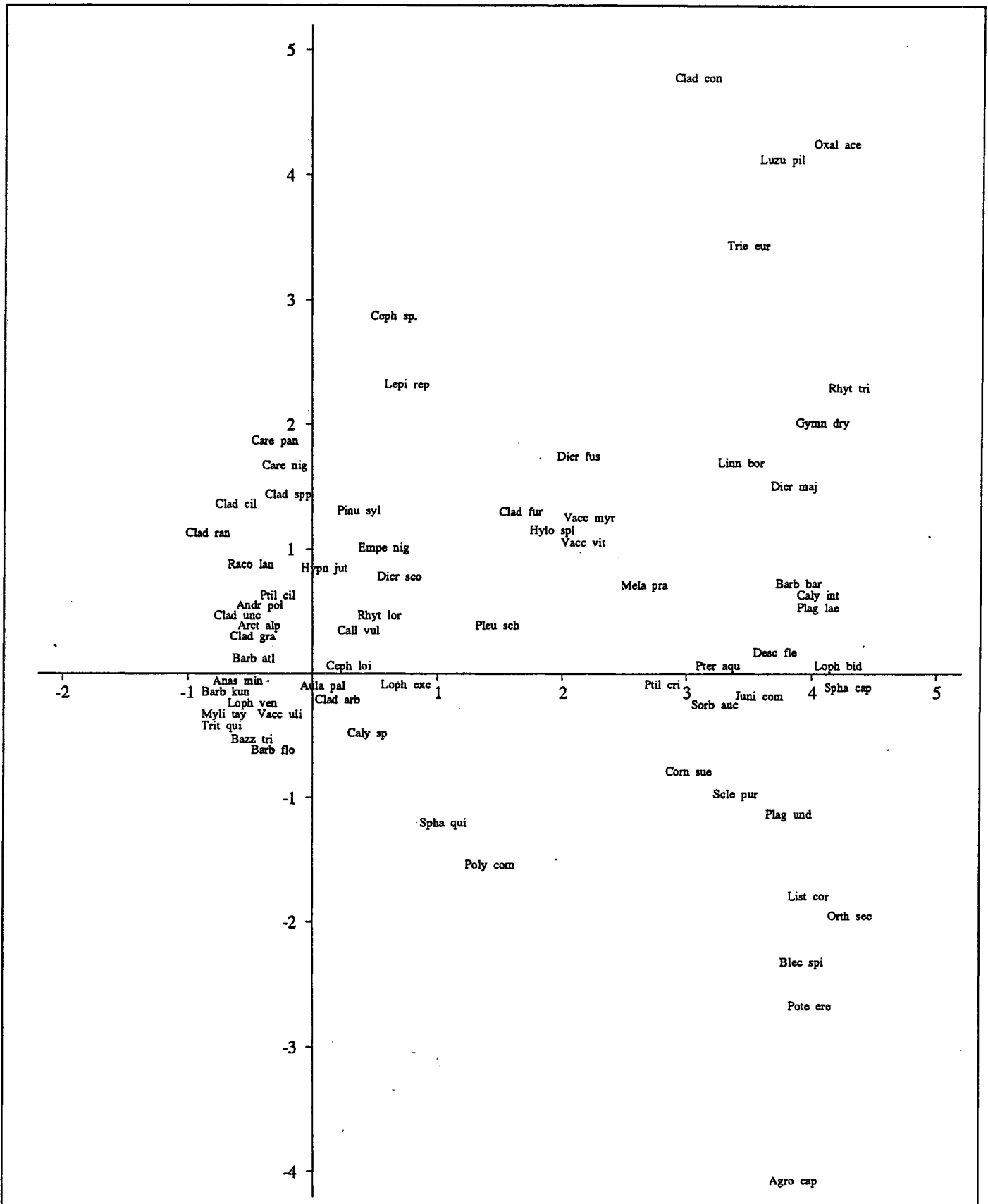
med sørlig eksposisjon; felt 4 er vendt mer mot øst og felt 1 mot nord. Enkeltrutenes eksposisjon og hellning fremgår av **tabell 7**. Noen av feltene har brutt topografi, med nokså varierende hellning. Verdier for jordfuktighet og mikrotopografisk variasjon er foreløpig ikke målt.

Treparametrene viser en tydeligere samvariasjon med DCA-akse 1. Feltene 1, 2 og 4 har få trær og dermed relativt stor innstråling. Felt 5 og 6 har større tetthet av trær, og trærne er også betydelig større. Felt 3 er av intermedier utforming med stor tetthet i deler av feltet.

Tabell 8 viser Kendall-korrelasjoner mellom de fire DCA-aksene og settet av 21 jordparametre. DCA-akse 1 er korrelert med total-N ($\tau = 0,54$) og Ca ($\tau = 0,53$), og BS, S, CEC, Mn og LI er signifikant positivt korrelert på 5 %-nivå. Videre er Fe, Al og Si signifikant negativt korrelert. DCA-akse 2 er negativt korrelert med C ($\tau = -0,42$), men også S, K, Li og Si er signifikant negativt korrelert. DCA-akse 3 er korrelert med Si ($\tau = -0,49$), Ca ($\tau = 0,42$). Tredjeaksen er videre signifikant positivt korrelert me CEC, Sr og BS, og negativt korrelert med Fe og Al. DCA-akse 4 er kun signifikant korrelert med Zn ($\tau = 0,40$) og K ($\tau = 0,26$).

4.4 CCA-ordinasjon

Direkte gradientanalyser, basert på reskalerte hybrid-CCA ordinasjoner, ble kjørt på smårutefrekvensdatasettet, TJ-FR30, mot jordparametrene; pH, CEC (kationkapasiteten) /LI, basemetning (BS), Al/LI, Ca/LI, tot-N/LI og LI (glødetap). **Tabell 9** viser gradientlengde, egenverdi og parametrenes forklaringsandel av vegetasjonsstrukturen (egenverdi dividert på total inertia) for den kanoniske aksene og for første ikke-kanoniske residual-akse.



Figur 6. DCA-ordinasjonsplott av 68 arter, aksene 1 og 2. Aksene er skalert i SD-enheter. - DCA ordination plot of 68 species, axes 1 and 2. Axes scaled in S.D. units.

Tabell 4. Humus-data fra 30 analyseruter. SD: standardavvik, CEC: kationbyttekapasitet, BS: basemetning, LI: glødetap. - Humus data from 30 sample plots. SD: standard deviation, CEC: cation exchange capacity, BS: base saturation, LI: loss on ignition.

	Middel Mean	Maksimum Maximum	Minimum Minimum	SD
pH	4,28	4,51	4,09	-
H	113,58	160,10	85,60	18,69
CEC	439,65	513,95	328,20	37,00
BS	73,05	79,60	64,50	4,10
Al	3,00	10,69	1,22	1,89
B	50,20	204,00	25,00	58,56
Ba	123,75	228,00	61,00	44,14
C	749,03	1015,00	552,00	141,54
Ca	78,40	133,15	40,47	20,10
Fe	0,35	2,19	0,08	0,55
K	34,26	60,08	20,42	8,09
Mg	53,14	67,65	43,09	6,46
Mn	2,18	6,91	0,12	1,57
Na	24,38	34,97	17,12	4,73
P	7,06	11,46	2,31	2,56
S	5,03	11,88	3,15	1,62
Si	273,62	498,00	142,00	91,83
Sr	382,32	535,00	273,50	71,99
Zn	490,05	669,00	350,00	79,75
total-N	869,98	1010,00	710,00	91,82
LI	94,75	97,53	84,99	2,94

Tabell 5. Kendall-korrelasjoner mellom 21 jordparametre. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynlighet (nedre verdier) er angitt. - Kendall rank correlations between 21 soil parameters. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified.

H	-.3725																				
	.0042																				
CEC	-.1233	.1427																			
	.3434	.2686																			
BS	.2427	-.6351	.2076																		
	.0629	.0000	.1082																		
Al	-.2235	.3571	-.2486	-.5566																	
	.0861	.0057	.0540	.0000																	
B	.2338	-.2231	-.1609	.0621	-.1157																
	.1210	.1354	.2809	.6783	.4388																
Ba	-.1680	-.1363	.1892	.2523	-.0947	.0166															
	.1978	.2922	.1433	.0516	.4642	.9119															
C	-.1000	.2716	.0943	-.1892	.0368	-.0867	.1292														
	.4421	.0352	.4645	.1433	.7753	.5615	.3175														
Ca	.0302	-.3130	.4943	.5952	-.4879	-.0124	.2999	-.1540													
	.8162	.0152	.0001	.0000	.0002	.9339	.0203	.2319													
Fe	-.1882	.4331	-.2768	-.5788	.6892	-.0835	-.1494	.2489	-.5512												
	.1519	.0009	.0334	.0000	.0000	.5798	.2524	.0558	.0000												
K	.0721	-.0921	.1954	.1707	-.1933	.0454	.2953	.3103	.1770	-.1791											
	.5794	.4754	.1294	.1865	.1339	.7610	.0223	.0160	.1695	.1687											
Mg	.0349	.1473	-.0437	-.1107	.2071	-.1362	-.2122	-.0759	-.2736	.1884	-.2506										
	.7886	.2534	.7346	.3916	.1083	.3616	.1006	.5560	.0337	.1477	.0518										
Mn	.1583	-.2972	.0138	.2564	-.3479	.2437	.1778	.0736	.2946	-.3539	.3498	-.4787									
	.2240	.0213	.9147	.0475	.0070	.1028	.1692	.5680	.0224	.0066	.0067	.0002									
Na	.1093	.0368	.0345	.0415	-.0921	.0041	-.3737	-.0253	-.0667	-.0674	.0391	.2046	-.0184								
	.4008	.7753	.7890	.7480	.4754	.9779	.0038	.8444	.6049	.6042	.7617	.1123	.8865								
P	-.1118	-.0207	.2117	.1409	-.1544	-.1487	.3118	.3084	.2440	-.1956	.5570	-.2624	.4124	.0644							
	.3908	.8724	.1007	.2762	.2318	.3195	.0159	.0168	.0586	.1332	.0000	.0419	.0014	.6173							
S	.0885	-.0899	.3314	.2055	-.2281	.1363	.3118	.2209	.2670	-.2934	.5754	-.1151	.2788	-.0046	.4401						
	.4969	.4864	.0102	.1121	.0773	.3615	.0159	.0867	.0385	.0243	.0000	.3723	.0308	.9715	.0007						
Si	.0792	.0530	-.3130	-.2564	.1866	.0000	.1686	.2163	-.2946	.2468	.1979	.0046	.0484	-.1197	.2005	.0899					
	.5432	.6815	.0152	.0475	.1483	1.0000	.1925	.0935	.0224	.0581	.1249	.9715	.7078	.3535	.1205	.4864					
Sr	.3194	.0415	.3065	.1850	.0323	-.2275	.2266	-.1912	.2512	-.0769	-.1267	.2880	-.3276	-.0438	-.0138	.0415	-.2076				
	.0143	.7480	.0176	.1532	.8027	.1283	.0802	.1385	.0517	.5552	.3263	.0257	.0113	.7345	.9147	.7480	.1082				
Zn	.2163	-.0322	-.2368	-.0646	-.0276	.0784	-.2353	-.1586	-.1816	-.0116	-.0851	.1816	.1381	.1862	-.1473	-.0829	.0644	-.1267			
	.0964	.8027	.0661	.6172	.8304	.5994	.0687	.2183	.1587	.9288	.5092	.1587	.2843	.1484	.2534	.5206	.6173	.3263			
total-N	-.0838	-.2005	.3913	.4088	-.2512	.0785	.3672	-.0736	.5616	-.3539	.2117	-.3084	.2972	-.1105	.2696	.3387	-.2143	.2215	-.3544		
	.5198	.1205	.0024	.0016	.0517	.5993	.0045	.5680	.0000	.0066	.1007	.0168	.0213	.3917	.0368	.0087	.0970	.0866	.0060		
LI	.0535	.1979	.4851	.0461	-.1933	.0702	-.0185	.0391	.1080	-.1512	.1218	.1402	-.0875	.1356	.0736	.3176	-.2209	.1590	-.0621	.1473	
	.6809	.1249	.0002	.7211	.1339	.6384	.8864	.7617	.4017	.2453	.3444	.2765	.4977	.2925	.5680	.0138	.0867	.2182	.6300	.2534	
	pH	H	CEC	BS	Al	B	Ba	C	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Sr	Zn	total-N	

Sjiktserie		E1AL	E1B	E1BA	E1BE	E1C	E1CA	E1FE	E1K	E1LI	E1MG	E1MN
Horizons												
org1a	A	14,40	25	134	15	824	75,91	1,87	30,04	40	53,74	1,91
org1b	A	33,31	25	97	15	470	37,08	2,01	15,45	40	39,36	0,26
min 0-5	A	8,05	25	28	15	82	5,09	0,50	2,34	40	4,84	0,03
min 0-5	A	8,40	25	28	15	87	5,20	0,56	2,33	40	4,88	0,03
min 5-15	A	8,33	25	19	15	62	2,08	0,75	1,49	40	2,78	0,01
org 1a	B	9,19	25	132	15	722	74,61	1,09	28,20	40	52,41	2,17
org 1b	B	37,70	25	119	15	393	42,37	1,63	13,94	40	41,49	0,25
min 0-5	B	10,34	25	28	15	66	3,70	0,62	1,46	40	3,73	0,06
min 5-15	B	7,41	25	19	15	53	1,84	0,57	0,93	40	2,07	0,01
min 5-15	B	7,08	25	18	15	64	1,79	0,52	1,47	40	1,97	0,01
org 1a	C	7,69	25	141	15	865	83,23	0,71	31,86	40	50,67	2,40
org 1b	C	39,40	25	104	15	444	38,53	2,50	15,57	40	35,06	0,31
min 0-5	C	,98	25	19	15	55	3,90	0,36	1,23	40	3,13	0,02
min 5-15	C	9,21	25	22	15	52	2,54	0,60	1,06	40	2,62	0,01
min 15-40	C											
min 15-40	C											
org 1a	D	7,06	25	145	15	864	81,00	0,78	33,01	40	57,68	2,65
org 1b	D	26,65	25	107	15	414	35,81	3,33	13,03	40	37,27	0,30
min 0-5	D	5,94	25	20	15	71	2,57	0,73	1,67	40	2,49	0,06
min 5-15	D	9,18	25	23	15	54	1,52	0,88	1,38	40	1,32	0,01
Sjiktserie		E1NA	E1P	E1S	E1SC	E1SI	E1SR	E1ZN	E1KAP	E1BASEM		
Horizons												
org1a	A	18,45	2,13	4,05	5	405	433	438	419,4	73,4		
org1b	A	18,43	0,43	3,34	5	676	326	169	302,7	61,7		
min 0-5	A	3,58	0,10	0,42	5	650	49	18	53,4	48,3		
min 0-5	A	3,57	0,10	0,42	5	625	49	21	53,4	48,8		
min 5-15	A	2,33	0,10	0,27	5	539	25	10	39,1	34,6		
org 1a	B	18,15	2,21	3,73	5	374	394	420	393,5	76,3		
org 1b	B	21,32	0,31	3,23	5	812	382	153	324,2	62,6		
min 0-5	B	2,95	0,10	0,41	5	666	43	19	49,1	39,3		
min 5-15	B	2,24	0,10	0,31	5	613	23	10	31,5	34,9		
min 5-15	B	2,10	0,10	0,30	5	534	21	9	31,4	35,3		
org 1a	C	16,94	4,45	4,80	5	342	423	478	414,9	76,3		
org 1b	C	18,10	0,43	3,25	5	879	375	185	304,9	59,3		
min 0-5	C	2,48	0,10	0,34	5	470	38	18	38,9	45,7		
min 5-15	C	2,36	0,10	0,38	5	620	34	21	39,3	34,9		
min 15-40	C											
min 15-40	+C											
org 1a	D	16,70	4,15	4,56	5	322	439	498	428,2	76,4		
org 1b	D	15,64	0,44	2,36	5	477	361	181	273,8	63,9		
min 0-5	D	2,20	0,10	0,33	5	472	33	17	33,2	42,1		
min 5-15	D	1,79	0,17	0,29	5	428	23	9	34,8	25,4		

Tabell 7. Eksposisjon (E) og hellning (H: 400°) for analyserutene. - Aspect (E) and inclination (H: 400°) of sample plots.

Rutenr Plot	E	H
1	-	10
2	390	10
3	305	5
4	-	5
5	390	15
6	-	
7	200	15
8	190	20
9	200	5
10	170	15
11	200	20
12	20	20
13	180	10
14	190	25
15	-	10
16	-	5
17	90	15
18	10	10
19	20	15
20	100	3
21	-	10
22	-	10
23	200	15
24	220	20
25	140	15
26	290	10
27	380	10
28	130	10
29	180	10
30	240	25

Tabell 8. Kendall rangkorrelasjoner mellom rutenes DCA-verdier og 21 miljøvariabler. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynlighet (nedre verdier) er angitt. - Kendall rank correlations between sample plot scores relative to ordination axes and the 21 environmental variables. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are specified.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
pH(H ₂ O)	.0628 .6293	.0209 .8722	-.0163 .9004	.1837 .1579
H	-.2486 .0540	-.2117 .1007	-.0138 .9147	.0046 .9715
C.E.C.	.3609 .0051	-.1954 .1294	.3517 .0063	-.1264 .3265
BS	.4198 .0012	.1384 .2842	.2768 .0322	-.0830 .5205
Al	-.3452 .0074	-.1657 .1989	-.2624 .0419	.0092 .9431
B	.1527 .3063	.0454 .7610	-.1939 .1938	.0454 .7610
Ba	.2030 .1162	-.1292 .3175	-.0369 .7752	-.0923 .4752
C	-.2230 .0835	-.4207 .0011	-.1678 .1928	-.1218 .3444
Ca	.5264 .0000	.1264 .3265	.4161 .0012	-.0713 .5802
Fe	-.4675 .0003	-.1837 .1580	-.2675 .0398	-.1140 .3811
K	.2276 .0774	-.2828 .0282	-.1402 .2765	.2644 .0402
Mg	-.1586 .2183	-.2092 .1045	.0897 .4866	-.0483 .7079
Mn	.3590 .0054	.1197 .3535	-.0967 .4536	.2486 .0540
Na	.0023 .9858	.0897 .4866	.1126 .3820	.2230 .0835
P	.1841 .1534	-.1979 .1249	-.0967 .4536	.1243 .3353
S	.4189 .0012	-.3590 .0054	-.0875 .4977	.1013 .4324
Si	-.2532 .0497	-.2163 .0935	-.4925 .0001	.1289 .3177
Sr	.2005 .1205	-.0576 .6555	.3295 .0107	-.2097 .1044
Zn	-.0759 .5560	.0023 .9858	.0805 .5323	.4023 .0018
N-tot	.5386 .0000	.1013 .4324	.1703 .1867	-.1703 .1867

Tabell 9. Direkte gradientanalyser, egenskaper ved ordina-sjonsaksene. SD_{CCA} = gradientlengde for CCA-akse målt i SD-enheter, SD_{RES1} = gradientlengde for første residualakse målt i SD-enheter, e_{CCA} = egenverdi for CCA-akse, e_{RES1} = egenverdi for første residual-akse, $e_{CCA/TI}$ = egenverdi for CCA-akse/total inertia (= aksens andel av forklart variasjon). - Direct gradient analyses, characteristics of ordination axes. SD_{CCA} = gradient length of canonical axis in SD units, SD_{RES1} = gradient length of residual axis in SD units, e_{CCA} = eigenvalue of canonical axis, e_{RES1} = eigenvalue of residual axis, $e_{CCA/TI}$ = eigenvalue of canonical axis/total inertia (= variation explained by canonical axis).

variabel variable	SD_{CCA}	SD_{RES1}	e_{CCA1}	e_{RES1}	$e_{CCA1/TI}$
pH	0,65	2,89	0,024	0,425	1,5
CEC	2,57	2,39	0,249	0,324	15,5
BS	1,20	2,80	0,086	0,369	5,3
Al	1,87	2,74	0,195	0,345	12,1
Ca	2,35	2,34	0,251	0,204	15,6
tot-N	2,27	2,60	0,346	0,188	21,5
LI	1,50	2,71	0,116	0,342	7,2

5 Diskusjon

5.1 Indirekte gradientanalyse

Vegetasjonsundersøkelsene på Tjeldbergodden er basert på et representativt utvalg av analysefelt lagt ut for å fange opp mest mulig økologisk og floristisk variasjon i de artsfattige vegetasjonsutformingene i området øst for Kjørsvikbugen. Resultatene av de multivariate analysene gjenspeiler derfor i stor grad resultatene av ruteutleggelsen.

Hovedvariasjonen i materialet fra Tjeldbergodden kan tilskrives komplekse nærings- og fuktighetsgradienter. En rekke nyere undersøkelser viser at næringforhold og fuktighet er viktigste strukturerende parametre i boreal barskog (Carleton & Maycock 1980, Bergeron & Bouchard 1983, Kuusipalo 1983, Lahti & Väisänen 1987, T.Økland 1990, Tonteri et al. 1990, R.H. Økland & Eilertsen 1993 og Rydgren 1993).

Næringsgradienten

Analysene av datasettet fra Tjeldbergodden viser at hovedvariasjonen i materialet, artfordelingen langs DCA-akse 1, blir uttrykt ved coenoklinen fra den åpne, grunnlendte utformingen av røsslyng-blokkbærskog med lav bonitet til den topografisk mer varierte blåbærfuruskogen av middels bonitet og med mer velutviklet jordsmonn. Denne coenoklinen sammenfaller med en kompleks næringsgradient, der total-N, Ca, basemetning, CEC, Mn og glødetap er viktigste enkelt-

komponenter. Disse er alle sterkt positivt korrelert med DCA-akse 1, mens Fe, Al og utbyttbare H^+ -ioner er sterkest negativt korrelert.

Materialet fra Tjeldbergodden viser klart at flere parametre varierer sammen og utgjør en kompleks næringsgradient I materialet vises en sterk posetiv korrelasjon mellom total-N, Ca og DCA-akse 1. Dette stemmer overens med en rekke arbeider fra boreal barskog der den komplekse næringsgradienten synes å være viktigst (jf. R.H. Økland & Eilertsen 1993). Valmari (1921), Kuusipalo (1983) og Sepponen (1985) hevder at pH, N og Ca gir et pålitelig uttrykk for analyseflatenes næringsstatus. Vårt materiale viser at pH viser liten variasjon og at verdiene ikke er signifikant korrelert med noen av DCA-aksene. Utbyttbart H^+ er imidlertid signifikant negativt korrelert med DCA-akse 1. Dette, sammen med den høye positive korrelasjonen mellom CEC. (spesielt Ca) og DCA-akse 1, kan bety at disse variablene er viktige strukturerende parametre også i dette materialet. Brzeziecki (1987) hevder at pH og Ca er blant de viktigste jordparametrene og har stor betydning for andre fysiske, kjemiske og biotiske egenskaper i jord. Hvorvidt det er Ca eller N som er viktigste strukturerende næringsparameter i boreal barskog er diskutert i litteraturen. Dahl et al. (1967) ser en klar sammenheng mellom N og basemetning og foreslår at N-innholdet i humus avhenger av en primær miljøparameter som virker inn på nedbrytningen av strø. De hevder at den viktigste kjemiske miljøparameteren kanskje er mengden av de bivalente kationene, spesielt Ca. Arbeider av Kuusipalo (1983) og Sepponen (1985) støtter hypotesen om at Ca er den primære miljøfaktor som betinger økte mineraliseringsrater i humus.

En rekke arter er med på å karakterisere den komplekse næringsgradienten i datasettet fra Tjeldbergodden. Av de mest frekvente kryptogamer i den næringsfattige delen av gradienten kan nevnes pigglav (*Cladonia uncialis*), gaffelreinlav (*Cladonia ciliata*), heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), kystskjeggmose (*Barbilophozia atlantica*) og heiflette (*Hypnum jutlandicum*), mens de viktigste karplantene er blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), røsslyng (*Calluna vulgaris*) og krekling (*Empetrum nigrum*). Av de mest frekvente kryptogamer i den mer næringsrike del av gradienten kan nevnes storkransmose (*Rhytidiadelphus triquetrus*), glansjåmose (*Plagiothecium laetum*), skogflak (*Calypogeia integristipula*), skogskjeggmose (*Barbilophozia barbata*) og kystjåmose (*Plagiothecium undulatum*). I denne mer næringsrike delen av gradienten er innslaget av karplanter betydelig større enn i den mer fattige. Viktige arter er nikkevintergrønn (*Orthilia secunda*), gauksyre (*Oxalis acetosella*), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), tepperot (*Potentilla erecta*), bjønnekam (*Blechnum spicant*), skogstjerne (*Trientalis europaea*) og linnea (*Linnaea borealis*).

Fuktighetsgradienten

DCA-akse 1; gjenspeiler en klar fuktighetsgradient; coenoklinen fra den åpne, grunnlendte og tørre utformingen av røsslyng-blokkebærskog, av Fremstad (1994) karakterisert som "heigråmose-furuknaus", til en mer skyggefull og friskere utforming av blåbærfuruskog. Den komplekse fuktighetsgradienten i dette materialet fra Tjeldbergodden er i det vesentligste vurdert utifra de coenoklinene som fremkommer ved DCA-ordinasjonen.

En rekke arbeider fra boreal barskog viser en klar sammenheng mellom den komplekse næringsgradienten og den komplekse fuktighetsgradienten (jf. Peet & Loucks 1977, Carleton & Maycock 1980, Taylor et al. 1987 og R.H. Økland & Eilertsen 1993).

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. R.H. Økland & Eilertsen (1993) vurderer artenes fordeling i ordinasjonsrommet som funksjon av forskjellige typer av fuktighet. I dette materialet fra Tjeldbergodden er det ikke foretatt dekomponering av kompleksgradienten i en storskala fuktighetsgradient (korrelert med jorddybde) og en finskala fuktighetsgradient (korrelert med mikrotopografiske forhold). R.H. Økland & Eilertsen (1993) skiller i sitt arbeide mellom topogen forsumpning som opptrer i mindre forsengkninger med dårlig drenering, stagnerende vann og liten vertikal vannbevegelse, og soligen forsumpning som opptrer i mer hellende terreng med vannbevegelse som i større grad følger terrenget. Generelt vil soligen forsumpning være vanligere i oseaniske områder enn i mer kontinentale.

Al er av de elementene som har blitt satt i fokus når virkninger av jordforsuring som følge av luftforurensning har blitt disku-

tert. Materialet fra Tjeldbergodden viser ikke signifikant korrelasjon mellom Al og DCA-akse 2, men en høy signifikant negativ korrelasjon mellom Al og DCA-akse 1. Dette kan tyde på at Al ikke er korrelert med grad av forsumpning, men at den derimot er korrelert med jordfuktighet som funksjon av jordsmonnstykkelse. Dette er i så fall i strid med de tilsvarende undersøkelsene fra boreal barskog på Sørlandet (R.H. Økland & Eilertsen 1993) og på Østlandet (T. Økland 1990). R.H. Økland & Eilertsen (1993) peker på at vannløslige organiske syrer som virker som kompleksbindere for Al kan vaskes ut på tørre steder med vertikal vanntransport. Dette vil trolig være tilfellet i mer kontinentale områder. På Tjeldbergodden derimot, som er betydelig mer oseanisk, skjer utvaskningen trolig i mindre grad, og Al kan akkumuleres i øvre sjikt.

Både i den næringsfattige og den litt mer næringsrike delen av hovedgradienten, DCA-akse 1, er et sett av arter med på å karakterisere fuktighetsforholdene. I den næringsfattige og grunne delen har en rekke arter av begerlav (*Cladonia*), heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), heiflette (*Hypnum jutlandicum*) og krekling (*Empetrum nigrum*) høye verdier langs DCA-akse 2, mens levermosene lyngskjeggmose (*Barbilophozia floerkei*), storstylte (*Bazzania trilobata*), storoggtann (*Tritomaria quinqueidentata*) og rødmuslingmose (*Mylia taylorii*) har de laveste verdiene. I den næringsrikere og friskere delen av hovedgradienten er det en enda tydeligere differensiering i en tørrere utforming (høye verdier langs DCA-akse 2) og en fuktigere utforming med større innslag av torvmoser (lave verdier langs DCA-akse 2). I de tørrere utformingene er karplantene gauksyre (*Oxalis acetosella*), hårfrytle (*Luzula pilosa*), skogstjerne (*Trientalis europaea*), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) og linnea (*Linnaea borealis*) vanlige. Av kryptogamene er det få arter, men storkransmose (*Rhytidiadelphus triquetrus*) og blanksigd (*Dicranum majus*) kan nevnes. I de litt fuktigere forsengkningene er det større innslag av moser. Lyngtorvmose (*Sphagnum quinquefarium*) og furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*) er typiske, men også kystjåmose (*Plagiothecium undulatum*), narremose (*Scleropodium purum*) og storbjørnemose (*Polytrichum commune*). Av karplantene er det i hovedsak tepperot (*Potentilla erecta*), bjønnekam (*Blechnum spicant*), nikkevintergrønn (*Orthilia secunda*), småtveblad (*Listera cordata*) skrubebær (*Comus suecica*) og rogn (*Sorbus aucuparia*) som trekker ut andreaksen.

5.2 Direkte gradientanalyser

Direkte gradientanalyser blir nyttet til å studere hvilken miljøparameter eller hvilket sett av miljøparametre som best forklarer artenes mengdefordeling i materialet. RDA, Redundancy Analysis og CCA, Canonical Correspondence Analysis er to velkjente metoder for slik styrt ("constrained") ordinasjon (jf. ter Braak 1987a). RDA er en parallell til PCA, mens CCA er en parallell til CA. Valget mellom RDA og CCA er således et valg mellom metoder som forutsetter en lineær- eller en unimodal fordeling av artenes respons til underliggende kompleksgradienter. For korte gradienter kan valget av

metoder diskuteres. For lengere gradienter, > 2,0 SD-enheter, vil CCA ofte foretrekkes (jf. ter Braak 1987c). Direkte gradientanalyser av datasettet fra Tjeldbergodden er derfor utført med CCA, da gradientlengden fra den indirekte gradientanalysen av datasettet var 2,81 SD-enheter langs førsteaksen.

CCA-analysene av de 7 utvalgte jordparametrene viste at total-N forklarte mest av variasjonen i datasettet (22 %). Ca og dermed CEC er også viktige forklaringsvariabler (begge 16 %). Al som er signifikant negativt korrelert med Ca og CEC, hadde bare litt lavere verdi (12 %). Dersom disse verdiene sammenholdes med verdiene fra den boreale barskogsundersøkelsen til R.H. Økland & Eilertsen (1994) ser vi at forklart variasjon fra datasettet på sørlandet er betydelig lavere for disse parametrene; total-N (6 %), Ca (3 %) og Al (2 %). Ser man på verdiene på glødetap, er de temmelig like i begge datasett (7 % og 6 %). Datasettet fra Tjeldbergodden forklares i svært liten grad av pH-variabelen. Kun 2 % av variasjonen blir forklart av pH, mens den på Sørlandet forklarer 6 %.

Det er trolig mange årsaker til den store forskjellen mellom barskogsdatasettene på Tjeldbergodden og på Sørlandet. Når det gjelder pH, er forskjellen trolig reell; pH-verdiene på Tjeldbergodden varierer fra 4,0 til 4,5, mens de på Sørlandet varierer fra 3,7 til 5,3. Når det derimot gjelder total-N og Ca, kan den store forskjellen i forklaringsgrad skyldes at vi på Tjeldbergodden har en entydig gradient med liten variasjon langs residual-aksene. Dette er sannsynligvis en følge av ruteutleggelsen og det lave antall analyseruter. Dessuten forsterkes effekten av at det er en tydelig differensiering langs førsteaksen som følge av manglende overlapp mellom de feltene som i størst grad strekker ut denne gradienten. Et annet forhold er at gradientlengden i datasettet fra Sørlandet er over 6 SD-enheter, dvs mer enn dobbelt så lang som i datasettet fra Tjeldbergodden. Arbeidet av R.H. Økland & Eilertsen (1994) viser generelt at andelen av variasjon som blir forklart øker (for en rekke parametre) dersom en deler opp datasettet i mindre delsett. Det er derfor ikke mulig å gjøre adekvate komparative undersøkelser mellom forskjellige områder, når feltdesignet er såpass forskjellig.

5.3 Konklusjon og anbefalinger

Vegetasjonsovervåkingen på Tjeldbergodden er basert på undersøkelser i artsfattig vegetasjon, som dog er representativ for områdene rundt Tjeldbergodden (Fremstad 1994). Det er mulig å øke variasjonen i datasettet ved å legge ut flere analysefelt. Det kan imidlertid diskuteres om dette bør gjøres nær opp til de etablerte feltene eller om nye felt bør legges ut i lignende vegetasjonstyper i andre områder.

NINAs opprinnelige forslag gikk ut på at felter skulle plasseres ut i 5 forskjellige områder langs en gradient i økende avstand til utslippskildene på Tjeldbergodden. Hvert område skulle ha et ruteantall og et samplingdesign som var likt det som ble benyttet i TOV. Økonomiske forhold har imidlertid begrenset omfanget, slik at undersøkelsene i dag kun gjelder ett område. Dette området holder dessuten ingen "TOV-standard" da det ikke ble gitt midler til analysering av mer enn 25 vegetasjonsruter. NINA har på eget initiativ supplert med ytterligere 5 ruter, slik at undersøkelsene slik de nå foreligger er basert på et litt større statistisk materiale.

Det finnes i dag flere forsknings- og overvåkningsprogrammer for boreal skog. Ingen av disse benytter et så lavt antall analyseruter som overvåkningsprogrammet på Tjeldbergodden. Antallet ruter ligger vanligvis fra 50 til 200. Både i TOV-undersøkelsene og barskogsundersøkelsene til NIJOS er antallet analyseruter satt til 50. Dette er vurdert som det laveste antall analyseruter som kan anbefales i forhold til adekvat numerisk og statistisk bearbeiding. Vi vil på det sterkeste presisere at resultatene fra dette arbeidet må vurderes opp mot de begrensninger som skyldes det lave antallet analyseruter. Det er vårt håp at denne undersøkelsen ikke blir noen ny standard for fremtidige overvåkningsprogrammer av denne art, så fremt materialet ikke økes med flere analyseruter.

Det er videre nødvendig å presisere at enkelte analyseruter kan gå tapt eller bli skadet som følge av stormfelling, slitasje m.m. Desto færre ruter en har i materialet, desto mer sårbar vil en bli i forhold til slike uforutsette hendelser.

Vårt forslag til styrking av programmet for overvåking av jord og vegetasjon er å øke antall analyseområder til 2 eller helst 3. Vi har foreslått at disse legges til Terningvatn og/eller Solem, der allerede NILU og NIVA er etablert. Dersom antallet analyseruter settes til 30 i hvert område, vil vi få et tilstrekkelig stort statistisk materiale; totalt 60 eller 90 ruter.

Etter denne anbefalingen har Statoil i april 1994 valgt Terningvatn i Agdenes som nytt overvåkingsområde. Antall analyseruter for vegetasjonsovervåking vil dermed bli 60.

Fordelen med å legge ut områder med tilnærmet lik vegetasjonsutforming i ulik avstand fra Tjeldbergodden er å vurdere stabiliteten i vegetasjon og jordparametre som funksjon av avstand fra utslippskildene. Undersøkelser av Eilertsen (1994) og R.H. Økland & Eilertsen (under utarb.) viser at DCA- og CCA-konseptet er egnet for studier av finskaladynamikk av vegetasjon og jordparametre over et så kort tidsrom som 5 år (1988-93). Konseptet vil høyst sannsynlig kunne nyttes for å studere hvorvidt endringene over tid er tilfeldige (naturlig dynamikk) eller rettede (dynamikk styrt av en kvantitativ endring av en eller flere miljøparametre).

6 Sammendrag

Statoil etablerer et metanolanlegg på Tjeldbergodden i Aure, Møre og Romsdal. Utslippene fra anlegget vil omfatte NO_x, som er særlig interessante fra vegetasjonsøkologisk synspunkt. I 1993 opprettet Statoil et miljøovervåkingsprogram som omfatter bl.a. overvåking av jord, jordvann og vegetasjon. Dette arbeidet utføres av NISK (jord og jordvann) og NINA (vegetasjon og humus). Oppdragsmeldingen rapporterer resultatene fra 1993; disse vil være basis for vurdering av eventuelle endringer i vegetasjonen som følge av nitrogenavsetninger.

Overvåkingsområdet er lagt 2-3 km øst for industrianlegget og 250-1000 m fra NILUs stasjon for nedbør- og luftkvalitet (figur 1-2). Overvåkingsområdet består av 6 felt à 5 analyseflater på 1 m², tilsammen 30 analyseflater (figur 4). Av disse er 5 lagt ut i en grunnlendt variant av røsslyng-blokkebærskog ("heigråmose-furuknaus") og 25 i blåbærfuruskog. Vegetasjonstypene er representative for distriktet. Skogen er av lav til middels bonitet. Klimaet er typisk oseanisk, med 1000-1500 mm årlig nedbør og relativt lang vegetasjonsperiode. Berggrunnen består av kvartsdioritt. Overvåkingsområdet er lite kulturpåvirket, men noe preget av hjortebeite.

Analyserutene er undersøkt med frekvensmetodikk, og artenes dekning er vurdert etter en prosentkala. Analyserutenes eksposisjon og hellning er målt (tabell 7). Trær i feltene er målt og posisjonsfestet (tabell 2, figur 4).

Humusprøver er samlet i tilknytning til alle analyserutene. Humusprøvene skal belyse variasjoner i jordkjemi etter vegetasjonsgradienter og til å vurdere om eventuelle vegetasjonsendringer over tid kan tilskrives luftforurensninger fra industrianlegget på Tjeldbergodden. Ved felt 2 har NISK lagt ut et felt for generell jordovervåking, etter samme metoder som for TOV. I 1993 samlet NISK 4 serier med jord, hver serie delt i 3-4 sjikt. Disse jordprøvene skal spesielt brukes til å vurdere sammenhengen mellom kjemiske endringer i jordas faste og flytende faser. Jordvanndata fås fra jordvannstasjoner som er etablert i felt 2, 3 og 4. Hver jordvannstasjon består av tre lysimetre i 15 cm dybde. Jordvannprøver samles hver 14. dag. Jordvannsprøver, jordprøveserier og humusprøver analyseres av NISKs kjemiske laboratorier. Her rapporteres 21 av 42 kjemiske parametre for jord.

Vegetasjonsdata og miljøparametre er registrert med programmet BDP. Veiing av matriseelementer gir moderat vektlegging av dominanter. Sjeldne arter er nedveid. Basemetning, glødetap og pH er uveid; andre variabler er enten uveid, dividert på glødetap eller ln-transformert.

Vegetasjonsdata er ordinert med DCA (CANOCO), med ikke-lineær reskalering av aksene som gir skalering av aksene i SD-enheter. Direkte gradientanalyser er utført med CCA for å kvantifisere betydningen av et begrenset utvalg miljøparametre. Koorelasjonsanalyser er utført mellom miljøvariabler og DCA-akse-verdier og innbyrdes mellom miljøvariabler.

Vegetasjonsanalysene omfatter 68 arter, derav 26 karplanter, 34 moser og 8 lav (tabell 1).

DCA-ordinasjonens akse 1 er 2,81 SD-enheter, akse 2 1,58 (figur 5). Felt 1 ligger lengst til venstre i ordinasjonsplottet, med et gap mot felt 2 som ikke har overlapp eller gap mot de øvrige feltene. Felt 1, 2 og 4 trekker ut førsteaksen, felt 3, 5 og 6 andreaksen. Artsordinasjonsplottet er vist i figur 6, DCA-aksenes egenverdier i tabell 3.

Humusprøvene karakteriseres av lav pH (4,09-4,51) og høyt glødetap (84,99-97,53), jf. tabell 4. Det er ingen signifikant korrelasjon mellom pH og de andre jordparametrene (tabell 5). Kationbyttekapasiteten (CEC) er positivt korrelert med glødetap og Ca. Basemetningen er positivt korrelert med total-N og Ca og negativt korrelert med H, Fe og Al. Ca er i dette materialet positivt korrelert med total-N. Kendall-korrelasjoner mellom fire DCA-akser og 21 jordparametre viser at DCA-akse 1 er korrelert med total-N og Ca (tabell 8). Resultater av CCA-ordinasjonen er vist i tabell 9.

Hovedvariasjonen i vegetasjonsmaterialet kan tilskrives komplekse nærings- og fuktighetsgradienter, der total-N, basemetning, kationbyttekapasitet, glødetap, Ca og Mn er viktige komponenter. Disse er alle sterkt positivt korrelert med DCA-akse 1, i overensstemmelse med resultater fra en rekke andre arbeider i boreal barskog. Flere undersøkelser viser at det er klar sammenheng mellom næringsgradienter og fuktighetsgradienter.

CCA-analyser av sju utvalgte jordparametre viser at total-N forklarer mest av variasjonen i datasettet (22 %). Ca og CEC forklarer hver 16 %, Al 12 %.

Resultater fra undersøkelser på Sørlandet tilsier at analyser med DCA og CCA er egnet for studier av dynamikk i vegetasjon og jordparametre selv over korte tidsrom. Datasettet fra Tjeldbergodden omfatter for få analyseruter og spenner over for korte vegetasjonsgradienter for adekvat numerisk og statistisk bearbeiding. NINA har anbefalt at Statoil øker antall overvåkingsområder til 2 eller helst 3, slik at antall analyseruter tilsammen blir 60 eller 90. Statoil har valgt Terningvatn i Agdenes, der NIVA og NILU allerede er etablert, som nytt overvåkingsområde.

7 Summary

Statoil are constructing a methanol plant at Tjeldbergodden in Aure, Møre & Romsdal. Emissions from the plant will include NO_x , which is particularly interesting from the viewpoint of vegetation ecology. In 1993, Statoil initiated an environmental monitoring programme covering, among other things, the monitoring of soil, soil water and vegetation. This work is being carried out by the Norwegian Forest Research Institute (NISK) (soil and water) and the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) (vegetation and humus). This report gives the results of the 1993 work, which will form the basis for an assessment of possible changes in the vegetation as a result of nitrogen deposition.

The area being monitored is situated 2-3 km east of the industrial plant and 250-1000 m from the station operated by the Norwegian Institute for Air Research (NILU) to monitor the quality of precipitation and air (Figures 1 & 2). The monitoring site consists of 6 macroplots of 5 sample plots which measure 1 m² each, making a total of 30 plots (Figure 4). Five of these have been placed in a shallow-soil variant of heather-bog whortleberry forest («*Racomitrium lanuginosum*-pine knolls) and 25 in bilberry-pine forest. These types of vegetation are representative for the district. The forest is classed as low to medium productivity. The climate is typically oceanic, with 1000-1500 mm of precipitation annually and a relatively long growing season. The bedrock is quartz diorite. The area being monitored has been little affected by anthropogenic activities, but to some extent reflects grazing by red deer.

The plots have been investigated using a frequency method, and the coverage of the species has been assessed using a percentage scale. The facing direction and slope of the plots were measured (Table 7). Trees inside the plots were measured and their positions determined (Table 2, Figure 4).

Humus samples were collected from each plot. These are intended to illustrate variations in soil chemistry along vegetation gradients and enable future assessment of any changes in vegetation over time that can be ascribed to atmospheric pollution from the industrial plant at Tjeldbergodden. NISK has laid out a plot at macroplot 2 to facilitate general soil monitoring according to the principles applied in the Monitoring Programme for Terrestrial Ecosystems being run by the Directorate for Nature Management (DN). In 1993, NISK collected 4 series of soil samples, each of them taken from 3 or 4 horizons. These samples are principally intended to be used to assess the relationship between chemical changes in the soil and liquid phases of the soil. Data on the soil water are being obtained from soil-water stations set up in macroplots 2, 3 and 4. Each station consists of three lysimeters placed at a depth of 15 cm and samples are taken every 14th day. The soil water samples, soil sample series and humus samples are being analysed at the chemical laboratories at NISK. Data

on 21 of the 42 chemical parameters for the soil are given here.

Vegetation data and environmental parameters are being recorded using the BDP program. Weighting of matrix elements gives moderate weighting of dominants. Rare species are down-weighted. Base saturation, loss on ignition and pH are unweighted; other variables are either unweighted, divided by loss on ignition or ln-transformed.

The vegetation data are being ordinated by DCA (CANOCO) using non-linear rescaling of the axes to give scaling of the axes in SD units. Direct gradient analyses are being performed using CCA to quantify the importance of a limited selection of environmental parameters. Correlation analyses are being carried out between environmental variables and DCA-axis values and reciprocally between environmental variables.

The vegetation analyses embrace 68 species, comprising 26 vascular plants, 34 bryophytes and 8 lichens (Table 7).

Axis 1 of the DCA ordination is 2.81 SD units and axis 2 is 1.58 (Figure 5). Macroplot 1 is located furthest left in the ordination plot, with a gap to macroplot 2 which does not overlap or have a gap to the remaining macroplots. Macroplot 1, 2 and 4 draw out axis 1, and macroplot 3, 5 and 6 the second axis. The species ordination plot is shown in Figure 6 and the eigenvalues of the DCA axes are in Table 3.

The humus samples are characterised by having a low pH (4.09-4.51) and a high loss on ignition (84.99-97.53, Table 4). No significant correlation exists between the pH and other soil parameters (Table 5). The cation exchange capacity (CEC) correlates positively with loss on ignition and Ca. Base saturation correlates positively with total N and Ca and negatively with H, Fe and Al. Ca in these samples correlates positively with total N. Kendall correlations between 4 DCA axes and 21 soil parameters show that axis 1 of the DCA correlates with total N and Ca (Table 8). The results of the CCA ordination are shown in Table 9.

The main variations in the vegetation can be ascribed to complex nutritional and moisture gradients where total N, base saturation, cation exchange capacity, loss on ignition, Ca and Mn are important components. All of these are strongly positively correlated with axis 1 of the DCA, in agreement with the results of a number of other studies in boreal coniferous forests. Various investigations show a clear relationship between nutritional and moisture gradients.

CCA analyses of 7 selected soil parameters show that total N explains most of the variation in the data set (22 %), Ca and CEC account for 16 % each, and Al 12 %.

Results of studies in southern Norway imply that analyses employing DCA and CCA are suitable for studies concern-

ning dynamics in vegetation and soil parameters, even on a short time scale. The data set from Tjeldbergodden comprises too few analyses and spans over vegetation gradients that are too short for adequate numerical and statistical treatment. NINA has recommended that Statoil increases the number of areas being monitored to 2 or preferably 3, to provide a total of 60 or 90 plots. Statoil has chosen Terningvatn in Agdenes, as another monitoring area where NIVA and NILU are already working.

8 Litteratur

- Askvik, H. & Rokoengen, K. 1985. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart Kristiansund. M 1 : 250 000. - NGU.
- 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.
- Bjørnbæk, G. 1993. Snø 1 : 7 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.4. Statens kartverk.
- Braak, C.J.F. ter 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - *Ecology* 67: 69-77.
- Braak, C.J.F. ter 1987a. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). - TNO Inst. appl. Comp. Sci., Stat. Dept Wageningen, Wageningen.
- Braak, C.J.F. ter 1987b. The analysis of vegetation environment relationships by canonical correspondence analysis. - *Vegetatio* 69: 67-77.
- Braak, C.J.F. ter 1987c. Ordination. - I: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F & van Tongeren, O.F.R., red. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen. s. 91-173.
- Braak, C.J.F. ter 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. - *Agricult. Math. Group, Wageningen*.
- Braak, C.J.F. ter & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. - *Adv. ecol. Res.* 18: 271-317.
- Brezeziecki, B. 1987. Analysis of vegetation-environment relationships using a simultaneous equations model. - *Vegetatio* 71: 175-184.
- Carleton, T.J. & Maycock, P.F. 1980. Vegetation of the boreal forest south of James Bay: Non-centered component analysis of the vascular flora. - *Ecology* 61: 1199-1212.
- 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., Gjems, O. & Kielland-Lund, J. 1967. On the vegetation types of Norwegian conifer forests in relation to the chemical properties of the humus layer. - *Meddr norske SkogforsVesen* 23: 504-531.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge 1 : 1 500 000. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.4. Statens kartverk.
- 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. & 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.
- 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.
- 4NI-program 1993. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Grunnlagsundersøkelser 1993 i forbindelse med utslipp til luft fra planlagt metanolfabrikk på Tjeldbergodden i Møre og Romsdal. - Trondheim.
- Follestad, A., Fremstad, E., Heggberget, T.M. & Langvatn, R. 1992. Biologiske ressurser i nærområdene til landtraseen for gassledning over Hitra. - NINA Oppdragsmelding 161: 1-31.
- Fremstad, E. 1994. Vegetasjonskart Tjeldbergodden, Aure, Møre og Romsdal. - NINA Oppdragsmelding 265: 1-21+ 1 kart.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredning 1987,1.
- Førland, E. 1993a. Årsnedbør 1 : 2 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.1. Statens kartverk.
- Førland, E. 1993b. Nedbørhyppighet 1 : 7 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.3. Statens kartverk.
- 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.
- 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. & Tønsberg, T. 1980. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kruskal, J.B. 1964a. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. - *Psychometrica* 29: 1-27.
- Kruskal, J.B. 1964b. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. - *Psychometrica* 29: 115-129.
- 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.
- Langvatn, R., Fremstad, E. & Heggberget, T.M. 1992. Metanolfabrikk på Tjeldbergodden, biologiske aspekt ved utbyggingen. - NINA Oppdragsmelding 163: 1-21.
- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora. - Det norske samlaget, Oslo.
- Maarel, E. van der 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. - *Vegetatio* 39: 97-114.
- Minchin, P. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. - *Vegetatio* 69: 89-107.
- Moen, A. & Odland, A. 1993. Vegetasjonsseksjoner i Norge. - Univ. Trondheim, Vitenskapsmus. Rapp. bot. Ser. 1993,2: 37-53.
- Nyholm, E. 1956. Illustrated moss flora of Fennoscandia. II. Musci. - Gleerup, Lund.
- 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-Westley, Reading, Mass.
- Pearson, K. 1901. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. - *Phil. Mag.*, 6 Ser. 2: 559-572.
- Peet, R.K. & Loucks, O.L. 1977. A gradient analysis of southern Wisconsin forests. - *Ecology* 58: 485-499.
- Pedersen, O. 1988. Biological data program/PC. Version 1.01. Brukerveiledning. - VegeDataConsult, Oslo.
- Rydgren, K. 1993. Herb-rich spruce forests in W Nordland, N Norway: an ecological and methodological study. - *Nord. J. Bot.* 13: 667-690.
- Sepponen, P. 1985. The ecological classification of sorted forest soils of varying genesis in northern Finland. - *Comm. Inst. for. fenn.* 129: 1-77.
- Smartt, P.F.M., Meacock, S.E. & Lambert, J.M. 1974a. Investigations into properties of quantitative vegetation data. - *J. Ecol.* 62: 735-759.
- Smartt, P.F.M., Meacock, S.E. & Lambert, J.M. 1974b. Investigations into properties of quantitative vegetation data. II. Further data comparisons. - *J. Ecol.* 64: 47-78.
- Smith, A.J.E. 1990. The liverworts of Britain and Ireland. - Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- STSC Inc. 1991. Statistical procedures reference manual. - Statgraphics Inc., Rockville, USA.
- Stuart, A. 1956. The efficiencies of test of randomness against normal regression. - *J. am. Stat. Ass.* 51: 285-287.
- Westhoff, V. & Maarel, E. van der 1978. The Braun-Blanquet approach. - I: Whittaker, R.H., red. Classification of plant communities. Junk, The Hague.
- Taylor, S.J., Carleton, T.J. & Adams, P. 1987. Understorey vegetation change in a *Picea mariana* chronosequence. - *Vegetatio* 73: 63-72.
- Tonteri, T., Mikkola, K. & Lahti, T. 1990. Compositional gradients in the forest vegetation of Finland. - *J. Veg. Sci.* 1: 691-698.
- Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. - *Acta for. fenn.* 20: 1-67.
- 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. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation - environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1994. Canonical Correspondence Analysis with variation partitioning: some comments and an application. - J. Veg. Sci. 5: 117-126.
- Økland, T. 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.

278

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0468-1

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00