

NILU : OR 26/93
REFERANSE : A-90074
DATO : JULI 1993
ISBN : 82-425-0481-4

Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF):

Forskning og overvåkning

**Sammendrag av foredrag og
postere fra møte på
Olavsgaard Hotell,
2.-3. desember 1991**

Redigert av Frode Stordal og Inga Fløisand

Forord

"Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger" (TVLF) er et forskningsprogram under Norges forskningsråd som finansierer programmet. Programmet lå tidligere under Nasjonalkomiteé for miljøvernforskning (NMF). Et programstyre er ansvarlig for gjennomføring av programmet som går over programperioden 1991-1995.

I flere miljøovervåkningsprogrammer samles det inn store mengder data. Det gjelder programmer for overvåkning av luft, vann, terrestriske økosystemer, skog og jord. Disse dataene kunne i større grad benyttes i forskningen. En ønsker å få belyst en del spørsmål omkring hvordan overvåkningsdataene kan utnyttes bedre, b.a. arrangerte programstyret for TVLF et forskermøte om forskning og miljøovervåkning. Møtet ble holdt på Olavsgaard Hotell i tiden 2.-3. desember 1991.

Blant spørsmålene som ble diskutert var bl.a.:

- Hvordan benyttes overvåkningsdata i forskning i dag?
- Hvordan kan overvåkningsdata utnyttes bedre innen forskningen enn hva som er tilfelle i dag?
- Hvor gode er overvåkningsdataene?
- Forskningsresultater brukes til nytte for overvåkingen ved metodeutvikling og valg av målemetodikk. Hvordan fungerer dette i dag, og hvordan kan det forbedres?

Forskere innen norsk miljøforskning, samt representanter for SFT og DN holdt foredrag. Det var også en sesjon med postere.

Denne rapporten inneholder innsendte sammendrag av foredrag og postere som ble presentert på de to dagene møtet varte. Sammendragene av foredragene er ordnet i samme rekkefølge som de ble presentert, mens sammendragene av posterne er ordnet alfabetisk på forfatternavn.

Vi takker alle deltakere for presentasjoner av foredrag og postere, diskusjoner og innsendte sammendrag.

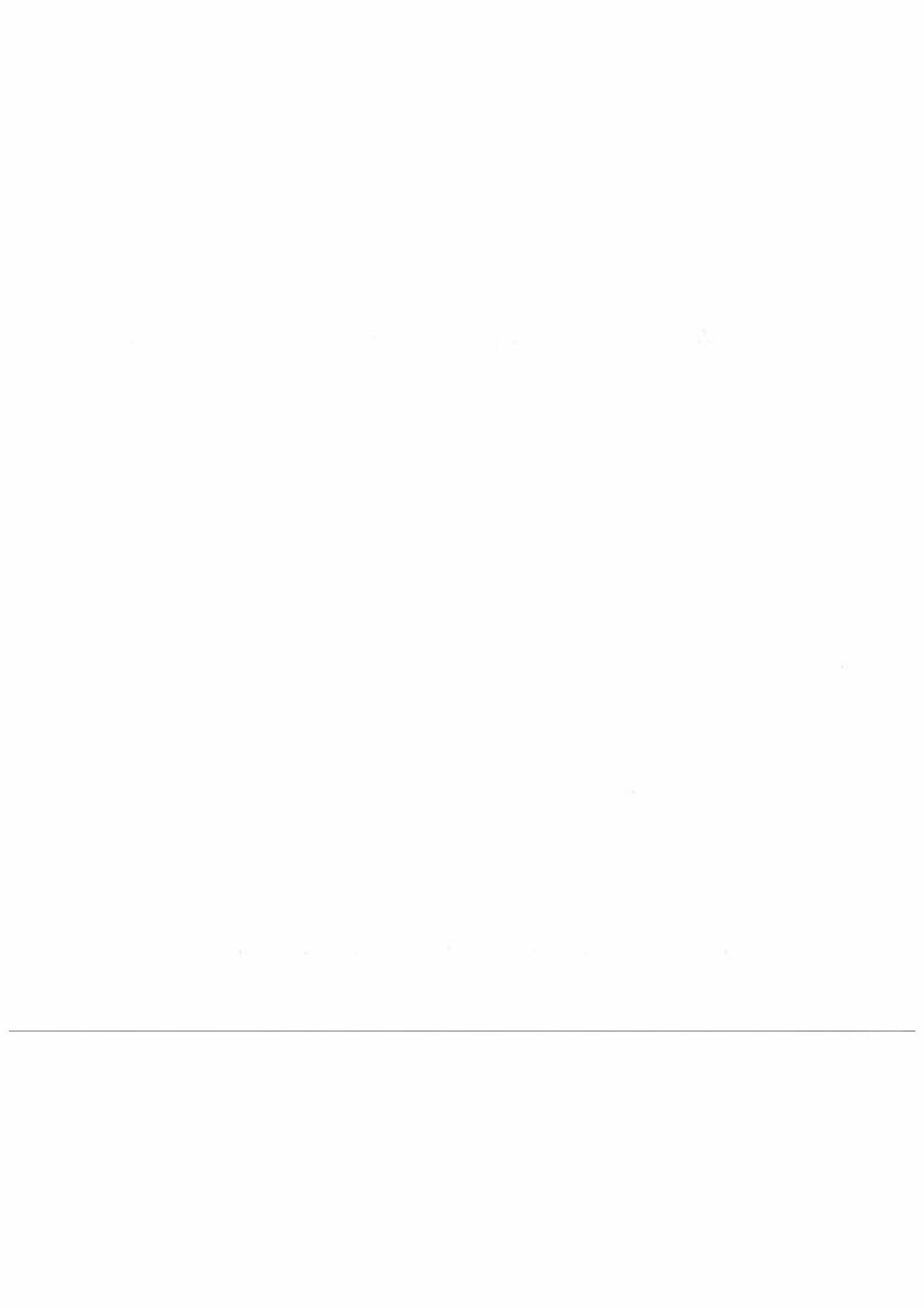
For programstyret for TVLF



Frode Stordal

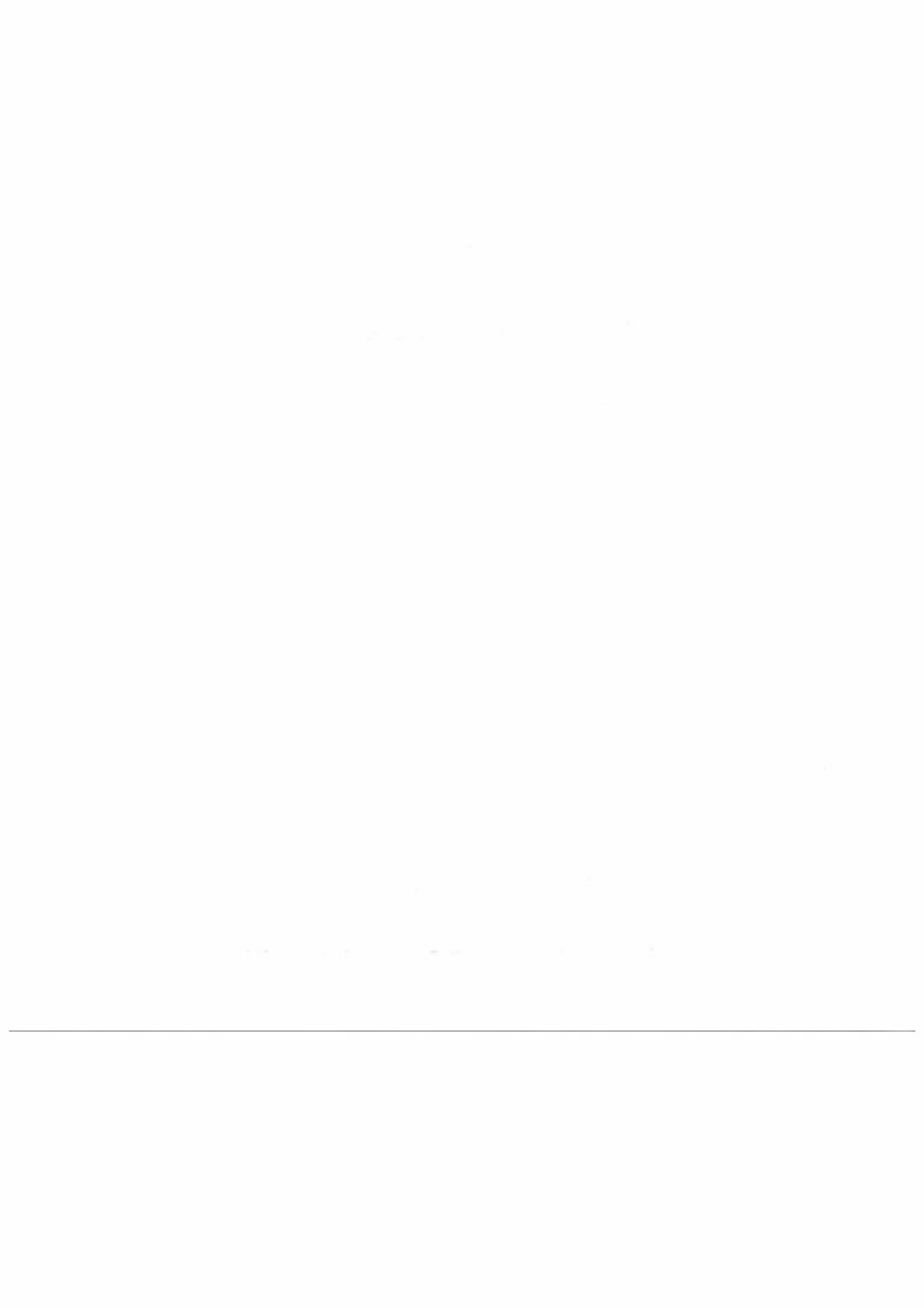


Inga Fløisand



Innhold

	Side
Forord	1
Deltakerliste	5
Oversikt foredrag	7
Oversikt postere	9
Sammendrag av foredrag	11
Sammendrag av postere.....	81
Vedlegg 1: Program for møtet	153



Deltakerliste

NAVN:

Abdellane, Abdelkarim
 Abrahamsen, Gunnar
 Andersen, Sjur
 Backe, Gry
 Bakken, Lars
 Barikmo, Jon
 Bartonova, Alena
 Berg, Torunn
 Berglen Eriksen, Aud
 Berntsen, Lisbeth
 Borgeraas, Jan
 Bratlie, Ellen
 Bruteig, Inga
 Braastad, Grethe
 Bølviken, Bjørn
 Christensen, Hanne
 Christophersen, Nils
 Dovland, Harald
 Eilertsen, Odd
 Eliassen, Anton
 Engelstad, Freddy
 Fjeld, Eirik
 Fløisand, Inga
 Frogner, Tore
 Fystro, Gustav
 Gjengedal, Elin
 Grøterud, Olav
 Hansen, Sissel
 Heiberg, Anders
 Henriksen, Arne
 Henriksen, Jan Fr.
 Hesthagen, Trygve
 Høiland, Klaus
 Høst, Gudmund
 Jerre, Jon
 Johannessen, Merete
 Johannessen, Tor
 Johnsen, Tor-Petter
 Joranger, Einar
 Jørgensen, Per
 Karlsen, Nina
 Knudsen, Einar
 Krøkje, Åse
 Kvamme, Håkon
 Kålås, John Atle

INSTITUSJON:

UiO, Biologisk institutt
 NLH, Inst. for jordfag
 Jordforsk
 NLVF
 NLH, Inst. for bioteknologifag
 DN
 NILU
 NILU
 UiO, Biologisk institutt
 NILU
 UiO, Biologisk institutt
 UiO, Biologisk institutt
 UNIT-AVH
 UiO, Biologisk institutt
 NGU
 NINA
 UiO, Inst. for informatikk
 NILU
 UiO, Botanisk hage og museum
 DNMI
 Jordforsk
 UiO, Biologisk institutt
 NILU
 NISK
 SFL, Løken
 UNIT-AVH
 NLH, Inst. for jordfag
 SFL, Kvithamar
 SI
 NIVA
 NILU
 NINA
 NINA
 NR
 SFT
 NIVA
 SFT
 NTNf
 NILU
 NLH, Inst. for jordfag
 UiO, Biologisk institutt
 SFL, Svanhovd
 UNIT-AVH
 NIJOS
 NINA

NAVN:

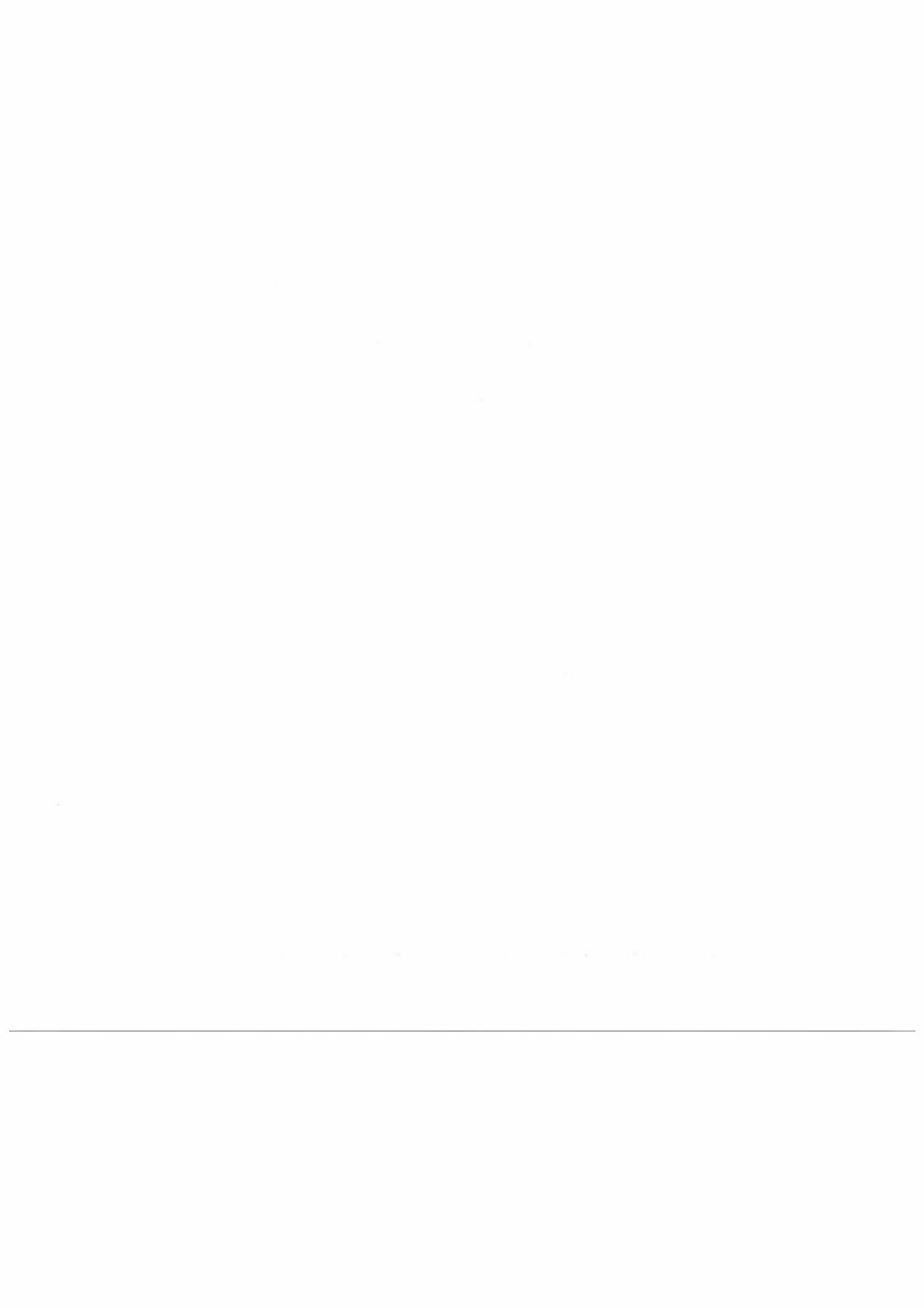
Lydersen, Espen
 Løbersli, Else
 Løseth, Ole-Petter
 Mortensen, Leiv M.
 Nielsen, Claus Jørgen
 Nygard, Jarle
 Nygård, Torgeir
 Pedersen, Ulf
 Riisberg, Marianne
 Rognerud, Sigurd
 Rosseland, Bjørn Olav
 Røyset, Oddvar
 Salbu, Brit
 Sandøy, Steinar
 Schartau, Ann Kristin
 Sitaula, Bishal Kumar
 Skarning, Cecilie
 Skei, Jon Kristian
 Stenersen, Jørgen
 Stokke, Kari
 Stordal, Frode
 Støre, Marit
 Søreng, Jan
 Vadset, Marit
 Wathne, Bente M.
 Wright, Richard
 Zachariassen, Karl Erik
 Økland, Rune
 Økland, Tonje
 Aamlid, Dan
 Aarnes, Halvor
 Aastveit, Are Halvor

INSTITUSJON:

NIVA
 DN
 UiO, Biologisk institutt
 SFL, Særheim
 UiO, Kjemisk inst.
 NAVF/NMF
 NINA
 NILU
 UiO, Biologisk institutt
 NIVA
 NIVA
 NILU
 NLH, Isotoplab.
 DN
 NINA
 NLH, Inst. for jordfag
 UiO, Biologisk institutt
 UNIT-AVH
 UiO, Biologisk institutt
 UiO, Biologisk institutt
 NILU
 NILU
 NLH, Inst. for matematiske fag
 NILU
 NIVA
 NIVA
 Allforsk
 UiO, Botanisk hage og museum
 NIJOS
 NISK
 UiO, Biologisk institutt
 NLH, Inst. for matematiske fag

Oversikt foredrag

		Side
Tor Johannessen	SFTs overvåkingsprogrammer på forurenset luft og nedbør	13
Jon Barikmo	Naturovervåking-Forskning Forvaltningens behov for samspill	17
Harald Dovland	Overvåkningsprosjekter ved NILU	21
Arne Henriksen	Overvåkning- Forskning. Fleip eller fakta	29
Gudmund Høst	Statistisk modellering og forurensingsovervåkning	33
Dan Aamlid	Skogovervåking i Norge- Struktur, metoder, resultater og evaluering	37
Tore Frogner	Jordovervåkingen i Norge	41
Gunnar Abrahamsen	Surhet og forsuring av naturlige jordsmonn	45
Rune H. Økland	Overvåking-en forutsetning for vegetasjonsøkologisk forskning i skog?	49
Brit Salbu	Overvåkning av sporelementers tilstandsform og modellutvikling	59
Leiv M. Mortensen	Ozonforurensing- Effekt på ulike vegetasjonstyper i Norge	61
Inga Bruteig	Nitrogen- og svovelinnhold i vanleg kvistlav (Hypogymnia physodes) som indikator på atmosfærisk deponisjon	65
Torunn Berg, Oddvar Røyset og Marit Vadset	Sporelementer i nedbør målt med induktiv koblet plasma-masse spektrometri (ICP-MS)	67
Karl Erik Zachariassen og Sigrun Einarson	Tungmetallakkumulering-og hva så?	71
Olav Grøterud	En kritisk vurdering av overvåkingsdata sett i lys av forvaltningsmyndighetenes oppfatning av den sure nedbørens betydning	73



Oversikt postere

		Side
Alena Bartonova	How many samples constitute a "reliable mean" estimate?	83
Tone Botten, Trym Edvardsson, Jon Fuglestad, Svein Roseth og Jørgen Stenersen	Toksisitet av avløpsvann og prosesskjemikalier fra oljeindustri. Fiskelarver, fiskeegg og marine alger som testorganismer.	85
Bjørn Bølviken og R. T. Ottesen	Geokjemisk kartlegging i vest-Europa	93
Eirik Fjeld og Sigurd Rognerud	Kvikksølv i innsjølevende ørret: En kausal modell Tungmetaller i innsjøsedimenter modellert ved bruk av data fra 4 nasjonale miljøundersøkelser	95 97
Inga Fløisand og Oddvar Røyset	Måling av metansulfonsyre i luft med ionekromatografi	99
Sissel Hansen, L.R.Bakken og J.E. Mæhlum	N ₂ O and CH ₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic	103
Jan Erik Hanssen, Jan Fr. Henriksen og Ulf Pedersen	Lokale kilder og fordeling av NH ₃ i en norsk dal-Bøverdalen	107
Einar Joranger og Ulf Pedersen	Comparison of bulk vs. Wet-Only Weekly Precipitation. Sampling Nordmoen, Norway, 1987-89	113
Einar Joranger, Ulf Pedersen og Jan Erik Hanssen	Comparison of Bulk Weekly vs Bulk Daily Precipitation. Sampling at four sites in Norway, March-Dec. 1988	119
Espen Lydersen	Forsuring av overflatevann- Trender i nedbør og avrenning	123
Ole-Petter Løseth, Cathrine Stephansen og Jørgen Stenersen	Glutationtransferanser i gran og bjørk. Molekylære egenskaper og funksjoner som biologisk markør ved ozonstress	129
Sigurd Rognerud og Eirik Fjeld	Tungmetaller i norske innsjøsedimenter: Forurensningsgrad regionalt og historisk	135

Oddvar Røyset og Jan Erik Hanssen	Kvalitetskontroll ved analyser av nedbørprøver ved NILU	137
Bishal Kumar Sitaula, Lars Bakken og Gunnar Abrahamsen	Fluxes of N ₂ O and CH ₄ in forest soil-Effects of N-deposition and acidification, description of a lysimeter experiment	141
Bishal Kumar Sitaula, Luo Jiafa og Lars Bakken	Analysis of the climate gases CO ₂ , N ₂ O and CH ₄ by wide bore capillary gas chromatography with single injection of gas sample	143
Bente M. Wathne og Bjørn Olav Rosseland	Norsk miljøovervåking som grunnlag for internasjonale samarbeidsprosjekt	149

Foredrag

TVLF forskermøte, Olavsgaard Hotell 2.-3. desember 1991

SFTs OVERVÅKINGSPROGRAMMER PÅ FORURENSET LUFT OG NEDBØR

Tor Johannessen, Statens forurensningstilsyn (SFT)

"Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør"

Programmet administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). SFT har ansvaret for overvåking av tilførsler og vannkjemi, mens Direktoratet for naturforvaltning (DN) har ansvaret for vannbiologisk overvåking. Det er etablert en arbeidsgruppe bestående av representanter fra SFT (formannsvervet + sekretariat), DN, NILU, NIVA og NINA. Arbeidsgruppen koordinerer programmene og samordner rapporteringen. Resultatene rapporteres i en årsrapport som utgis i serien fra SFTs "Statlig program for forurensningsovervåking". Programmet omfatter:

Tilførsler

NILU måler luft og nedbørkjemi på ca 35 stasjoner over hele landet. Ikke alle parametrene måles på alle stasjoner. Stasjonene er knyttet til forskjellige nasjonale overvåkingsprogrammer på effekter på vann og skog. Programmet skal skaffe kunnskap om omfanget av langtransportert luftforurensning som tilføres landet og endringer av forurensningene over tid, og omfatter flere problemområder:

- 1) atmosfærisk tilførsel av forsurende komponenter med luft og nedbør
- 2) tilførsler av sporelementer i nedbør
- 3) ozonkonsentrasjoner

Luftmåleprogrammet omfatter ozonmålinger på fem bakgrunnsstasjoner (+ et antall stasjoner tilknyttet andre programmer), måling av SO_2 , SO_4 , NO_2 , sum (NO_2 og HNO_3) og sum (NH_3 og NH_4). Nedbøren analyseres for pH, ledningsevne, SO_4 , NO_3 , NH_4 , Ca, K, Na, og Cl. Sporelementene Pb, Zn og Cd måles ukjentlig på Osen, Birkenes, Kårvatn og Jergul.

Resultatene fra endel av stasjonene rapporteres til det internasjonale luftovervåkingsprogrammet EMEP (UN-ECE European Monitoring and Evaluation Programme). NILU er også "Chemical Coordination Centre" for dette programmet.

DNMI er "Meteorological Synthesizing Centre - West" under EMEP og gjennomfører modellberegninger av transport og avsetning av grenseoverskridende luftforurensninger på grunnlag av nasjonale utslippsdata. Disse beregningene utnyttet også i overvåkingsprogrammet.

Resultatene brukes også i:

- UN-ECE Pilot Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems ("ECE-IM")
- Pariskommisjonens arbeidsgruppe for luftbårne

forureningstilførsler til hav (ATMOS). Måleprogrammet på stasjonen Lista er utvidet med en rekke metaller.

- UN-ECE ICP (International Co-operative Programme) on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes ("ECE-vann")
- UN-ECE ICP on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests ("ECE-skog")

I Arktis er det etablert en målestasjon på Svalbard (Ny-Ålesund). Hensikten med arbeidet her er å kartlegge og forklare transporten av luftforurensinger inn i den norske delen av Arktis. Måleprogrammet omfatter forsurningsparametre (EMEP), troposfærisk ozon og flyktige hydrokarboner (C2-C6) og metaller i partikler. Flere forskningsprosjekter og målekampanjer, bl.a. på troposfærisk ozon (TOR-prosjektet) og stratosfærisk ozon er knyttet til stasjonen på Svalbard.

Effekter

Effektdelen omfatter vannkjemi og vannbiologi. NIVA måler vannkjemiske parametre i 5 feltforskningsområder, 20 vassdrag i Sør-Norge og ca 100 innsjøer over hele landet. Automatisk overvåking av vassdrag ble redusert i 1991. Formålet med programmene er:

Vassdrag: følge utviklingen i vannkvalitet i utvalgte vassdrag på Sør- og Vestlandet for å registrere eventuelle endringer i tid som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av forsurningskomponenter.

Feltforskningsområder: registrere endringer i vannkvaliteten og jordkjemi i små nedbørfelter med forskjellig atmosfærisk tilførsel. Beregne materialbalanse for enkelte kjemiske komponenter. Sammenlikne omsetning av enkelte kjemiske komponenter i spesielle feltområder med forskjellig atmosfærisk tilførsel, geologi og vegetasjon.

Intensivundersøkelser: kartlegge og beskrive situasjonen i en forsurningsfølsom elv som inngår i overvåkingsprogrammet med henblikk på fiskeforhold, vannkjemi, grunnvannskjemi og nedbørens mengde og sammensetning. Kartlegge forsurnings-situasjonen og fiskestatus i innsjøer i elvens nedbørfelt og tiliggende områder for senere å komme tilbake og vurdere endringer i forsurningssituasjonen

De fleste vanlige forsurningsparametre inngår: pH, lednings-evne, Ca, Mg, Na, K, Cl, NO₃, SO₄, organisk karbon, reaktivt og ikke-labil aluminium og total nitrogen.

~~Resultatene (vannkjemi) brukes også i~~

- "ECE-vann"
- "ECE-IM"

Universitet i Bergen undersøker invertebrater i vassdrag på Sør- og Vestlandet, mens NINA står for fiskeundersøkelser ved prøvafiske og intervjuundersøkelser, ungfiskregistreringer i lakseelver og innlandsvassdrag og i 100-sjøene.

Resultatene (invertebratundersøkelsene) brukes også i
- "ECE-vann", hvor de har gitt grunnlag for et felles
internasjonalt biologiprogram.

"Overvåkingsprogram for skogskader ("Norges skoger") er et nasjonalt overvåkingsprogram der SFT og Landbruksdepartementet er ansvarlige for programmet.

NIJOS forestår overvåking av skogens sunnhetstilstand og jordbunnsundersøkelser, skogbruketaten i fylkene er ansvarlige for fylkesvise lokale flater og NISK har gjennomføringen av intensive skogøkologiske studier på faste flater og "brannkorpstjenesten". NILU måler luft- og nedbørkjemi på de faste flatene til NISK. Resultatene (NISK, NIJOS) rapporteres årlig i institusjonsrapporter, mens NILUs resultater inngår i rapport fra "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør".

Resultatene rapporteres også til
- "ECE-skog"
- "ECE-IM"

De utøvende institusjonene forestår rapporteringen til de internasjonale programmen på oppdrag fra SFT. SFT deltar i styring av de internasjonale programmene ved deltakelse i de såkalte Task Force-møtene for programmene og ved deltakelse i (UN-ECE) Working Group on Effects og EMEP Steering Body.

I forbindelse med det Norsk-Sovjetiske miljøvernssamarbeidet i grenseområdene er det etablert overvåkingsprogrammer på:

Tilførsler, med NILU som utførende institusjon. Programmet omfatter målinger av luft- og nedbørkvalitet i grenseområdene i Sør-Varanger og på Kola-halvøya.

Vannkjemi og vannbiologi, med NIVA som utførende institusjon på vannkjemi og sedimenter. Undersøkelsene omfatter utvidete undersøkelser av "100-sjøene" i Finnmark, utvidete undersøkelser i Dalelva (Jarvfjord), undersøkelser i Pasvikelva og Grense-Jakobselv, samt tålegrensekartlegging for Kola-halvøya og Sør-Varanger.

DN har ansvaret for vannbiologien, med NINA som utførende institusjon. Undersøkelsene omfatter fisk og invertebrater i elver og innsjøer i grenseområdet.

Terrestrisk, med NISK som utøver omfatter overvåking av skogskader i Sør-Varanger.

SFT, DN og Fylkesmannen i Finnmark, sammen med de utøvende institusjonene er representert i felles norsk-sovjetiske arbeidsgrupper. Resultatene fra undersøkelsene rapporteres i egne rapporter fra institusjonene.

Programmet "Naturens tålegrenser" ble startet av Miljøverndepartementet i 1988. Programmet drives av en arbeidsgruppe med representanter fra SFT, DN og Norsk Polarinstitutt (NP). Mye av innsatsen i programmet hittil har vært rettet mot

kartlegging av tålegrenser ("critical load/critical level") for forsuring av overflatevann og jord. Resultatene er rapportert og brukt i forbindelse med UN-ECEs aktivitet på kartlegging av tålegrenser. Videre har programmet på nasjonal basis satt igang prosjekter for å sammenstille kunnskaper om ulike forurensningers (spesielt svovel, nitrogen og ozon) på norske naturtyper. Problemer knyttet til tålegrenser for metaller ble tatt opp i 1991.

PROGRAMMER

	Klima/ ozon	Forsuring/ ozon	Miljøgift/ radioakt.	By- og tett- sted
BY + TETTSTED				X
STRATOS. OZON	X			
ARKTIS	X	X	X	
EMEP		X	X	
ATMOS			X	
FOTOKS		X		
BEREGNINGER		X		
RADIOAKTIVITET			X	
ATM.TUNGMET.NEDF.			X	
NEDFALL AV Hg			X	
20 VASSDRAG		X		
FELTFORSK.OMRÅDER		X		
INTENSIVUNDERS.		X		
ECE - VANN		X		
ECE - INTEGRATED		X	(X)	
ECE - SKOG		X		
ECE - MATERIALER		X		
NORGES SKOGER		X	X	
MET. I INNSJØSED.			X	
NORGE - SOVJET luft, vann, terrestrisk		X	X	X
NATURENS TÅLE- GRENSER		X	X	

NATUROVERVÅKING - FORSKNING

FORVALTNINGENS BEHOV FOR SAMSPILL.

Sammendrag av foredrag ved TVLF's forskermøte 1992: "Forskning og overvåking".

Ved Jon Barikmo, DN

I. Terrestrisk naturovervåking (TOV)

Norske økosystemer mottar i stor grad langtransport forurensning fra andre land. Overvåkingen av virkninger på naturlige økosystemer med unntak av skog, var mangelfull inntil DN startet det terrestriske overvåkingsprogrammet (TOV) i 1990. Programmet har som formål å oppdage virkninger av forurensning på norsk natur så tidlig at tiltak kan iverksettes før det har oppstått for store skadevirkninger. Programmet skal også avdekke langsiktige storskala endringer i naturen.

Landsomfattende undersøkelser skal gi et bilde av miljøtilstanden i Norge for jordforsuring, lavforekomst og miljøgiftinnhold i utvalgt planter og dyr. I 9 områder forgår det integrerte undersøkelser av miljøgiftinnholdet i nedbør, jord, vegetasjon og fauna som vurderes mot økologisk helsetilstand (forekomster, bestander, reproduksjon, næringskjeder). Undersøkelsene er så langt mulig lagt til vernede områder beskyttet mot lokale påvirkninger og til deler av landet med både stor og liten belastning av langtransportert forurensning. Områdene nord for polarsirkelen vil kunne gå direkte inn i et polart overvåkningsnett (AMAP).

Innenfor programmet drives noe metodeutvikling for å bedre overvåkingen og det forutsettes at forandringer som oppdages kan følges opp med årsaksundersøkelser dersom de ikke avdekkes gjennom programmet.

Resultatene fra programmet skal gi grunnlag for å vurdere ~~når kritiske grenser (naturens tålegrenser) nærmer seg i~~ forskjellige deler av landet og dermed gi informasjon til forhandlinger om utslippsreduksjoner. Det kan brukes til å vurdere plassering av anlegg i Norge og som referansemateriale for å vurdere virkninger av forurensninger fra lokale utslippskilder. Programmet vil i tillegg gi verdifull informasjon om storskalaforandringer i naturmiljøet som kan utnyttes i andre forvaltningstrategier enn de som er knyttet til forurensninger.

II. Samspill, overvåking - forskning

Forvaltningen ønsker å handle etter et "føre var"-prinsipp. Ideelt skulle det tilsi at man ikke gjør noen ting før det er gjennomført så solide analyser av aktiviteten at man vet at det ikke medfører skader på naturmiljøet. Det har vist seg vanskelig i praksis og man har heller satset på en mulighet til handle før det oppstår uopprettelige skader på naturmiljøet. Vi ønsker oss derfor en overvåking som kan gi tidlige signaler og avdekke årsaksforhold.

Vi har idag mangefull kunnskap om gode tidlig-varslingsindikatorer. Overvåkingen bygger på antatte nøkkelparametere for "livskraftige" økosystemer eller parametere som vi vet er ømtålelige for en kjent miljøgift. Det å fastlegge vitale økologiske prosesser og deres reaksjoner i forhold til belastninger kreves grunnleggende økologisk/fysiologisk forskning, og vi vil neppe komme langt med oppdragsmidler fra et overvåkingsbudsjett. Det er derfor nødvendig at forskningsmiljøene kan forsyne forvaltningen med tidlig varslingsindikatorer når disse dukker fram fra basisforskning eller forskningsprogrammer. Det krever at overvåkingsprogrammene og forvaltningens behov er kjent og at forskningsmiljøene stimuleres til å komme med resultater. Noe kan oppnås ved en bedre integrering mellom overvåking og forskningsprogrammer f.eks. gjennom felles metodikk, felles feltområder, bruk av hverandres data o.s.v. Forvaltningen bør utover dette i større grad stimulere forskningsmiljøene til å komme fram med nyoppdagelser på tidlig varslingsindikatorer og kanskje gå mer utradisjonelle veier. Jeg synes personlig at en tidlig varslingspris "indikatorprisen" med heder og kr. 100.000,- kunne være et bra agn.

Overvåkingen vil i begrenset grad ha tilstrekkelig midler til å følge opp uventede reaksjoner fra naturen hvis den ikke er så stor at det gir politisk kriseforskning. Dette er imidlertid svært viktige signaler som berører vår grunnleggende kunnskap om naturens reaksjonsmåter. En oppfølging bør derfor også kunne skje innenfor forskningsinstitusjonenes basisaktivitet eller programmer. Jeg tror at en forutsetning for dette er at de forskerne som driver overvåking også er knyttet til programmer eller basisaktivitet som har med naturens reaksjonsmåte å gjøre. Det betyr at overvåkingsarbeidet må gi såpass "status" at forskerne bryr seg om å gå inn og analysere alt materiale og på tvers av fagdisipliner. Det krever at tilgjengeligheten av primærdata er god og at det er fullt akseptabelt at forskere kan bruke materialet i en ytterligere analyse av årsakssammenhenger uten at de selv har gjort insamlingen. Det krever at de dataene som samles inn er kvalitetsmessig gode nok til slike

vurderinger og at forskerne som i praksis gjennomfører programmene ikke setter lavere krav til datakvalitet i overvåking enn i annen forskning. Det bør også være et nærmere samarbeid mellom de økonomisk ansvarlige for overvåkingsprogrammene (d.v.s. forvaltningen) og programstyrene som bevilger midler til forskningsprogrammene.

III. Kommunikasjon

Kommunikasjonen mellom forskning og forvaltning har alltid vært et diskusjonstema og sjelden har man hørt at man synes den er god nok. Likevel er det få som vil bruke mer ressurser til dette. Jeg tror at en møteform slik som vi har her er en av måtene til å få en mer rasjonell utnyttelse av overvåkingsresultater i forskningssammenheng. Det bør også kunne gi korreksjoner og innspill for nye indikatorer, og forhåpentlig stimulere til årsakssammenhengsforskning. Jeg tror at møtene bør gjøres til noe mer enn å informere om programmene selv om det er viktig. Det bør gå direkte på en diskusjon mellom forskere og mellom forskere og forvaltere hvordan overvåkingsresultater kan brukes i planlagte forskningsprogrammer og behov for nye indikatorer og slik håper jeg møtet vil utvikle seg.

Jeg tror at forvaltningen må være flinkere til å signalisere hva slags type resultater man har bruk for og det bør signaliseres bl.a. gjennom søknadsinnbydelsen til både programstyrer og midler som forvaltningen selv rår over. Såvidt jeg har sett har innbydelsen til søknader hverken innenfor TVLF, naturens tålegrenser, klima eller radioaktivitet ført opp noe ønske eller antydning om samarbeid med overvåkingsprogrammer eller aktivitet i samme feltområder. Det bør også utvikles et mer aktivt samspill mellom forvaltning og forskning når det gjelder formingen av prosjektbeskrivelser og kontrakter.

2019年12月31日 星期五

OVERVÅKINGSPROSJEKTER VED NILU

ved

Harald Dovland

Norsk institutt for luftforskning

Postboks 64, 2001 LILLESTRØM

NILU har ansvar for flere overvåkingsprogrammer av luft- og nedbørkvalitet. Disse omfatter

- bilavgasser,
- luftkvalitet i byer og tettsteder
- luft- og nedbørkvalitet i bakgrunnsområder
- totalozon
- radioaktivitet

Oppdragsgiver for disse programmene er hovedsakelig Statens forurensningstilsyn (SFT). I TVLF-sammenheng er det i første rekke overvåkingen av luft- og nedbørkvalitet i bakgrunnsområder som har interesse. Dette inngår i de nasjonale programmene "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør", "Overvåkingsprogram for skogskader" og "Program for terrestrisk naturovervåking", og utnyttes dessuten som norsk bidrag til internasjonale programmer, bl.a. det europeiske overvåkingsprogrammet EMEP.

Stasjonsnettets framgang av vedlagte figur, som også viser omfanget av målinger i hvilket prosjekt resultatene inngår. En del av stasjonene ble opprettet i forbindelse med forskningsprogrammer (OECD/LRTAP og SNSF) i begynnelsen av 1970-årene, dvs. før Statlig program for forurensningsovervåking ble etablert. Det betyr at vi for nedbørkvalitet nå har noen stasjoner med 20-års dataserie hvor prøvetakingsteknikk og analysemetoder har vært tilnærmet uendret. (Noen nedbørkjemiske stasjoner var i drift før 1970, men på grunn av endringer i prøvetaking og analysemetoder er ikke måleseriene homogene.)

Resultatene rapporteres årlig. Nasjonalt skjer dette i første

rekke ved SFTs "grønne rapporter". Internasjonalt inngår noen av stasjonene i EMEP-rapporteringen, og det er dermed mulig å sammenligne norske resultater (inkludert trender) med tilsvarende målinger i andre land. I SFTs "grønne rapporter" er nedbør- og luftkjemiske data rapportert sammen med bl.a. vannkjemi og biologi, dvs. en samlet sur nedbør-rapportering.

Ved vurdering av kvaliteten av dataene bør en ta hensyn til

- stasjonsplassering (representativitet)
- prøvetakingsmetode
- kjemisk analysemetode

På Sørlandet var det et stort antall stasjoner i drift i første del av 1970-årene. Da stasjonsnettets senere måtte reduseres, hadde vi et godt grunnlag for å velge representative stasjoner med pålitelige observatører. I andre deler av landet er overvåkingsstasjonene valgt ut fra flere kriterier: meteorologiske forhold, mulighet for å skaffe observatør, nærhet til andre aktiviteter som overvåking av vannkjemi og skog. Det foreligger ingen objektiv analyse av representativiteten av det norske stasjonsnettets. Subjektive vurderinger tilsier at vi som hovedinntrykk har forholdsvis gode stasjonsplasseringer, men med så store topografiske og meteorologiske variasjoner over små avstander som vi har i Norge, må det alltid utvises forsiktighet med å overføre data fra et sted til et annet.

Nedbøren samles i polyetylen-prøvetakere som er uten lokk i perioder uten nedbør, dvs. såkalte "bulk sampler". Dette er valgt ut fra økonomiske og driftsmessige vurderinger og ikke minst det faktum at konsentrasjonene av luftforurensninger i norske bakgrunnsområder er såvidt lav at avsetning i nedbør-samleren under tørre perioder er liten. Dette er dokumentert gjennom sammenligninger mellom "bulk"- og "wet-only"-prøvetakere.

Luftprøvetaking er et problem ved de lave konsentrasjonene vi har. I dag er vi fornøyd med kvaliteten på SO_2 - og SO_4 -prøvetakingen, men det er forbedringsmuligheter for lave NO_2 -verdier og når det gjelder separate gass- og aerosol-data for nitrat og ammonium. Internasjonalt samarbeid med sammenligning av forskjellige prøvetakere bidrar til mer kvantitativ informasjon om prøvetakingskvaliteten.

De kjemiske analysene av nedbør- og luftprøver gjøres under streng kvalitetskontroll og er i dag meget gode, og usikkerhet i disse bidrar sannsynligvis lite til den total usikkerheten. Dette gjelder særlig for nedbøranalysene etter at disse i midten av 1970-årene ble utvidet til å omfatte alle hovedkomponenter. Ionebalansen er da et godt mål på analysekvaliteten. Internasjonale interkalibreringer mellom laboratorier bidrar til å gjøre våre data sammenlignbare med utenlandske.

Det har vært et viktig element i den norske "sur nedbør"-overvåkingen at resultatene skal være av høy kvalitet og med en tidsoppløsning som gjør at de kan utnyttes i forskningsprosjekter. (Kvalitet og tidsoppløsning henger i noen grad sammen.)

Det er imidlertid ofte vanskelig å definere hva som er forskning og hva som er f.eks. dataevaluering. Eksempler på forskningsmessig utnyttelse av overvåkingsdata er:

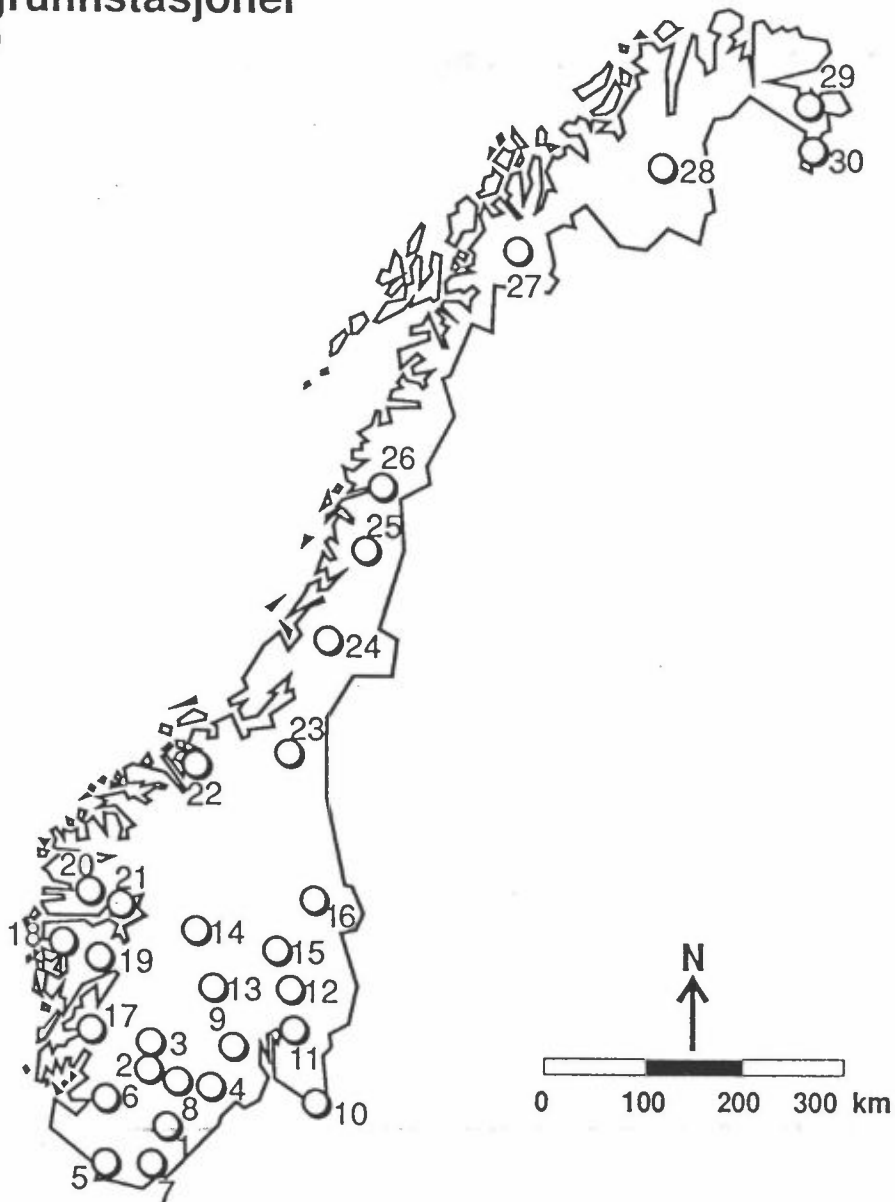
- Den årlige rapportering av overvåkingsresultater inneholder i stor grad resultattolkning og kan i noen grad karakteriseres som forskning.
- Deler av overvåkingsdataene utnyttes i internasjonale programmer, bl.a. til sammenligninger med modellberegninger av transport av luftforurensninger i Europa.
- Vannkjemiske modeller for feltforskningsområder.
- Forskning om skogskader.

Seriene med data av god kvalitet er nå så lange at det ligger store forskningsmuligheter som ikke er fullt utnyttet ennå. En nærliggende oppgave for luft- og nedbørkjemiske data er trendanalyser, både når det gjelder samlet tilførsel og om trendutviklingen er forskjellig for ulike transportretninger.

En annen viktig utfordring er å knytte forskningsprosjekter til overvåkingsaktivitetene med sikte på å forbedre disse. Dette gjelder f.eks. forbedring og/eller forenkling av prøvetakings- og analysemetoder. Dessuten er stadig tørravsetning et område som krever videre forskning, og vi kan fremdeles lære av episodestudier.

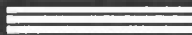

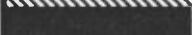

Norske luft- og nedbørkjemiske data lagres på NILUs data-anlegg. Etter at kvalitetskontrollen er avsluttet og resultatene rapportert, er dataene tilgjengelige for andre forskergrupper.

Norske
bakgrunnstasjoner
1990



Driftstid av norske bakgrunnsstasjoner, nedbør

St.nr.	Stasjon	Driftsår			
		1975	1980	1985	1990
1	Birkenes.	///			
	Gjerstad	///			
	Tovdal	///			
2	Valle				///
3	Vatnedalen		///		
4	Solhomfjell				■
5	Lista	///	///	///	///
6	Skreådalen	///			
7	Søgne				///
8	Treungen		///		
9	Lardal				///
10	Prestebakke			///	///
11	Løken	///	///	///	///
12	Nordmoen			///	///
13	Gulsvik		///		
14	Fagemes				///
15	Kise			///	
	Tågmyra	///			
	Narbuvoll		///	///	
16	Osen				///
17	Vikedal			///	
	Fitjar	///	///		
18	Haukeland			///	
19	Voss				///
	Skei i Jølster	///			
20	Nausta			///	///
21	Kaupanger			///	///
22	Kårvatn		///	///	
23	Selbu				///
24	Høylandet				///
25	Namsvatn				■
26	Tustervatn	///	///		
	Skrova			///	
27	Øverbygd				///
28	Jergul		///	///	
29	Svanvik			///	///
30	Noatun				///
	Ny-Ålesund			///	///
	Bjørnøya		///	///	
	Hopen			///	
	Jan Mayen			///	

	EMEP og SFT-overvåking
	Skogovervåking
	Terrestrisk overvåking
	Andre prosjekter

Driftstid av norske bakgrunnsstasjoner, luft

St.nr.	Stasjon	Driftsår			
		1975	1980	1985	1990
1	Birkenes	■	■	■	■
2	Valle				■
6	Skreådalen		■	■	■
7	Søgne				■
9	Lardal				■
10	Prestebakke				■
12	Nordmoen				■
13	Gulsvik				■
	Hummelfjell	■	■	■	■
16	Osen				■
20	Nausta				■
22	Kårvatn		■	■	■
24	Høylandet				■
26	Tustervatn		■	■	■
27	Øverbygd				■
28	Jergul		■	■	■
29	Svanvik				■
31	Ny-Ålesund		■	■	■
32	Zeppelinfjellet				■
	Bjørnøya		■	■	■
	Hopen			■	
	Jan Mayen			■	

	Sulfat
	Sulfat, SO ₂
	Sulfat, SO ₂ , NO ₂
	Sulfat, SO ₂ , NO ₂ , NO ₃ +HNO ₃ , NH ₄ +NH ₃

Norske ozon data 1980 - 1991

Nr.	Navn	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91
689	Prestebakke												
493	Jeløya												
312	Nordmoen												
728	Osen												
488	Langsund												
492	Klyve												
489	Haukenes												
548	Grimstad												
201	Birkenes												
796	Valle												
729	Haugneset												
795	Voss												
465	Kårvatn												
478	Høylandet												
804	Tustervatn												
385	Jergul												
472	Svanvik												
618	Ny Ålesund												
801	Zeppelinfjellet												

OVERVÅKING - FORSKNING FLEIP ELLER FAKTA?

Arne Henriksen
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør - Vannkjemisk overvåkingsprogram

Det nasjonale program for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør startet i 1980 etter avslutningen av forskningsprosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet). Det vannkjemiske overvåkingsprogrammet omfatter følgende elementer:

1. 16 vassdrag på Sør- og Vestlandet, to på Østlandet og ett i Nord-Trøndelag overvåkes med en prøve pr. måned, og ukentlig under vårflommen.
2. Transport og omsetning av sure forbindelser i fem feltforskningsområder, to på Sørlandet, ett på Østlandet, ett på nord-Vestlandet og ett i Finnmark. Det tas døgnlige eller ukentlige nedbørprøver, ukentlige vannprøver, og vannføringen registreres kontinuerlig.
3. Grunnvann overvåkes i fire magasiner, tre på Sørlandet og ett på Østlandet. Det tas månedlige prøver, og vannstand måles regelmessig.
4. 100 sjøer fra "1000-sjøers undersøkelsen 1986" fordelt over hele landet overvåkes med prøvetaking hver høst.

Bruk av overvåkingsdata i pågående forskning

Dataene presenteres i årsrapporter fra SFT sammen med den nedbørkjemiske og vannbiologiske overvåkingen. Det presenteres en viss bearbeiding av data i disse rapportene. Data fra overvåkingsprogrammet er brukt og brukes i mange forskningssammenhenger:

Feltforskningsområder: benyttes i modellsammenheng (Birkenesmodellen, MAGIC, Empirisk forsuringsmodell). Mye forskning på jord og vann er og blir utført i feltforsknings-områder (spesielt i Birkenes, ved Seip og Christophersen og andre, ca. 35 publikasjoner til nå).

1000-sjøers-undersøkelsen i 1986: Godt grunnlag for videre forskning i regionale vannkjemiske problemstillinger. Databasen finnes idag i mange forskningsmiljøer (Norge, England, USA og Finland). Denne databasen er også i stor utstrekning benyttet til arbeidet med tålegrenser for overflatevann, både for utvikling av beregningsmetode for tålegrenser og for kartlegging av tålegrenser for Norge. Dataene har gitt grunnlag for kobling vannkjemisk - fiskerespons. Et samarbeidsprosjekt er i gang mellom Norsk institutt for naturforskning (NINA) og NIVA, der overvåkingsdata for fisk kobles til vannkjemiske tålegrenser. Dette blir en database av en type ingen andre land har til disposisjon.

1000-sjøers undersøkelsen viste at nitratinnholdet i mange sjøer på Sørlandet var fordoblet siden 1974/75. De årlige 100-sjøers undersøkelsene viser at det høye nitratnivået holder seg. Disse observasjonene har vært viktige for beslutningen om i 1988 å starte NITREX (stor-skala nitrogen eksperimenter) og i 1991 å starte et nytt forskningsprosjekt "Nitrogen fra fjell til fjord", et samarbeidsprosjekt mellom NIVA, JORDFORSK, NILU og NISK.

Metodikk og dataomfang

De kjemiske analysene er hele tiden blitt utført ved samme laboratorium. Dette gir grunnlag for sikrere trendanalyser. NIVA's laboratorium er også referanselaboratorium i Norge, noe som også skulle sikre datakvaliteten.

Dataomfanget er vurdert som tilstrekkelig for å tilfredsstille forvaltningens behov for langsiktig overvåking. I internasjonal sammenheng er det norske overvåkingsprogrammet anerkjent for sin kontinuitet og omfang. Sett i et forskningsperspektiv behøver dataomfanget nødvendigvis ikke være tilstrekkelig. Forskningsbehov kan imidlertid variere i tid og rom, og overvåkingsprogrammer kan derfor ikke legges opp for å dekke generelle forskningsbehov.

Alle data som er samlet inn både under SNSF-prosjektet og overvåkingsprogrammet er offentlig eiendom og derfor tilgjengelige. Alle rådata presenteres i årsrapportene, og data kan leveres på diskett etter avtale med de aktuelle institusjoner.

Generelle synspunkter

Langsiktig overvåking avdekker langtidstrender. Forskning omkring prosesser i terrestriske og akvatiske økosystemer bygger nettopp på slike lange dataserier.

Overvåking utføres for å registrere kort- og langsiktige virkninger av sur nedbør; forskning basert på disse data gir svar på hvorfor og hvordan.

Langsiktig overvåking gir opprettholdelse av kompetanse. Uten denne aktiviteten ville nok mulighetene for forskning på feltet være mindre i de institusjoner som står for den praktiske gjennomføringen av overvåkingsprogrammet, bl. a. fordi overvåkingsdataene ikke ville eksistere, og fordi forskerne ville være engasjert med andre oppgaver isteden. Det ligger et stort forskningspotensiale i overvåkingsdataene, og det er også i stor grad utnyttet. Imidlertid er nok ikke dataene tilstrekkelig kjent i de miljøer som kunne ha nytte av dem. Når det gjelder kommunikasjonen mellom de som forestår overvåkingen og myndighetene, føler NIVA at denne er god mellom oss og SFT-MD. Spesielt kan tålegrensearbeidet fremheves, der dataene jevnlig brukes for å vurdere konsekvenser av forskjellige scenarier for miljømål. En viss korreksjon av overvåkingen kommer nok fram fra myndighetenes behov til enhver tid, men eksterne korrektinger kommer nok ikke i samme grad fram til adressaten. Her kan nok noe gjøres. NIVA har forøvrig foreslått overfor SFT at hele overvåkingsprogrammet evalueres av en gruppe sammensatt hovedsakelig av utenlandske eksperter. For bl. a. dette formål utarbeider nå NIVA en vurdering av overvåkingsdataene fra 1980 og fram til idag, og en foreløpig analyse er presentert i en poster på dette møtet.

Avslutningsvis kan det sies at overvåkingen kan bære et preg av "gubbevelde", fordi det er sentrale institusjoner og personer som står for gjennomføring av programmene og tolkningen av dataene. Dette gir kontinuitet, men det kan også virke konserverende på sikt. I og med at det finnes aldersgrenser også for forskere, er det imidlertid håp for fremtidige forbedringer av overvåkingsprogrammene.

STANDARD ANALYSEPROGRAM

pH	Konduktivitet
Kalsium	Klorid
Magnesium	Sulfat
Natrium	Nitrat
Kalium	Alkalitet

Total Organisk Karbon
 Total nitrogen
 Reaktiv Aluminium
 Ikke-labilt Aluminium
 Vannføring (Vannstand)

OVERVÅKING AV LANGTRANSPORTERT FORURENSET LUFT OG NEDBØR

MÅLESERIER

FELTFORSKNINGSOMRÅDER

OMRÅDE	START	AVBRUDD
Birkenes	1973	1979-80.1984
Storgama	1975	1979
Langtjern	1974	1984-85
Kårvatn	1978	1985
Dalelv	1988	

Prøvetakingsfrekvens: Ukentlig

GRUNNVANN

Birkenes, Åmli, Evje, Langvasslia

Start: Mai 1980

Analyseprogram: Som for feltforskningsområder + turbiditet og SiO_2

Prøvetakingsfrekvens: Månedlig

ELVER

Antall: 19

Start 1980 med fullt analyseprogram

Prøvetakingsfrekvens: Månedlig, ukentlig under snøsmeltingen

13 elver med pH, konduktivitet og hardhet fra 1965-72

HUNDRE-SJØER

Start 1987 med fullt analyseprogram

Prøvetaking hver høst

Statistisk modellering og forurensningsovervåkning

*Gudmund Høst
Norsk Regnesentral
Postboks 114, Blindern
0314 OSLO*

Hvorfor er forskning og metodeutvikling i statistikk relevant for forurensningsovervåkning? Spørsmålet kan besvares indirekte ved å belyse formålet med å samle inn overvåkingsdata. Slike data skal gi informasjon om forurensninger og bygge opp beslutningsgrunnlaget for forvaltning av naturressurser. Og i prosessen med å omdanne *data* til *informasjon* og *beslutningsgrunnlag* må en basere seg på statistiske metoder. Innen mange problemområder er relevante statistiske metoder mer eller mindre hyllevare. Slike eksempler kan være uttesting av legemidler og analyser av data fra kontrollerte forsøk. Statistisk analyse og hypotesetesting innenfor denne typen problemer er mer eller mindre velkjent. Til sammenlikning er statistisk analyse av overvåkingsdata ofte svært kompleks. En rekke spørsmål knyttet til overvåking lar seg vanskelig besvare ved hjelp av klassisk statistikk. Eksempler kan være:

- Har forurensningen avtatt over et gitt område?
- Skyldes reduksjonen i forurensningsnivået miljøtiltak?
- Hva er konsentrasjonen av forurensning i et område mellom to målestasjoner?
- I hvilket område er faregrensen overskredet med mer enn 5% sannsynlighet?
- Hva er sannsynligheten for overskridelse av faregrensen nær f.eks. et tettsted?

Mulighetene for å skreddersy statistiske metoder til nær sagt ethvert problem har vokst omvendt proporsjonalt med prisen på regnekraft. Slik metodeutvikling er blant annet avhengig av formen på tilgjengelige data, problemenes art og hvem som skal bruke resultatene.

Et felt der Norge er langt framme er statistisk metodeutvikling for kartlegging og utvinning av petroleumsressurser. Tilgjengelige data er her geologenes kunnskap og erfaringer, seismiske data og direkte målinger fra prøveboringer. Problemene er knyttet til beslutninger

om når og hvordan et felt skal bygges ut, og om flere prøveboringer er nødvendig for å fatte en beslutning. Brukerne av resultatene er ofte høyt kvalifiserte fagfolk. Problemstillingen er ikke uten likhetstrekk med forurensningsovervåking. Her danner fagkunnskap, erfaringer, modellresultater og måledata grunnlag for beslutninger om tiltak skal settes iverk/stanses, eller eventuelt om måleprogrammet bør utvides. Konsekvensene av beslutningene som fattes er av minst like alvorlig art som innen petroleumssektoren. Likevel har utvikling av relevante og effektive statistiske metoder hittil vært et lite påaktet forskningsfelt innen forurensningsovervåking.

Overvåkningsdata har en rekke karaktertrekk som gjør statistisk analyse av slike data spesiell. Dataene varierer i både rom- og tidssdimensjonen. Som regel har man regulær sampling i tid, men ikke i rom. Ved analyse må det tas hensyn til både romlig korrelasjon og tidskorrelasjon. I tillegg er det ofte korrelasjon mellom de målte variable. Siden man kun måler utvalgte steder må man ta stilling til målestasjonenes representativitet. Variablene som måles er dessuten påvirket av vanskelig kontrollerbare eksterne faktorer, og det kan være vanskelig å gjennomskue årsak/virkning-sammenhenger.

Det er dermed en rekke problemer for statistikere å gripe fatt i knyttet til forurensningsovervåking. Av disse kan nevnes kartlegging (interpolasjon), beskrivelse av trender, sammenlikning av overvåkingsdata med modellberegninger, syntese av overvåkingsdata med modellberegninger, optimal design av stasjonsnett og effekt av iverksatte tiltak.

Dette foredraget vil bare omhandle statistiske metoder for kartlegging og for beskrivelse av trender. Metoden for kartlegging av forurensning fra overvåkningsdata for et gitt tidspunkt er beskrevet i Høst et al (1991). Her utnyttes rom/tid-strukturen eksplisitt ved at romlig trend, romlig varians og rom/tid residual modelleres som separate stokastiske felt. Dette gir en forbedret beskrivelse av problemet sammenliknet med tradisjonelle metoder.

En metode for beregning av tidstrender for ikke-observerte posisjoner og trender for geografiske regioner vil også bli beskrevet. Overvåkingsdata kan ses på som et sett multivariable tidsrekker med romlig avhengighet. Teknikken går ut på å søke etter maksimum autokorrelasjon faktorer (MAF) i datamaterialet. I Switzer & Green (1984) er en slik metode beskrevet for analyse av multispektrale bilder. MAF brukt på stedfestede tidsrekker betyr å beskrive de originale tidsrekkene ved noen få syntetiske tidsrekker som bærer i seg mesteparten av tidsstrukturen. Dermed kan trenden beskrives i enhver målestasjon ved å kombinere de samme få MAF-tidsrekkene. En forlengelse av metoden gir trenden i en villkårlig geografisk posisjon eller geografisk region.

Eksemplene vil være knyttet til overvåking av regional forurensning. Dataene er fra det såkalte EMEP-programmet, som ivaretar kartlegging og overvåking av langtransporterte luftforurensninger i Europa. Metodene vil bli brukt til beskrivelse av SO₂-konsentrasjon i luft for perioden 1980-85. Dataene ble stilt til rådighet av Norsk Institutt for Luftforskning (NILU).

Referanser

Høst, G., Omre, H. & Switzer, P. (1991): "Spatial Prediction of Air Pollution from Space/Time Observations". (to appear).

Switzer, P. & Green, A.A. (1984): "Min/Max Autocorrelation Factors for Multivariate Spatial Imagery", Techn. Report No.6, April 1984, Dept. of Statistics, Stanford University, Stanford, USA.

THE UNIVERSITY OF CHICAGO

PHILOSOPHY DEPARTMENT

Dan Aamlid
Norsk institutt for skogforskning
Høgskoleveien 12, 1432 Ås

Foredrag ved TVLFs forskermøte 1991
Olavsgaard Hotel, Skjetten - Kjeller
2.-3. desember 1991

SKOGOVERVÅKINGEN I NORGE. - struktur, metoder, resultater, evaluering -

- utvidet sammendrag -

INNLEDNING

Skogskadeovervåkingen i Norge ble startet i 1984. Den første rapporten over den norske skogens sunnhetstilstand ble rapportert i NISKs årbok for 1985. Overvåkingen foregår nå i et regi av "Overvåkingsprogram for skogskader" (OPS). Programmet inngår i den internasjonale skogskadeovervåkingen som Norge har forpliktet seg til å gjennomføre (UN ECE/ICP-Forests). Ledelsen av det internasjonale programmet ligger i Tyskland, mens det i hvert av de deltagende land er utpekt et nasjonalt "Focal Centre". I Norge er Focal Centre lagt til NISK. I det norske programmet deltar foruten NISK også Norsk institutt for jord og skogkarlegging (NIJOS) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) (Fig. 1).

Programmet er bygd opp omkring de internasjonale anbefalingene. Aktivitetene er delt inn i fem deler:

1. Storskala representative registreringer av skogenes tilvekst og vitalitet hvert 7. år (22000 flater med tilsammen over 40000 trær). Utøvende inst: NIJOS.
2. Intensive studier på faste flater av skogens tilvekst og vitalitet hver år (903 flater med tilsammen over 7300 trær). Utøvende inst: NIJOS.
3. Spesielle intensive skogøkosystem analyser (19 steder med skogøkologiske systemanalyser, inkluderer over 2000 trær) med delvis kontinuerlige analyser av ulike parametere. Utøvende inst: NISK og NILU.
4. Overvåking på 776 fylkesvise lokale overvåkingsflater årlig (over 47000 trær). Utøvende inst: NISK (i samarbeid med skogbruksetaten).
5. Brannkorpsstjenesten - er utviklet for å imøtekomme publikums og skogbrukets ønske om å få diagnostisert skogskader rundt om i hele landet. Utøvende inst: NISK.

Programmet har stramme definisjoner nedfelt i en internasjonal 'manual', samt i en programbeskrivelse. Programmet har et departementalt utnevnt Koordinerende utvalg, som sørger for at programmet går etter sin intensjon og ser til at de pålagte oppgaver blir utført på en fornuftig måte.

METODER

Den internasjonale manualen beskriver i hovedtrekk den metodikk som programmet skal følge. Dette gjelder særlig vitalitetsbedømmelsen, dvs. kronetetthet og kronefarge. Disse registreringene er subjektive. Det internasjonale koordineringsenteret arrangerer hvert år derfor kurser i vurdering av kronetetthet og kronefarge. Norge har fulgt opp disse kursene. Erfaringene så langt er at vi ligger godt an. Foran hver feltseong holdes det interne kurser for det personellet som skal gjennomføre takseringene.

På de landsomfattende registreringene er kronetetthet og kronefarge de viktigste parametrene. På flatene i 9 x 9 km nettet inngår også vegetasjons- og jordbunnsregistreringer (fysiske og kjemiske analyser).

Når det gjelder metodene som benyttes i de intensivt overvåkede flatene er det større frihet til å

velge den metodikk som hvert land har tradisjon for. Den metodikk som vi har lagt opp til har vist seg å fullt på høyde med det vi har sett ute i Europa, og vi har fått full aksept for vårt metodevalg (Figur 2). Forøvrig er Norge et av de få land som har utviklet del 3 til å være landdekkende med et større antall felter.

RESULTATER

Hovedkonklusjonen så langt er:

Den overvåkingen som pågår viser at den norske skogen mottar forurenset luft og nedbør. Disse forurensingene kan være skadelige for skogsamfunnet. De utgjøre på sikt en trussel for skogens sunnhetstilstand, i tillegg til de naturgitt stress som skogen stadig utsettes for i vårt harde klima.

EVALUERING

Kvalitet

Kvaliteten på de aktiviteter som er igangsatt i hovedsak er fullt på høyde med det vi ser at andre nasjoner har satt igang. Det er mest naturlig å sammenligne oss med de skandinaviske landene og tidligere Vest-Tyskland.

Datatilgang

Dataflyten mellom de tre deltagende institusjoner har vært uten hinder. Data fra programmet vil forøvrig jevnlig bli rapportert, og på den måten gjort tilgjengelig. Imidlertid stiller vi oss positive til publiseringssamarbeid etter nærmere avtaler. Forøvrig slipper vi ikke ut data før vi har sørget for kvalitetskontroll.

Forskningspotensiale

Mye av det datamaterialet som er innsamlet både i OPS og i andre overvåkingsprogrammer under OPS (f.eks. Terrestrisk Naturovervåking og Integrated Monitoring) har et forskningspotensiale. Det meste av materialet er under bearbeiding, delvis som doktoravhandlinger og andre vitenskapelige arbeider.

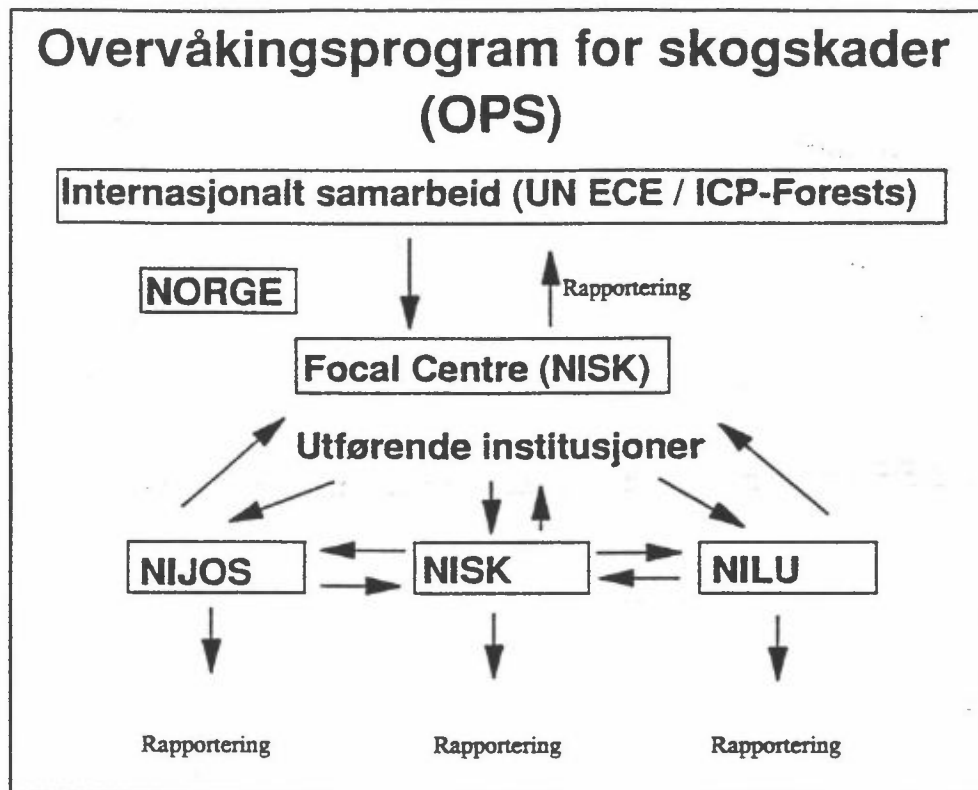
Kommunikasjon forskning/forvaltning/overvåking.

Skogskadeovervåkingen har hele tiden hatt gode og direkte kanaler til forvaltningen. Ved at overvåkingen ledes, og delvis utføres ved en forskningsinstitusjon har vi kontakt med forskere innen relevante fagfelter, både innenlands og utenlands. Blant annet deltar overvåkingspersonellet ved såvel nasjonale som internasjonale forskerkonferanser.

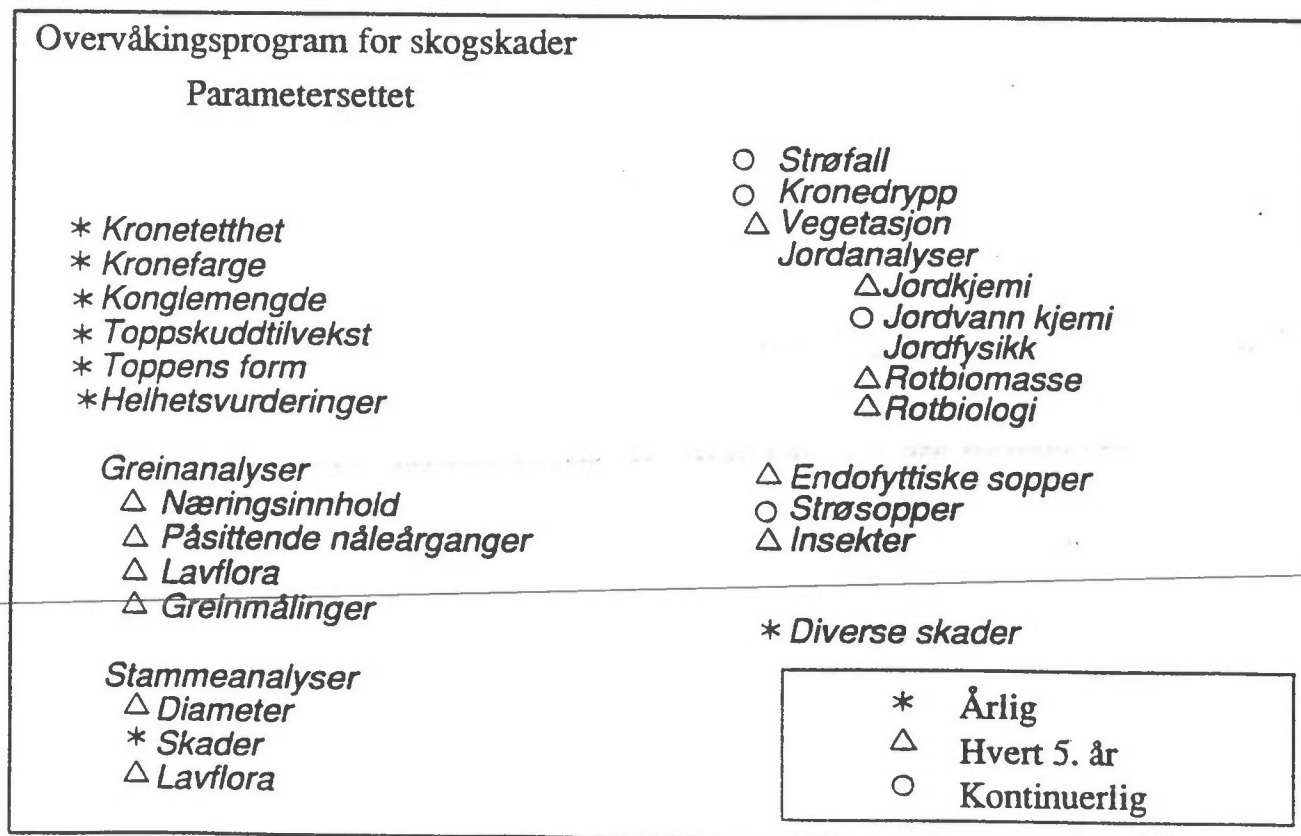
Hvor kan vi bli bedre ?

På alle nivåer selvsagt. Men hvilke pris vil samfunnet betale for de aller beste overvåkingsdata ? Hadde vi 'pepret' landet med målestasjoner ville vi nok fått flere detaljer, men hadde vi fått flere nye store linjer ? Innen overvåkingsprogrammet spør vi oss hele tiden om det er noe vi kan gjøre bedre, uten at vi på den måten for eksempel mister tid. Det må ikke bli slik at vi MÅ fortsette med noen datainnsamlinger fordi vi har startet opp med det. Eksempelvis har vi lagt ned de mest kostbare av aktivitetene våre på en-av-flatene, fordi det viste seg at den ikke var tjenelig til formålet vårt.

Samfunnet kan aldri bli mettet på informasjonen. Dette er neppe noe spesielt fenomen for oss. Men her må det trekkes opp en fornuftsgrense. Hvem er til sjuende og sist tjent med at vi alltid forteller om planer eller 'preliminære' resultater? Er den egentlige saken best tjent med det ?



Figur 1. Organisering og internasjonal tilhørighet.



Figur 2. Parametersettet som benyttes på de faste intensive overvåkingsflatene.

1. The first part of the document is a letter from the author to the editor, dated 19th June 1954. It discusses the author's interest in the subject of the paper and the reasons for writing it.

2. The second part of the document is the main body of the paper, which is divided into several sections. The first section is an introduction, followed by a discussion of the theoretical aspects of the problem. This is followed by a description of the experimental apparatus and a detailed account of the results of the experiments. The final section is a conclusion, in which the author summarizes the findings and discusses their implications.

3. The third part of the document is a list of references, which includes a number of papers by other authors in the field. This is followed by a list of acknowledgments, in which the author thanks the people who have helped him in the course of his work.

4. The fourth part of the document is a list of figures, which are included in the main body of the paper. This is followed by a list of tables, which are also included in the main body of the paper.

5. The fifth part of the document is a list of footnotes, which provide additional information on some of the points raised in the paper. This is followed by a list of appendices, which contain supplementary material.

6. The sixth part of the document is a list of references, which includes a number of papers by other authors in the field. This is followed by a list of acknowledgments, in which the author thanks the people who have helped him in the course of his work.

7. The seventh part of the document is a list of figures, which are included in the main body of the paper. This is followed by a list of tables, which are also included in the main body of the paper.

8. The eighth part of the document is a list of footnotes, which provide additional information on some of the points raised in the paper. This is followed by a list of appendices, which contain supplementary material.

9. The ninth part of the document is a list of references, which includes a number of papers by other authors in the field. This is followed by a list of acknowledgments, in which the author thanks the people who have helped him in the course of his work.

10. The tenth part of the document is a list of figures, which are included in the main body of the paper. This is followed by a list of tables, which are also included in the main body of the paper.

11. The eleventh part of the document is a list of footnotes, which provide additional information on some of the points raised in the paper. This is followed by a list of appendices, which contain supplementary material.

12. The twelfth part of the document is a list of references, which includes a number of papers by other authors in the field. This is followed by a list of acknowledgments, in which the author thanks the people who have helped him in the course of his work.

13. The thirteenth part of the document is a list of figures, which are included in the main body of the paper. This is followed by a list of tables, which are also included in the main body of the paper.

14. The fourteenth part of the document is a list of footnotes, which provide additional information on some of the points raised in the paper. This is followed by a list of appendices, which contain supplementary material.

15. The fifteenth part of the document is a list of references, which includes a number of papers by other authors in the field. This is followed by a list of acknowledgments, in which the author thanks the people who have helped him in the course of his work.

Tore Frogner
Norsk institutt for skogforskning
Høgskoleveien 12, 1432 Ås

Foredrag ved TVLF's forskermøte 1991
Olavsgaard Hotell, Skjetten - Kjeller
2.-3. desember 1991

JORDOVERVÅKINGEN I NORGE -utvidet sammendrag-

INNLEDNING

Jordovervåkingen i Norge er en integrert del av "Overvåkingsprogram for skogskader" (OPS) og inngår i: 1) Landsomfattende representative registreringer som dekker 903 prøveflater over hele Norge og 2) Spesielle intensive skogøkosystemanalyser (Figur 1). NIJOS startet innsamlingen av jordprøver i 1988 og i 1991 var alle flatene prøvetatt. NISK startet innsamlingen i 1986 og de siste overvåkingsflatene ble prøvetatt i 1989. I 1991 ble det på nytt innsamlet jordprøver fra alle overvåkingsflater som ble prøvetatt i 1986.

MATERIALET OG METODER

Viktige jordparametere som inngår i jorddatabasene er utbyttbare kationer, pH og tekstur. I tillegg er det foretatt totalkjemi og mineralogi på alle de intensivt overvåkte flatene. Totalkjemi er foretatt på 82 av flatene i 9x9 km nettet. For hver flate ble prøveprofilen beskrevet og klassifisert etter det kanadiske systemet.

På de intensivt overvåkte flatene blir det tatt ca. 120 jordprøver per dekar som tilfeldig deles inn i 4 serier. Jordprøver blir tatt i skjæringspunktet i rutenettet. Hver serie representer derfor flaten i samme grad (Figur 2a). På flatene i 9x9 km nettet blir 10 jordprøver tatt fra hvert jordsjikt og slått sammen til en prøve pr. sjikt (Figur 2b). Innsamlingen av jordprøver skjer sjiktvis.

JORDSTATUS

Den første jorddataserien fra de landsomfattende registreringer og de intensivt overvåkte flatene viser at norsk skogsjord har et høyt innhold av utbyttbare basekationer i humuslaget og en effektiv basemetningsgrad på ca. 60 %. De viktigste buffersystemene i jordsmonnet vil være ionebytte og forvitring.

BRUK AV OVERVÅKINGSDATA - TÅLEGRENSER FOR JORD

Tålegrensen er blitt definert som den høyeste belastning (Critical loads) av forsurende komponenter som ikke vil gi skadelige effekter på økosystemets struktur og funksjon. Arbeidet med å beregne tålegrenser er et samarbeidsprosjekt mellom NIVA, NIJOS og NISK. Beregningen skjer i overensstemmelse med den Europeiske UN-ECE manualen og vil være ett viktig grunnlag for de Europeiske forhandlinger som skal lede til ett nytt Europeisk protokoll for utslippsbegrensninger for svovel og nitrogen.

Første fase av prosjektet har vært å samle inn tilgjengelig data som må til for beregninger av tålegrenser. Vi har tatt utgangspunkt i de landsomfattende representative registreringer under Overvåkingsprogrammet for skogskader.

NILU og NIVA har i et rutenett på henholdsvis 50x50 km og 12x12 km beregnet gjennomsnittsverdier for atmosfæriske tilførsler og avrenning. Ut fra disse databasene er det for hver 9x9 km rute beregnet en gjennomsnittlig atmosfærisk tilførsel og avrenning.

På sikt håper vi å få tilknyttet NGU's flomsedimentanalyser til 9x9 km databasen.

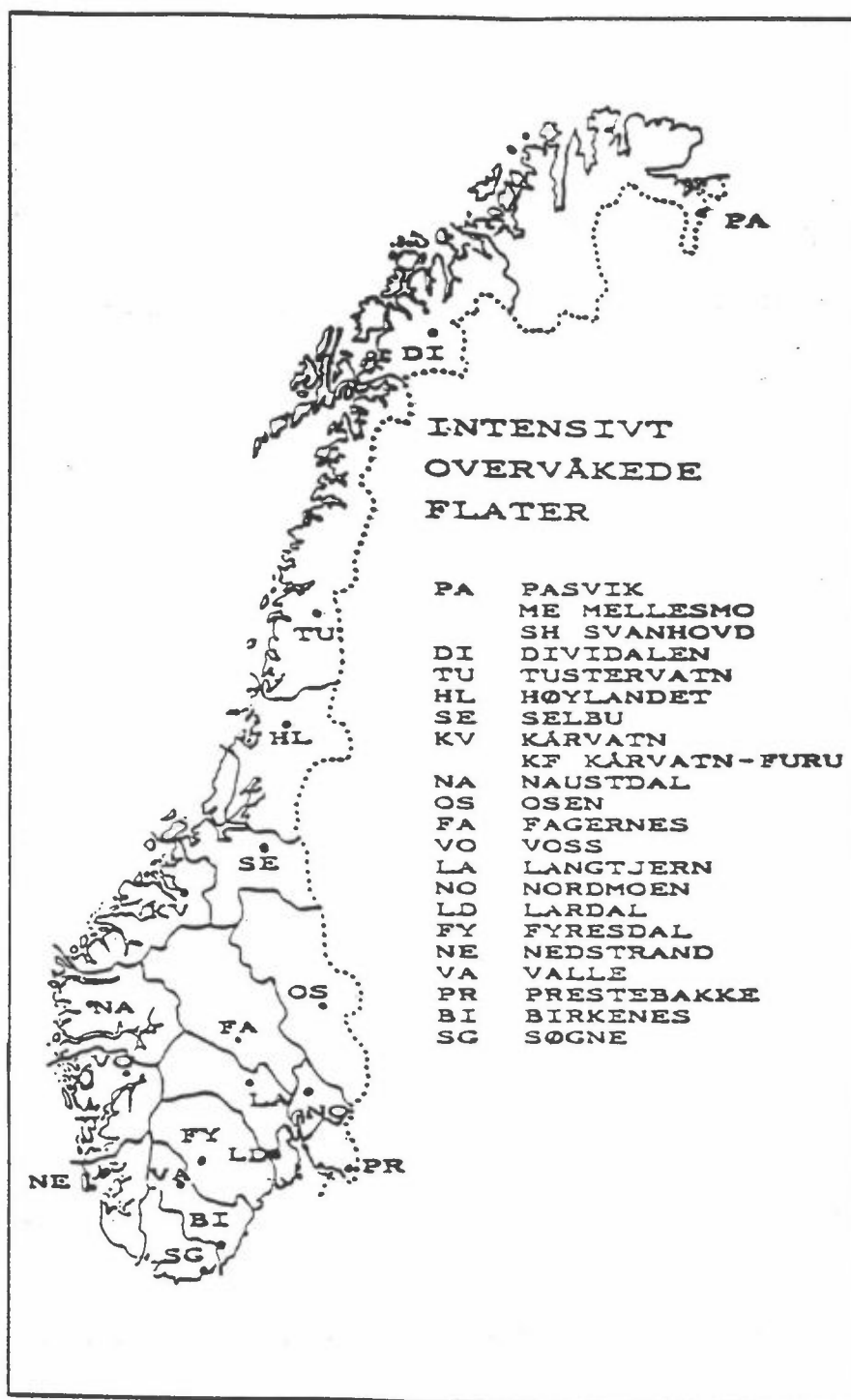
Vi har nå en 9x9 km database som inneholder jordas fysiokjemiske egenskaper, atmosfæriske tilførsler, avrenning og produksjonsevne. Det gjenstår fortsatt arbeid med å kvalitetskontrollere databasen. På sikt vil vi ha datagrunnlaget for å beregne tålegrenser for jord utfra de anbefalte metoder i UN-ECE manualen. Databasen vil være ett et viktig grunnlag for miljøundersøkelser.

TÅLEGRENSEKRITERIER

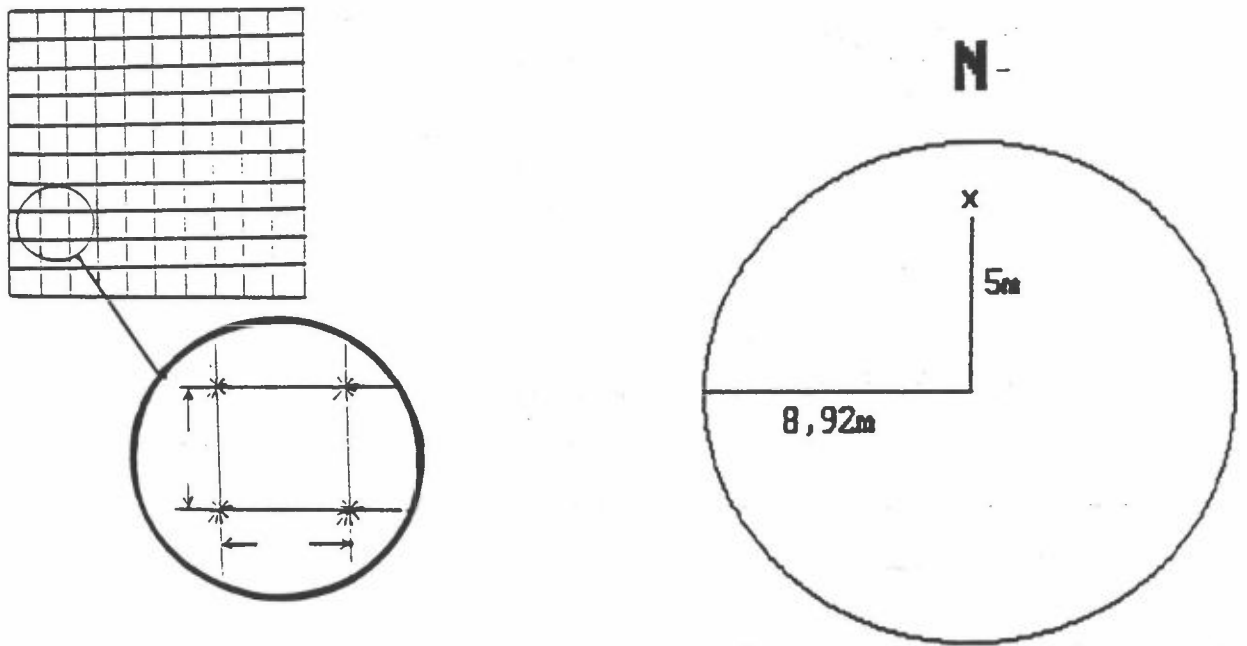
Når er tålegrensen for jord nådd ? For å gi svar på dette trenger vi tålegrensekriterier. Det mest brukte tålegrensekriteriet for jord er forholdet Ca/Al. Ved beregningen er det forutsatt at Ca/Al forholdet i markløsningen skal være større enn 1. Dette regnes som en kritisk grense for når en kan forvente rotskader. Dette er det ingen god dokumentasjon på, men i mangel av andre kriterier er dette kriteriet foreløpig valgt.

VURDERING AV RESULTATENE

Som nevnt innledningsvis finnes det ulike metoder til å beregne tålegrenser for jord og ulike kriterier. Vi vil teste ulike modeller og beregningsmåter for tålegrenser på de intensivt overvåkte flatene. Foreløpige resultater av dette arbeidet viser at de ulike metodene og de ulike kriteriene gir svært varierende resultater. Dette gir grunn til ettertanke !.



Figur 1.
Lokalisering av de intensivt overvåkte flatene.



Figur 2.

Inndeling av flaten i ett rutenett danner grunnlaget for jordprøvetakingen på de intensivt overvåkte flatene (Fig. 2a). Flatene er på ca. 1 da og det tas ca. 120 jordprøver pr. da.

På de landsomfattende registreringene tas det minst 10 jordprøver i en storsirkel rundt senteret av flata (Fig. 2b) Jordprofilet tas innenfor det oppmålte området og representerer jorda i feltet best mulig.

Surhet og forsuring av naturlige jordsmonn.

Gunnar Abrahamsen
 Institutt for jordfag
 Norges landbrukshøgskole
 1432 Ås

Hva forstår vi med jordas surhet?

Jordas surhet kan beskrives med pH (aktiv aciditet), utbyttbar aciditet og reserveaciditet (svake syrer som først dissosierer når pH øker). Summen av aktiv-, utbyttbar- og reserve aciditet utgjør jordas totale aciditet eller titrerbar aciditet.

Mellom utbyttbar aciditet og basemetningsgrad er det en sammenheng:

Kationbyttekap. = CEC = Sum (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , H^+)

$$\text{Basemetningsgraden \%} = \frac{\text{Sum}(\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \text{K}^+, \text{Na}^+, \text{NH}_4^+)}{\text{CEC}} * 100$$

$$\text{Utbyttbar aciditet \%} = \frac{\text{H}^+}{\text{CEC}} * 100$$

$$\text{Utbyttbar aciditet \%} = 100 - \text{Basemetningsgrad \%}$$

Sammenhengen mellom pH i jordvæsken og utbyttbar aciditet kan beskrives med ulike likevektsligninger. I jord vil det etter en tid innstille seg likevekt mellom ioner i jordvæsken og ioner som er adsorbent til jordpartiklene. Flere ligninger beskriver slike likevekter - f.eks. GAPON ligningen:

$$\frac{\text{H}^+ (\text{jord})}{\text{Ca}^{2+} (\text{jord})} = k_{\text{H-Ca}} \frac{[\text{H}^+] (\text{jordvæske})}{[\text{Ca}^{2+}]^{1/2} (\text{jordvæske})}$$

Her er $k_{\text{H-Ca}}$ likevektskonstanten for ombyttingen mellom H^+ og Ca^{2+} .

Sammenhengen mellom pH i jordvæsken og utbyttbar aciditet/basemetningsgrad varierer med leirmineralsammensetning og humusinnhold. Dermed varierer sammenhengen også mellom jordsmonn og jordtyper. Dersom en forsurer/kalker en jordtype, vil sammenhengen variere mellom jordsjikt, men innen jordsjikt blir variasjonen forholdsvis liten.

Eksempler på størrelsesordner av de ulike surhetskriteriene ble vist. Sammenlignet med utbyttbar aciditet og spesielt restaciditet, blir den aktive aciditeten meget liten.

Redusert pH, økt utbyttbar aciditet/reduert basemetningsgrad, økt reserveaciditet beskriver alle økt surhet.

Hva er mekanismene ved jordforsuring fra naturlige prosesser og sur nedbør:

1. Nedbørsoverskudd.

Gjennomgående nedadgående vannbevegelse. Dvs. nedbørmengde > evapotranspirasjon.

2. Mobilt anion.

SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- er mobile anioner under våre jordbunnsforhold. NO_3^- er mobilt i jorda, men tas oftest opp av planter og mikroorganismer slik at lite vaskes ut. Organiske anioner transporteres også i jorda, men felles av ulike årsaker ofte ut i B-sjiktet.

3. Utvasking av basekationer som er større enn nydanningen fra forvitringen.

Om ingen jordforsuring skal skje, må nydanningen fra forvitringen erstatte både den naturlige og den antropogene forsuringen.

Ca. 80 % av Norges produktive skogareal er på podsoler eller podsollignende jordsmonn. Fordi dette er sure jordsmonn må de naturlige forsuringprosessene ha vært større enn nøytralisasjonsprosessene. Når sur nedbør kommer i tillegg blir økt jordforsuring en uungåelig konsekvens.

Det er neppe uenighet om at den sure nedbøren fører til økt jordforsuring. Uenigheten går på hvor stor forsuringen er.

Eksperimentelle undersøkelser har bekreftet at tilførsel av syre fører til større utvasking av basekationer enn det som frigjøres ved forvitring. Etter at syretilførselen er blitt stoppet, er forsuringen reversert. Problemet er å finne ut hvor stor forsuringen er av den pågående tilførsel av sur nedbør. Dette er forsøkt belyst gjennom ulike undersøkelser der en dels har sammenlignet jordas surhet ved ulike tidspunkter, dels undersøkt jordas surhet langs gradienter med atmosfæriske tilførsler.

Undersøkelser av pH i jord fra Rondane viser sterkt redusert pH i alle jordsjikt. pH-endringen er størst i C-sjiktet. Den store pH endringen i Rondane er overraskende fordi syretilførselen i området er meget begrenset. Elif Dahl som er ansvarlig for undersøkelsene, forklarer resultatet med sur nedbør.

Når en skal vurdere forskjeller i jordsurhet over tid, må en ta hensyn ulikheter i biomassens innhold av næringsstoffer. Eksempel fra Aune et al. (1989) fant at jordas surhet økte fra Høylandet via Sørlandet til Schwarzwald. Dersom en tok hensyn til ionemengden i biomassen var surheten størst på Sørlandet og minst i

Høylandet.

Resultater fra jordundersøkelser i programmet "Overvåkning av langtransportert luft og nedbør" tyder ikke på noen markert jordforsuring i løpet av de siste 9 årene. Dette gjelder jord i Storgama, Kårvatn og Langtjern.

Konklusjon.

Jorda i det sørligste Norge har sannsynligvis blitt surere som følge av det atmosfæriske syrenedfallet. Noen mener at jorda er blitt dramatisk surere. Når en imidlertid ser alle resultatene under ett, er det mindre grunn til å tro at jordas surhet har økt så sterkt de senere årtier.

Wiederholung der Aufgabenstellung

1. Schritt

2. Schritt

OVERVÅKING - EN FORUTSETNING FOR VEGETASJONSØKOLOGISK FORSKNING I SKOG?

Foredrag holdt på TVLF's forskermøte "Forskning og overvåking" på Olavsgaard Hotell, Skjetten, 2.-3. desember 1991.

Rune H. Økland

Botanisk hage og museum, Universitetet i Oslo, Trondheimsveien 23B, 0562 OSLO.

Innledning

I dette foredraget ønsker jeg å vise at vegetasjonsøkologisk overvåking og forskning er to sider av samme sak.

Vegetasjonsøkologi omhandler sammenhengen mellom planteartenes fordeling i naturen, den indre dynamikken i plantepopulasjonene, og omgivelsene (abiotiske og biotiske faktorer). Med *vegetasjonsøkologisk overvåking* menes derfor registrering av endring i vegetasjonen ("alle" identifiserbare taxa eller et utvalg arter) og i de antatt viktige omgivelsesfaktorene, over tid, med hensikt å identifisere *korrelerte* endringer i vegetasjon og miljø på et tidligst mulig tidspunkt (T. Økland 1989, 1990).

Vegetasjonsøkologisk forskning (i vid forstand) deler seg i to greiner etter arbeidsmåte og undersøkelsesformål:

(1) Feltbaserte, oftest korrelative undersøkelser i naturlig miljø. Slike undersøkelser kan være hypotesegenererende eller hypotesetestende.

(2) Felt- eller lab.-baserte, eksperimentelle undersøkelser. Undersøkelser av denne typen er oftest hypotesetestende.

Ofte vil undersøkelser av første type produsere hypoteser, som kan testes ved nye undersøkelser av samme type, gjerne kombinert med undersøkelser av type 2. I hvilken grad resultatene av eksperimentelle undersøkelser er direkte relevante for forståelsen av vegetasjon-miljø-relasjoner i naturlige systemer, vil alltid være gjenstand for diskusjon. Vegetasjonsøkologisk overvåking er en undersøkelse av type 1. Jeg vil derfor i dette foredraget begrense meg til å se på forholdet mellom overvåking og vegetasjonsøkologisk forskning, hovedsakelig basert på type 1 feltundersøkelser, og begrenset til skog.

Samspill mellom vegetasjonsøkologisk forskning og overvåking i valg av overvåkingsmetodikk

Vegetasjonsøkologisk overvåking i skog i Norge

Vegetasjonsøkologisk overvåking skiller seg vesentlig fra overvåking av abiotiske parametre alene (ulike økologiske faktorer som vann- og luftkvalitet, jordas kjemiske sammensetning, etc.) i det at man må overvåke en rekke parametre samtidig. Vegetasjonen som sådan er en meget kompleks overvåkingsparameter - i boreal barskog som er det skogssystemet det knytter seg størst overvåkningsinteresse til i Norge, finnes over 200 arter av grønne planter! At overvåking av et slikt system er krevende med hensyn til ressurser såvel som til valg av metoder for feltarbeid og bearbeiding, kan bidra til å forklare at vegetasjonsøkologisk overvåking ikke ble igangsatt i Norge før mot slutten av 1980-årene. På denne tida fantes også vegetasjonsøkologisk kompetanse i det nasjonale miljøet som gjorde det mulig å designe et egnet overvåkingskonsept. Vegetasjonsøkologisk overvåking av skog drives i dag først og

fremst av NIJOS, i prosjektet "Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog i Norge" som ledes av Tonje Økland. Dette prosjektet er en del av programmet "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". Prosjektet har til hensikt å etablere et antall referanseområder for vegetasjonsøkologisk overvåking, minst 10 i tallet, med best mulig regional spredning. Siden 1988 er åtte av disse ti områdene etablert og analysert. En presentasjon av metodene i prosjektet med vegetasjonsøkologisk analyse av materialet fra et av områdene er publisert (T. Økland 1989, 1990). De to siste områdene vil bli etablert og analysert i 1992. I 1988 ble også etablert et referanseområde for forsursrelatert vegetasjonsøkologisk forskning i Solhomfjell i Gjerstad, som første ledd i prosjektet "Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjonen i boreal barskog", med støtte fra TVLF. Også dette prosjektet inneholder et overvåkingsaspekt for såvidt som den samlede prosjektperioden strekker seg over 6 år, men prosjektet skal primært se på populasjons- og vegetasjonsaspekter ved effekter av langtransporterte forurensninger. NIJOS' overvåkingsprosjekt og Gjerstad-undersøkelsene er i hovedsak samordnet med hensyn til feltmetodikk, idet begge tar utgangspunkt i permanente prøveflater på 1 m², der artsmengder er angitt som smårutefrekvens i 16 småruter.

Hvorfor vegetasjonsøkologisk overvåking?

I de fleste land der vegetasjon overvåkes, har man av praktiske/ressursmessige grunner valgt å begrense seg til høyere vegetasjon og vanligste/dominerende kryptogamer. Imidlertid er flersjiktvegetasjon slik som skog svært komplekse systemer, hvor alle arter er påvirket av de abiotiske faktorene, men hvor også arter innen og mellom sjikt påvirker hverandre. For å kunne oppdage flest mulig endringer over tid i et slikt system, og skille dem fra de naturlige endringene som alltid vil foregå, samt forstå *endringenes årsak*, må man se på hele systemet under ett (cf. T. Økland 1990). Viktige tilleggsargumenter for vegetasjonsøkologisk overvåking er at såvel eksperimentelle undersøkelser som indikasjoner fra tidsserier fra andre land antyder at moser og lav er langt mer følsomme indikatorer på f.eks. luftforurensninger (nitrogen, svovel, tungmetaller) enn karplanter. Dessuten inneholder bunnsjiktet, i hvert fall i fattig skog, langt flere arter enn hva feltsjiktet gjør. Bruk av hele artsinventaret gir derfor mange flere vegetasjonsparametre (i dette tilfellet arter) knyttet til hver overvåkingsflate. Bearbeiding ved ordinasjon og statistisk analyse vil kunne fastslå signifikante endringer på et tidligere tidspunkt desto flere variable (arter) som finnes pr. rute.

Valg av overvåkingsstrategi

Ved oppstartingen av vegetasjonsøkologisk overvåking i Norge, viste det seg at den grunnleggende vegetasjonsøkologiske kunnskapen om barskog var langt dårligere enn man hadde forventet, både nasjonalt og internasjonalt. Undersøkelsene la hovedvekt på subjektive vegetasjonsbeskrivelser som i liten grad bidro til forståelsen av artenes fordelingsmønstre langs økologiske gradienter. Mangelen på tidsaspekt i undersøkelsene gjorde dessuten at man i stor grad manglet innsikt i prosessene i økosystemet. Mangelen på tidligere overvåkingsdata for vegetasjon var altså en viktig medvirkende årsak til store huller i vår kunnskap!

Jeg vil diskutere valg av overvåkingsstrategi ved å bruke NIJOS' metoder for vegetasjonsøkologisk overvåking i barskog som eksempel (se T. Økland 1989, 1990).

(1) *Grid sampling eller intensiv sampling i få områder?* En rekke parametre overvåkes nå i nett som gir regionalt representative data (f.eks. NIJOS' nett for skogsvegetasjon, basert på 9x9 km maskevidde og årlige gjentak). Dette konseptet kunne imidlertid ikke brukes for vegetasjonsøkologisk overvåking. Vegetasjonen varierer som en funksjon av lokale (økologiske) og regionale (klimatiske) gradienter, samt over tid. Ved overvåking ønsker vi å kvantifisere endringene over tid, hovedsakelig forårsaket av endringer i ytre faktorer som forurensningsbelastning, klimafaktorer etc. For å kunne filtrere materialet for variasjonen langs

lokale og regionale gradienter, trengs derfor et visst antall observasjoner fra hver lokale økologiske "type" innen hver (klimatisk relativt homogene) region. Det er stor variasjon i vegetasjonen i skog, både langs lokale og langs regionale gradienter. I tillegg er det relativt stor "tilfeldig" variasjon i skogsvegetasjonen, noe som bidrar til en ytterligere økning av mengden materiale som må til for å kunne konstatere statistisk signifikante endringer i vegetasjonens sammensetning. Når analyse av en enkelt prøveflate tar mange timer, og det er grunn til å operere med 10-50 regioner og 10-30 lokale "typer" i skog, sier det seg sjøl at et grid sampling-basert overvåkingssystem for vegetasjon er fullstendig urealistisk. Istedet måtte man velge et utvalg representative områder. (Overvåking av parametre knyttet til enkeltarter er mulig å gjøre i nettverk, men temaet ligger utenfor rammen for dette foredraget. Foreløpig finnes heller ikke nødvendig kunnskap til å kunne velge slike overvåkingsparametre. Men når eventuelt slike bioindikatorer/biomonitorer finnes, vil likevel problemet med filtrering av lokal og regional variasjon fra variasjon over tid fortsatt være svært vanskelig, og kreve store datasett og gode data om lokal variasjon.)

(2) *Valg av antall områder.* Intensivområdene skulle tilsammen danne grunnlag for å sammenlikne graden av endringer over tid i ulike regioner - det vil si at områdene best mulig måtte dekke variasjonen langs de regionale gradientene (temperatur eller vegetasjonssone og oseanitet/humiditet eller vegetasjonsseksjon). Et kompromiss mellom det faglig sett ønskelige og det ressursmessig mulige ble 10 områder.

(3) *Begrensning av lokal variasjon i vegetasjonen.* La oss tenke oss den lokale økologiske variasjonen som et mangedimensjonalt gradientsystem hvor aksene er komplekse gradienter i økologiske faktorer som varierer sammen. For overvåkingsformål skulle vi ønske (i) at de (viktigste) aksene var kjent, (ii) at disse aksene var de samme for alle områder (de samme i alle regioner), og (iii) at posisjoner langs dem kunne bestemmes ved hjelp av enkle målinger. I såfall kunne man sammenliknet vegetasjon fra helt tilsvarende økologiske forhold i alle områdene. Ingen av disse ønskene var oppfylt i 1988, og de to siste av dem vil aldri kunne oppfylles. Den praktiske løsningen ved starten på overvåkingsarbeidet måtte derfor bli å velge ut et visst segment av variasjonen langs de antatt viktigste gradientene, og forsøke å holde dette segmentet så konstant som mulig innen alle områdene. Det ble antatt at variasjon i (i) næringsforhold og (ii) topografi/fuktighet langs en kolle/dalsøkk-gradient på en relativt grov skala var de viktigste komplekse gradientene, og at det i tillegg fantes fin-skala variasjon fra åpninger mellom trærne til under trær, samt i helning, eksposisjon, steinethet, mikrotopografi, jorddybde, fuktighet etc. I NIJOS' opplegg ble undersøkelsen begrenset til fattige - intermedieære blåbærdominerte skoger ("blåbær-", "småbregne-" og "fattig lågurtskog"), som man antok utgjorde et hensiktsmessig segment langs de antatte hovedgradientene. Denne avgrensningen har en styrke i at man fanger opp en viss næringsvariasjon, slik at det er mulig å teste hypoteser om endringer over tid korrelert med endringer i jordforsuringsstatus.

(4) *Samplingstrategi innen områder.*

(a) Antall ruter. Når det ikke er mulig å plukke ut enkeltruter som er "lokaløkologisk identiske" i ulike regioner, må ruteantallet være stort nok til at man (1) kan identifisere de viktigste gradientene i vegetasjonens sammensetning ved hjelp av numeriske analysemetoder, særlig ordinasjon, og (2) kan studere enkeltrutenes plassering i forhold til variasjon langs gradienter i målte økologiske parametre innen enkeltområdene. Erfaringer fra bruk av ordinasjonsmetoder på ulike datasett med godt kjente egenskaper tilsa at 50 ruter, hver med et så stort antall arter at ruta var representativ for de lokaløkologiske forholdene på stedet, burde være tilstrekkelig. Dette antallet ble derfor valgt.

(b) Rutestørrelse. Ideelt sett bør hver enkelt rute være så homogen som mulig (det vil si så liten som mulig), samtidig som den er mest mulig representativ for de lokale økologiske forholdene på stedet (det vil si at den inneholder flest mulig arter og derfor bør være så stor som mulig). Disse to kravene er motstridende, og man må derfor finne et kompromiss. Her

kommer også praktiske hensyn inn, idet man ikke kan ha ruter som er større enn at de kan analyseres uten at man må trække inn i dem. Et tilsynelatende optimalt kompromiss var standardstørrelsen 1 m², noe som blant annet var motivert av erfaringer med større ruter (T. Økland 1988).

(c) Ruteplassering. Man ønsket å dekke den lokale variasjonen best mulig (innenfor det valgte segmentet langs de lokale gradientene). Samtidig ønsket man så liten grad av subjektivitet i rutevalget som mulig. Erfaringer tilsa at et godt kompromiss ville være en begrenset tilfeldig ruteplasseringsmetode, i dette tilfellet subjektiv plassering av 10 storruter (å 50 m², som skulle fange opp variasjonen i lokale økologiske forhold), og tilfeldig plassering av 5 analyseruter (1 m²) innen hver storrote.

(g) Valg av mengdemål. I overvåkingsundersøkelser, er valget av kvantifiseringsmetode for vegetasjonsparametrene (artene) svært viktig. Graden av subjektivitet ved angivelse av mengde vil i stor grad influere på dataenes statistiske egenskaper. Erfaringer fra vegetasjonsøkologiske undersøker tilsa bruk av smårutefrekvensmetodikk (inndeling av rute i 16 småruter, hver på 1/16 m²) framfor bruk av den sterkt subjektivt belastete strategien å anslå dekningsgrad (T. Økland 1988).

(h) Valg av andre overvåkingsparametre. Liksom generelle vegetasjonsøkologiske undersøkelser som har til formål å identifisere de viktigste gradientene i vegetasjon og økologiske faktorer, krever vegetasjonsøkologisk overvåking et størst mulig utvalg av målte økologiske og andre parametre knyttet til hver enkelt analysert rute. Dette fordi man ønsker (i) å finne hvilke økologiske parametre som er årsaken til vegetasjonens differensiering ved overvåkingsstarten, og (ii) å kunne påvise parallelle endringer i vegetasjon, miljøfaktorer og trærnes tilstand over tid. Det ble derfor lagt opp til et omfattende måleprogram for jordfaktorer og andre abiotiske parametre, en grundig beskrivelse av tresjiktet (som fungerer som "økologisk faktor" for feltsjikt og bunnsjikt) og overvåking av endringer i trærnes sunnhetstilstand (ved bruk av samme metodikk og parametre som i NIJOS' registreringer i skogsnettverket).

(5) *Bearbeiding*. I flere andre land har overvåking av vegetasjon blitt satt igang uten tanke på hvordan dataene skulle bearbeides. Det er mulig for hver enkelt art å teste om den har hatt framgang eller tilbakegang over tid. Slik testing vil imidlertid bare gi svar av begrenset verdi; *årsakene* er gjerne vanskelige å fastslå. *Korrelerte endringer* i mange arter og mange forklaringsvariable er bare mulig å identifisere ved bruk av multivariate metoder; i særlig grad har ordinasjonsmetoder vist seg særlig egnet for testing av hvorvidt det har skjedd små, rettede endringer i vegetasjon over en viss tid (cf. Halvorsen 1985, R. Økland 1990, Whittaker 1991). Ordinasjonsmetoder krever en viss variasjon i lokale økologiske forhold, representative ruter og et tilstrekkelig ruteantall for hvert område. Den skisserte metodikken muliggjør slik testing for hvert område, og en sammenlikning av trender mellom områder.

Overvåkingsdataenes betydning for bedret forståelse av boreal barskog som økosystem

La oss så se på hvilke økologiske prosesser man antar er de viktigste på ulike skalaer i tid og rom i skog, hvilken kunnskap man antar å ha om disse prosessene, deres betydning for vurdering av overvåkingsdata, og i hvilken grad overvåkingsdata er nyttige eller nødvendige for å få økt forståelse av disse prosessene. I tab. 1 vises sammenhengene mellom økologiske prosesser, fordelingsmønstre, og skalaer i tid og rom. I tab. 2 er de antatt viktigste fordelingsmønstre og prosesser i skog listet opp. Overvåking har et tidsaspekt på 5-50(-100) år. Vi må forvente at eventuelle endringer i vegetasjonen innen dette tidsperspektivet vil forekomme på det som her er kalt mikro- til mesoskala (tab. 1); kun ved omfattende klimaendringer eller endringer i forurensningssituasjon etc. vil man observere regionale utslag.

Hva vet man så om de prosessene som forårsaker fordelingsmønstre i skog (tab. 2) på fin skala?

Mikroskala

Artssammensetningen i bunnsjiktet. Straks man bøyer seg ned for å se på variasjonen i mose- og lavvegetasjonen i boreale skoger, oppdager man at det er påfallende stor fin-skala-variasjon. En del av denne variasjonen kan tilskrives at artene har ulike krav med hensyn til de viktigste økologiske kompleksgradientene (her kalt meso-skala), men i tillegg finner man svært ofte at dominansforholdene mellom artene endrer seg over så små avstander at økologiske forskjeller neppe alene kan være utslagsgivende. Hva vet man så om prosesser i bunnsjiktet? I virkeligheten ikke mye. Det er dokumentert (Ericson 1977) at bunnsjiktets totaldekning i nordboreale barskoger svinger i takt med svingninger i smånagerbestandene. Undersøkelser i andre miljøer, f.eks. grasslandsvegetasjon (van Tooren et al. 1987) og på naken jord (van Tooren & During 1988) antyder raske suksesjoner. Hvordan forholdene er i boreal barskog uten store smånagerbestandssvingninger, var imidlertid ukjent. Ikke engang et så fundamentalt spørsmål som den relative betydningen av konkurranse mellom arter og dynamikk i åpninger (skapt av destabiliserende faktorer som strøfall, smådyraktivitet, demografiske forhold, tilfeldige "katastrofer" på mikroskala), var skikkelig kjent.

Det sier seg sjøl at det er vanskelig å tolke overvåkingsdata dersom ikke svarene på disse spørsmålene er kjent. Når overvåkingsområdene skal reanalyseres med 5-årige intervaller, må vi vite omtrent hvor stor den naturlige vegetasjonsdynamikken på 1-års tidsskala er for å kunne vurdere om endringene i femårsperioden er signifikante, rettete endringer over tid eller om de er utslag av "tilfeldig" variasjon. Kunnskap om prosessene er dessuten nødvendig for å kunne vurdere årsakene til observerte endringer i overvåkingsflatenes vegetasjon.

Med utgangspunkt i referanseområdet i Gjerstad, og knyttet til de permanente prøveflatene, undersøker vi (R. Økland & O. Eilertsen, in prep.) årlig et utvalg prøveflater (de samme hvert år). Disse undersøkelsene har nå vart i vel 3 år (4 gjentak), og etter vel 5 år (6 gjentak) vil vi ha gode kvantitative data for omfanget av den naturlige dynamikken i bunn-(og felt)sjiktet i slik skog. Det er dessuten gjort halvårlige registreringer av skademønstre hos *Dicranum majus*.

Videre er det igangsatt en omfattende demografisk studie av *Hylocomium splendens* (R. Økland et al., in prep.), knyttet til Gjerstad samt seks av områdene i NIJOS' vegetasjonsovervåking. Denne undersøkelsen vil belyse artens populasjonsdynamikk og hvilke faktorer som påvirker denne, blant annet teste betydningen av tetthetsavhengige faktorer (konkurranse mellom individer av samme art og med andre arter) og tetthetsuavhengige faktorer (død forårsaket av beiting, strøfall, tørke og andre "katastrofale" hendelser i en moses liv), se på regional variasjon i skademønstre og finne mulige populasjonsparametre som egner seg for overvåking. Foreløpige resultater antyder at det er en liten, men dog viss grad av "naturlige" endringer i vegetasjonen. Denne kan dels forklares ved variasjon i klimatiske faktorer, dels ved at det synes å forekomme ganske hyppige tetthetsreduksjoner i bunnsjiktspopulasjonene som følge av strøfall, smånageraktivitet etc. I såfall vil tilfeldigheter i etablering etc. ha stor betydning, mens direkte konkurranse mellom utvokste individer av samme eller ulike arter blir mindre viktig.

De ovennevnte undersøkelsene baserer seg på overvåkingsundersøkelsene, idet de ikke kan gjennomføres uten referanse til permanente prøveflater og med tilgang til analyser av vegetasjonssammensetning og målinger av økologiske parametre. Man kan derfor trygt si at det er mangelen på overvåkingsundersøkelser har gjort at forskning på dette meget basale feltet omtrent har manglet. Nå gjør overvåkingsundersøkelsene undersøkelser av bunnsjiktodynamikk mulig, og den kunnskap vi dermed får vil igjen få stor betydning for

tolkning og vurdering av overvåkingsdataene!

(2) *Artssammensetningen i feltsjiktet*. Karplantevegetasjonen i skog har blitt ofret mer oppmerksomhet enn bunnsjiktsvegetasjonen. Likevel er vår kunnskap om strukturerende prosesser også her nokså mangelfull. Tidlig i dette århundret var det stor interesse knyttet til enkelte skogsarters biologi, reproduksjon etc., som en forløper til det som ellers i verden har utviklet seg til en skole i demografisk orientert plantepopulasjonsbiologi. Med få hederlige unntak har aldri denne trenden nådd tilbake til Skandinavia, og kunnskapsmangelen er derfor stor. Liksom for bunnsjiktet, har vi begrenset kunnskap om den naturlige dynamikken i populasjonene, graden av forandring i artssammensetning fra år til år, og hvilke prosesser som er de viktigste. Betydningen av kunnskap på dette feltet for tolkning av overvåkingsdata er den samme som for bunnsjiktet.

Den årlige reanalysen av 50 prøveflater i Gjerstad har relevans til spørsmålet om graden av naturlig endring i artssammensetning i feltsjiktet. Fordi demografiske parametre knyttet til populasjonsstabilitet har stort potensiale som overvåkingsparametre, drives også demografiske undersøkelser av utvalgte arter, de ettårige *Melampyrum* spp. og den flerårige *Maianthemum bifolium*. Flere undersøkelser av denne typen er påkrevet. I tillegg trengs eksperimentelle undersøkelser som kan belyse betydningen av konkurranse mellom arter. Så langt antar man at det er en relativt stor grad av konkurranse mellom arter (og individer av samme art) i skog med tett feltsjikt, som kanskje først og fremst ytrer seg i form av betydelig rotkonkurranse. Dette burde vært undersøkt gjennom demografiske studier av vanlige arter slike som *Vaccinium myrtillus* og *V. vitis-idaea*.

På samme måte som for bunnsjiktet, vil denne kunnskapen som er så viktig for tolkningen av overvåkingsdataene, først og fremst kunne framskaffes gjennom studier i permanente prøveflater, det vil si ved forskningsaktiviteter nært knyttet til overvåkingen!

Meso-makro-skala

(1) *Variasjon i artssammensetning i felt- og bunnsjikt langs lokale økologiske gradienter*. Skal man kunne forstå det økologiske grunnlaget for endringer i vegetasjonen over tid, er det helt nødvendig at man kjenner de viktigste økologiske kompleksgradientene som bestemmer vegetasjonens sammensetning. Det er grunn til å tro at noen få slike gradienter vil være viktige i boreal barskog over hele Fennoskandia (cf. R. Økland & Bendiksen 1985, R. Økland 1991), og at deres relative betydning vil kunne variere fra område til område. Dessuten kan det i tillegg forekomme gradienter som bare er av betydning i enkelte regioner.

Analyse av dataene fra Gjerstad (R. Økland & Eilertsen, in prep.) viser at det der er tre hovedgradienter i barskogsvegetasjonen som er identifiserbare på meso-makro-skala: Viktigste er en kompleks topografi/fuktighetsgradient (variasjon i vegetasjonen fra lavdominerte koller via blåbærdominert dalsider til bregne- og urterike dalsøkk). Jeg antar at den enkeltfaktoren som er av størst betydning for denne vegetasjonsgradienten, er faren for ekstrem uttørring (hyppighet og varighet av jordfuktighet under en viss grense); artene fordeler seg langs gradienten avhengig av deres tørketoleranse. I Gjerstad, liksom i de fleste områdene med homogen, fattig berggrunn, danner næringsgradienten og topografigradienten en kompleksgradient, fordi mer næringsrike forhold bare finnes i konkave lesider og i dalsøkk med god fuktighetstilgang og/eller gunstig eksposisjon. På en finere skala finner vi en uavhengig vegetasjonsgradient som er korrelert med variasjon i jordfuktighet, og som dessuten samvarierer med små-skala variasjon i topografiske forhold, variasjon fra åpninger til innunder trær, etc. Trolig er variasjon i normal (median) fuktighetstilgang utslagsgivende. Bearbeiding av data fra et av områdene i NIJOS' overvåking, Rausjømarka i Enebakk (T. Økland 1990), viser at de viktigste gradientene lokalt er en kompleks næringsgradient, og en kompleks fuktighetsgradient korrelert med mikro-skala variasjon i strø, topografi, etc. Så langt har derfor undersøkelsene vist at det er (minst) tre hovedgradienter i vegetasjonen i boreal barskog, og

at disse ofte kan danne to kompleksgradienter. I tillegg vil andre økologiske faktorer slike som eksposisjon, helning, jorddybde, gradienten fra åpning mellom trær til under trær, og gradienter i jordkjemiske og jordfysiske parametre være mer eller mindre godt korrelert med disse tre hovedgradientene. I spesielle tilfelle vil de trolig kunne opptre som mer eller mindre sjølstendige gradienter. Bearbeiding av data fra de øvrige overvåkingsområdene (NIJOS) vil gi ny, verdifull kunnskap om skogøkosystemet og gi bedre grunnlag for generaliseringer.

Med god kunnskap om gradientstrukturen i vegetasjonen og gode økologiske målinger, er det mulig å forstå det økologiske grunnlaget for vegetasjonsendringer. Framtidige stor-skala vegetasjonsendringer vil trolig bli forårsaket av (1) endrete tilførsler av langtransporterte luftforurensninger, og/eller (2) endrete klimaforhold. Vi kan anta at endringer som følge av begge disse faktorene vil gi seg utslag i forskyvninger av permanente prøveflater langs gradientene i næring og fuktighet.

(2) *Artssammensetning i tresjiktet.* Slik de pågående overvåkingsundersøkelsene er lagt opp, vil bruken av store flater (16 m² i Gjerstad; 50 m² i NIJOS' områder) som basis for plassering av mindre flater for detaljanalyse av undervegetasjonen, gi grunnlag for forståelse av dynamikken i tresjiktet, mens innflytelsen av endringer i tresjiktet på undervegetasjonen kan forstås ved å sammenholde endringer i tresjikt på stor skala med endringer i 1 m²-rutene.

Konklusjon

Jeg har vist i foredraget hvordan vegetasjonsøkologisk overvåking som har utnyttet all tilgjengelig kunnskap om sampling- og bearbeidingsmetodikk, i seg sjøl bidrar sterkt til en økt basisforståelse av systemets struktur og dynamikk. En viktig årsak til at denne forskningen ikke har blitt igangsatt tidligere, er de store grunnlagsinvesteringene slik forskning har forutsatt. Den økningen i basisforståelse overvåkingsundersøkelsene vil gi, er avgjørende for det videre arbeidet med tolkning av overvåkingsdata, og dessuten et svært viktig grunnlag for annen, blant annet populasjonsbiologisk forskning. Min hovedkonklusjon er derfor at vegetasjonsøkologisk overvåking er forskning. Overvåking bør være en sentral og integrert del av vegetasjonsøkologisk basisforskning i skog i årene som kommer!

Helt til slutt vil jeg framheve det enorme potensialet som permanente prøveflater fra vegetasjonsøkologiske overvåkingsundersøkelser representerer som referanse for annen forskning og overvåking - de gjør det mulig å "korrigere" de registrerte parameterne for effekten av variasjon langs lokale økologiske gradienter!

Referanser

- Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4-year period in northern Sweden. - *Wahlenbergia* 4: 1-114.
- Halvorsen, R. 1985. Program for overvåking av populasjoner av truede plantearter - samt litt om analyse av data fra permanente prøveflater. - *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. bot. Ser.* 1985: 2: 62-66.
- Økland, R.H. 1990. ~~Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia.~~ - *Sommerfeltia Suppl.* 1: 1-233.
- 1991. Endringer i CO₂-konsentrasjonen i atmosfæren i fremtiden - Hva vil skje med skogs- og myrvegetasjonen? - *Blyttia* 49: 85-112.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. - *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- 1989. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand": Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog i Norge. I. Rausjømarka i Akershus. - *Norsk Inst. for*

Jord- og Skogkartlegging, Ås.

- 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. - *Sommerfeltia* 10: 1-52.

Tooren, B.F. van & During, H.J. 1988. Early succession of bryophyte communities on Dutch forest earth banks. - *Lindbergia* 14: 40-46.

- , During, H.J. & Oudhof, J.A.F. 1987. Dynamics of bryophytes in a chalk grassland. - *Folia geobot. phytotax.* 22: 377-383.

Whittaker, R.J. 1991. The vegetation of the Storbreen gletchervorfeld, Jotunheimen, Norway. - *J. Biogeogr.* 18: 41-52.

Tab. 1. Individ- og artsnivå: skalaer, fordelingsmønstre og de prosesser som er årsak til fordelingsmønstrene.

Skala	Fordelingsmønstre	Prosesser	Areal (m ²)	Tid (år)
Celle/ fysiol.	biomassefordeling, produksjon, stoffomsetning, ressursallokering innen planter	fysiologiske prosesser	10 ⁻⁴ -10 ⁰	10 ⁻⁸ -10 ⁰
Meso- mikro	lokal fordeling av individer av samme art	nabointeraksjoner, demografi (spredning, etablering, individers død), fluktuasjon og destabilisering som følge av lokale klimaeffekter, stokastiske faktorer	10 ⁻² -10 ⁴	10 ⁰ -10 ²
Global- regional	utbredelse av taxa	mikroevolusjon (økotypisk differensiering), migrasjon (invasjon, ekspansjon, utdøen), betinget av regionale klimaendr.	10 ⁴ -10 ¹²	10 ¹ -10 ⁵
Global	opprinnelse og utdøen av arter, globale biogeografiske mønstre	makroevolusjon (artsdannelse, utdøen), betinget av storskala-klimaendringer (betinget av endringer i jordas orbitalgeometri), platetektoniske endr. etc.	10 ¹¹ -10 ¹⁴	10 ⁴ -10 ⁸

Tab. 2. Systemnivå, skog: skalaer, fordelingsmønstre og de prosesser som er årsak til fordelingsmønstrene.

Skala	Fordelingsmønster	Prosesser	Areal (m ²)	Tid (år)
Mikro	artssammensetning i bunnsjiktet, fin skala	dynamikk i åpninger (demografisk respons betinget av destabilerende faktorer som strøfall, smådyraktivitet, stokastiske faktorer etc.)	10 ⁻² -10 ⁻¹	10 ⁻¹ -10 ⁰
Mikro	artssammensetning i feltsjiktet, fin skala	interspesifikke interaksjoner, stokastiske prosesser i demografi og miljø	10 ⁻¹ -10 ¹	10 ⁰ -10 ¹
Meso-makro	artssammensetning i undervegetasjon (og dels i tresjikt)	variasjon langs lokale (økologiske) gradienter		
	meso: (1) median jordfuktighet (vannbehov)		10 ⁻¹ -10 ²	10 ² -10 ³
	makro: (2) topografi/minimum jordfuktighet (tørketoleranse)		10 ² -10 ⁶	10 ⁰ -10 ²
	meso-makro: (3) næringstilgang		10 ¹ -10 ⁸	10 ² -10 ⁴
Meso-makro	artssammensetning i tresjiktet	dynamikk i åpninger (demografisk respons betinget av ekstreme klimafluktuasjoner og andre destabilerende prosesser som vindfall, brann, parassittisme)	10 ¹ -10 ³	10 ¹ -10 ²
Regional	artssammensetning	variasjon langs regionale (klimatiske) gradienter	10 ⁶ -10 ¹⁰	
		(1) varmetilgang		
		(2) humiditet/oseanitet		
		(+ andre, mindre framtrede gradienter)		
Global	artssammensetningsdynamikk			
	(1) glasialsykluser	endringer i jordas orbitalgeometri	10 ¹³ -10 ¹⁴	10 ⁵ -10 ⁶
	(2) interglasiale vegetasjonsendringer på stor skala	klimaendringer betinget av endringer i sirkulasjonssystemene og i biosfærens respons	10 ¹⁰ -10 ¹³	10 ³ -10 ⁵

Overvåkning av sporelementers tilstandsformer og modellutvikling

B. Salbu

Isotop- og elektronmikroskopilaboratoriene
Norges landbrukshøgskole

Ved kontrollert utslipp av miljøgifter fra en kilde angis som regel en kildeterm (source term). Denne karakteriserer hvilke miljøgifter og hvilke mengder som slippes ut over et gitt tidsrom.

Kildetermen benyttes også ved ulykker (f.eks. Tsjernobyl-ulykken), hvor en beskriver utslipp til atmosfæren og/eller nedfall over et bestemt område.

Overvåkning av miljøgifter som tilføres et økosystem er som regel legitimert i de potensielle biologiske effekter miljøgiftene kan forårsake. Overvåkningsdata vil derfor ofte anvendes i matematiske modeller som beskriver overføring av miljøgifter fra et utslipp/nedfall til ulike trinn, særlig utsatte trinn, i næringskjeden over tid (prognoser).

Ofte vil modellene være beheftet med store usikkerheten på grunn av variasjoner i datagrunnlaget både for inngående parametre og for termodynamiske konstanter, overførings-faktorer etc.

For å bedre prediksjonsevnen for modeller er det nødvendig å vurdere hvilke faktorer som bidrar mest til usikkerhet;

- 1) kvalitet av overvåkningsdata bør være sikret ved bruk av ringtester og standard referansemateriale
- 2) Overvåkes de relevante variable? Ofte måles kun de identifiserte miljøgifter. Ulike naturlig forekommende komponenter kan påvirke miljøgiftene. Der er derfor nødvendig å inkludere variable som karakteriserer det system som overvåkes og variable som kan influere på miljøgiftenes "kjemi".

- 3) Oppfyller overvåkningsdata de kriterier som kreves/forutsettes i modellene. Er de relevante prosesser beskrevet i modellene? Har vi relevant informasjon som slike modeller krever, eller kan vi få det?

En rekke miljøgifter, særlig metaller og radionuklider kan foreligge i ulike fysisk-kjemiske tilstandsformer, som varierer med hensyn på størrelse (molekylvekt), ladningsforhold eller tetthet. Ulike tilstandsformer i et utslipp til akvatisk miljø eller ved atmosfæriske nedfall vil påvirke transport, spredning og biologisk opptak av miljøgiftene. For metaller og radionuklider antar en at enkle lavmolekylære former er langt mer mobile og biotilgjengelige enn høymolekylære former som kolloider og partikler.

I tillegg til kvalitet og kvantitet bør derfor kildetermen også omfatte informasjon om miljøgiftenes tilstandsformer, særlig partikkelfordelingen. Anvendelse av filterpakker med varierende porestørrelse (cascade impactors) ved luftmålinger eller fraksjonering av utslippsvann med hensyn på partikkel-størrelse bør derfor inngå i et overvåkningsprogram.

Etter et utslipp eller nedfall vil miljøgiftene velselvirke med naturlige forekommende organiske (f.eks. humus eller uorganiske (f.eks. leire) komponenter. Slike interaksjoner vil endre de opprinnelige tilstandsformer. Informasjon om transformasjonsprosesser og kinetikk vil derfor være viktig for å videreutvikle transportmodeller. I akvatiske system synes spesielt kolloidtransport å være viktig for spormetaller og radionuklider. Kolloidkjemi er imidlertid ikke (i liten grad) inkludert i modellene.

Da naturlige akvatiske miljøer ofte består av ikke-likevektsystemer f.eks. blandsoner, bør modellene være dynamiske. I blandsoner kan f.eks. dynamiske polymeriseringsprosesser gi opphav til langt mer toksiske effekter enn samme system ved likevekt.

Det er derfor et klart behov for forskning om tilstandsformer og transformasjonsprosesser som gir grunnlag for videre-utvikling av modeller. Om overvåkningsdata også gir informasjon om tilstandsformer, bør dette samlet redusere modellenes usikkerhet.

Foredraget vil benytte resultater fra forskning knyttet til aluminium og andre sporelementer i akvatiske system samt utslipp/nedfall av radionuklider som illustrasjon.

OZONFORURENSING - EFFEKT PÅ ULIKE VEGETASJONSTYPER I NORGE

Leiv M. Mortensen, Særheim forskningsstasjon, 4062 Klepp stasjon/Institutt for hagebruk, NLH.

SAMMENDRAG

Ozon (O_3) forekommer i konsentrasjoner på opp til 100 ppb (ca. $200 \mu\text{g m}^{-3}$) i Norge, men disse konsentrasjonene opptrer normalt bare noen få timer hvert år. Konsentrasjoner over 50 ppb er imidlertid ganske vanlige spesielt i Sør-Norge i månedene mai-juni. Middelkonsentrasjoner (7-timers dag-middel) på 40-50 ppb over flere uker forekommer ganske ofte. Ved Institutt for hagebruk, Norges landbrukshøgskole, og senere ved Særheim forskningsstasjon, er det utført en rekke studier for å prøve å belyse hvilke effekter slike O_3 -konsentrasjoner kan medføre. Finansieringskilder for denne forskningen har i første rekke vært NLVF, dernest NTNf, TVLF og Direktoratet for naturforvaltning.

Effekten av ulike O_3 -konsentrasjoner på planter tilhørende ulike vegetasjonstyper er blitt undersøkt i klimatiserte vekstkamre.

Jordbruksplanter:

Grasproduksjonen er den viktigste planteproduksjonen innen jordbruket i Norge. En eventuell negativ effekt av O_3 på ulike grasarter kan derfor medføre store økonomiske tap. Ulike grasarter har vist seg ha varierende følsomhet ovenfor O_3 . Timotei som er det viktigste grasslaget er spesielt følsom for O_3 , og konsentrasjoner på ca. 50 ppb over noen uker kan derfor forventes å gi avlingssvikt på i størrelsesorden 10-20%. Andre grasarter som hundegras, engrapp, rødsvingel, engkvein og engsvingel har en middels følsomhet for O_3 , mens flerårig raigras synes å være svært tolerant. Vi har ingen norske avlingsresultater for korn og poteter, men utenlandske forsøk tyder på at hvete kan gi en avlingsreduksjon på ca. 10% ved eksponering i ca. 50 ppb O_3 . Store forskjeller i følsomhet er observert i utlandet hos ulike sorter av potet.

Skoqstrær:

Vanlig bjørk, hengebjørk (lavlandsbjørk) og gråor synes å være følsomme for O_3 . Forsøk har vist en lineær nedgang i

tilveksten med økende O_3 -konsentrasjon i området 20 til 90 ppb. Typiske O_3 -skader hos bjørk (små gule prikker) og gråor (brune flekker) oppstod ved ca. 50 ppb etter 2-3 uker. Gran og platanlønn synes å være adskillig mere tolerant og furu noe mindre tolerant for O_3 .

Fjellplanter:

Effekten av O_3 på fjellplanter er blitt studert på materiale basert på frø ifra Svalbard, Tromsø og på småplanter hentet inn fra fjellet i Sør-Norge. Planterlag som dvergbjørk, fjellsyre, fjellmarikåpe, tuvesildre, knoppsildre, harerug, fjellrapp, røsslyng, multer, kvitlyng og tyttebær ble ikke utsatt for noen vekstreduksjon og fikk heller ingen synlige skader etter et par måneders eksponering i ca. 50 ppb O_3 gitt i 8 timer per dag. Til og med O_3 -konsentrasjoner på ca. 90 ppb ga liten eller ingen effekt på disse plantelagene. Vanlig bjørk hentet fra Lifjell var imidlertid følsom for O_3 . Når det gjelder fjellplanter bør imidlertid langt flere arter undersøkes da O_3 -forsøk med fjellplanter i liten utstrekning er blitt utført tidligere.

Ozon og klima:

En gitt O_3 -dose gir ikke alltid samme effekt på et plantelag. Klimaet både før og under O_3 -eksponeringen påvirker skadeligheten av gassen. Dårlige lysforhold over en tid vil føre til at planten generelt blir svakere, og en følgende O_3 -eksponering vil derfor kunne gi større skader enn om lysforholdene på forhånd hadde vært bedre.

Luftfuktigheten, eller rettere sagt differansen mellom vanndampens metningstrykk og det aktuelle damptrykket (vanndampunderskuddet) ved en gitt temperatur, vil være avgjørende for hvor åpne spalteåpningene er hos planter. En liten differanse (høy fuktighet) fører til åpne spalteåpninger og diffusjonen av O_3 inn i bladet vil være mye større og føre til større skader enn hvis differansen er stor. Forsøk har vist at bladskadene hos bjørk forårsaket av O_3 øker når temperaturen blir lavere (24 til 12°C), men samtidig blir også vanndampunderskuddet vanligvis lavere. Målinger viste også at O_3 -absorpsjonen økte med synkende temperatur.

En viktig faktor i framtiden vil være den økende CO_2 -konsentrasjonen i atmosfæren. Høy CO_2 -konsentrasjon fører til at spalteåpningene hos mange plantelag lukker seg noe igjen,

og dette medfører redusert O_3 -opptak og skade. Dette er vist for hvete, tomat og timotei. Spalteåpningene hos bjørk synes imidlertid å være mindre følsomme for CO_2 -nivået, og skadeligheten av O_3 endres derfor ikke. For å kunne vurdere O_3 -effekten på ulike planteslag i framtiden vil det være viktig å få kunnskap om hvordan ulike planteslag reagerer på CO_2 -konsentrasjonen spesielt med hensyn til spalteåpningsfunksjonen.

Inga E. Bruteig
Botanisk institutt, AVH
Universitetet i Trondheim
7055 Dragvoll

**Nitrogen- og svovelinnhold i vanleg kvistlav (*Hypogymnia physodes*)
som indikator på atmosfærisk deposisjon**

Kjemiske analysar av lav og mose har vore mykje brukt som indikasjon på deposisjon av ulike forureiningar, i første rekkje tungmetall.

Gjennom Direktoratet for naturforvaltnings "Program for terrestrisk naturovervaking" vart det sommaren 1990 samla inn vanleg kvistlav (*Hypogymnia physodes*) for analysar av svovel- og nitrogeninnhold (Bruteig 1991). Prøvene vart tatt frå furu, på i alt 179 flater spreidd over landet. Det er første gongen det har vorte gjort ein landsomfattande studie av innhaldet av desse elementa i bioindikatorar i Noreg. Studien er ein del av eit fellesprosjekt mellom Botanisk institutt, AVH, og Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS), der også kartlegging av ein del lavartar inngår.

Analysane viste at verdiane varierer med ein faktor på 4-5, og at det er stor samvarians mellom dei to parametrane. Høgste målte nitrogenverdi er 1,96% av tørrvekt (Mandal, Vest-Agder), og lågaste er 0,42% (Tingvoll, Møre og Romsdal). Svovelverdiane er omlag ein tittel av nitrogenverdiane, og varierer frå 0,183% (Mandal, Vest-Agder) til lågaste verdi 0,046 (Verdal, Nord-Trøndelag). Dei høgste verdiane for både nitrogen og svovel finn ein langs kysten i Sør-Noreg og på ein del flater i innlandet i Hedmark og Oppland.

Det er gjort samanlikningar med NILU sine utrekningar av svovel- og nitrogendeponisjon i Noreg (Pedersen et al. 1990). Det er ein signifikant samanheng mellom innhaldet i kvistlav og desse deposisjonsutrekningane. Nitrogenverdiane korrelerer best med våtdeponisjon av oksydert nitrogen (nitrat), svovel best med våtdeponisjon av svovel (sulfat). Men deposisjonsmodellen forklarar berre henholdsvis 38% og 28,8% av variasjonen i materialet.

Restvariasjonen er vidare samanlikna med målte og utrekna klima-variablar (Prentice et al. 1991), for å gje ytterlegare tolking av variasjonen. Såleis er det funne signifikante samanhengar både med temperatur, varmesum, nedbør og evapotranspirasjon (basert på temperatur, nedbør, breiddegrad og soltimar). Dette er faktorar som klart verkar inn på lavens vekstforhold, og såleis påverkar graden av akkumulasjon/fortynning av elementa. Faktorar som fremjar vekst gjev lågare verdiar i laven enn det som er forventa ut frå depositionsstala, medan faktorar som hemmar vekst fører til akkumulasjon, og altså høgare verdiar enn forventa. Fleire av klimavariablane har eit ikkje-lineært forhold til vekst. Både varmesum, sommartemperatur og evapotranspirasjon hemmar vekst ved låge og høge verdiar, og fremjar vekst i mellomsjiktet.

Tilgangen på våtdeposisjon av redusert nitrogen (ammonium) fremjar også vekst, og framstår som ein signifikant faktor som gir lågare nitrogen- og svovelverdiar målt i laven.

Ved å trekkje inn desse variablane aukar forklaringsgraden til 52.5% for nitrogen og 44.7% for svovel. Den resterande variasjonen kan skuldast fleire forhold:

- 1) Deposisjonsutrekningane er kanskje ikkje gode nok
- 2) Lokale forureiningskjelder kan verke inn
- 3) Det er ei rekkje usikkerheitsfaktorar knytt til lav-prøvene: lavindivida kan ha ulik alder, det er berre analysert éi prøve frå kvart område m.m.
- 4) Fysiologiske mekanismar og fleire økologiske faktorar (t.d. mikroklimatiske) kan også verke inn på opptak og vekst hos laven

Litteratur:

- Bruteig, I. E. 1991. Terrestrisk naturovervaking. Landsomfattande lavkartlegging på furu 1990. - DN-notat 1991-8.
- Pedersen, U., Walker, S. E., and Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. - NILU OR 28/90.
- Prentice, I. C., Sykes, M. T., and Cramer, W. 1991. A simulation model for the transient effects of climate change on forest landscapes. - Submitted.

SPORELEMENTER I NEDBØR MÅLT MED INDUKTIVT KOBLET PLASMA - MASSE SPEKTROMETRI (ICP-MS)

Torunn Berg, Oddvar Røyset og Marit Vadset
Norsk Institutt for luftforskning, Pb 64, 2001 Lillestrøm

SAMMENDRAG

Totalavsetninga av elementene Be, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, Bi, Pb og U er beregna ved seks bakgrunnsstasjoner i Norge. Arbeidet er basert på ukentlige nedbørsprøver fra 1990, som er analysert ved hjelp av ICP-MS. Elementene stammer fra langtransport, lokale punktkilder og naturlige prosesser.

INNLEDNING

Gjennom forskjellige overvåkningsprogrammer har nedbøren ved flere bakgrunnsstasjoner i Norge blitt analysert for sporelementer de senere årene. Ved Birkenes, Nordmoen, Osen, Kårvatn og Jergul blir nedbøren analysert med hensyn på Zn, Cd og Pb, mens den i Svanvik i tillegg blir analysert for Cr, Co, Ni, Cu og As (SFT 1991, Hagen *et al.* 1990). I forbindelse med at NILU har anskaffet et nytt analyseinstrument for elementer (ICP-MS) kan vi i tillegg måle en hel rekke andre elementer som er viktige i overvåkingssammenheng. Her presenteres data for avsetning av 15 elementer for 1990 fra overnevnte bakgrunnsstasjoner.

ANALYTISK METODE

Nedbørsprøver fra bakgrunnsstasjonene Birkenes, Nordmoen, Osen, Kårvatn, Jergul og Svanvik (se kart) ble samlet inn på ukebasis i 1990. Nedbøren ble konservert med 1% HNO₃ og tilsatt 50 ng Sc, In, Ho og Re pr ml prøve som interne standarder. Prøvene ble analysert ved hjelp av et VG Plasmaquad ICP-MS instrument. For kvalitetskontroll ble det analysert nedbørsprøver som tidligere er benytta i ei interkalibrering (PARCOM).

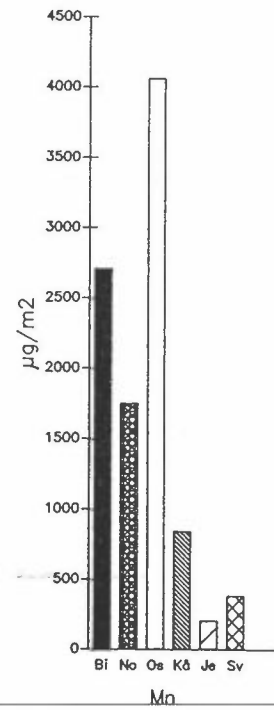
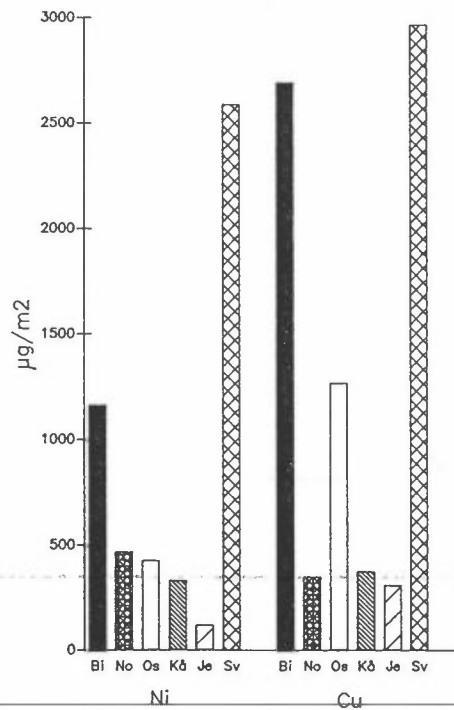
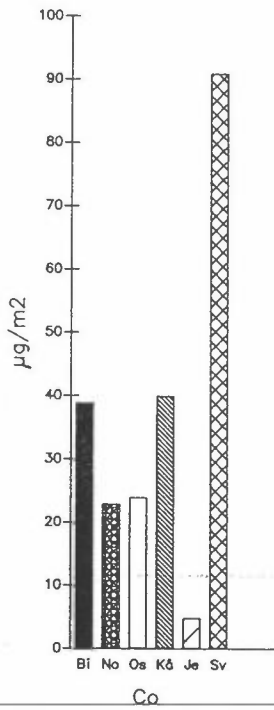
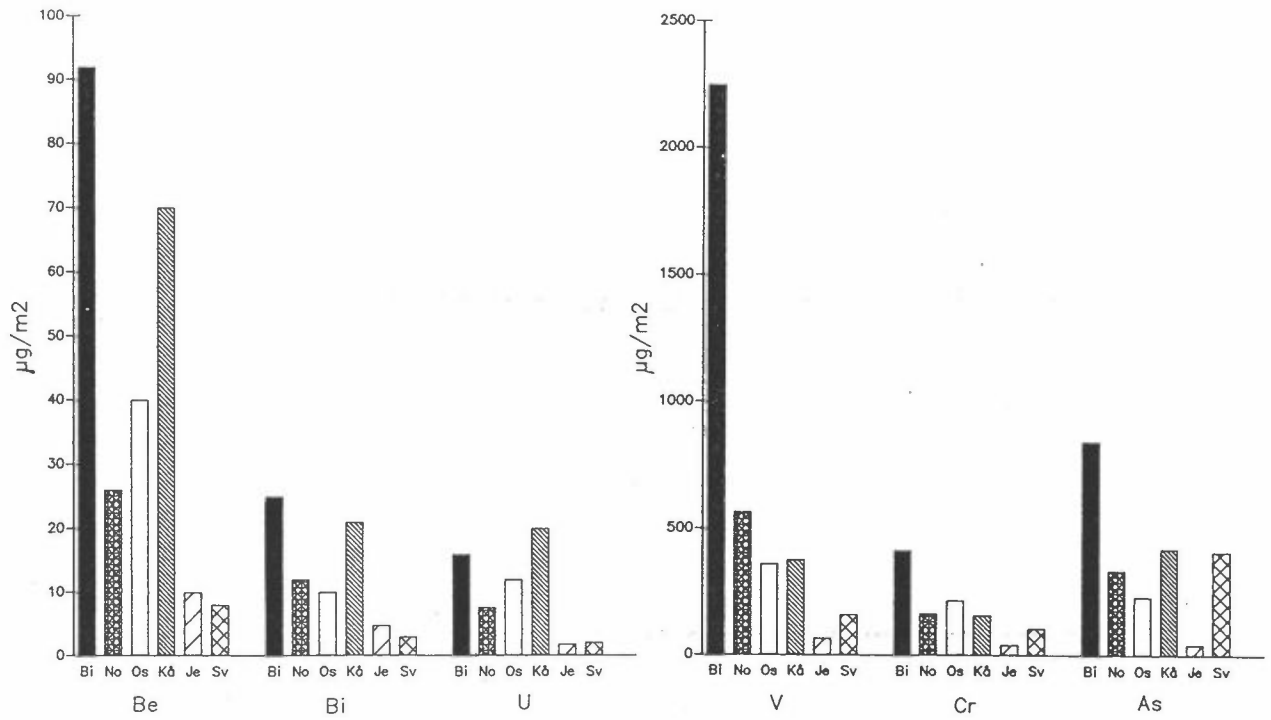
Med ICP-MS føres prøven inn i et plasma (ICP) med en temperatur på 6000-8000°C. Plasmaet bryter ned elementene til enkle ioner som separeres og måles i et massespektrometer (MS). Analysen er en multielementteknikk hvor opptil 70 elementer kan måles samtidig i samme prøve med deteksjonsgrenser i området 0.01-1 ng/ml. NILU oppgraderer i disse dager sitt ICP-MS instrument, og dette vil forbedre deteksjonsgrensene ytterligere ti ganger.

ICP-MS teknikken har store muligheter innen miljøforskningen, fordi analysene gir et raskt og fullstendig bilde av den kjemiske sammensetningen av prøven som analyseres. Teknikken egner seg til analyse av bl.a. prøver av luft, vatn, jord og biologisk materiale.

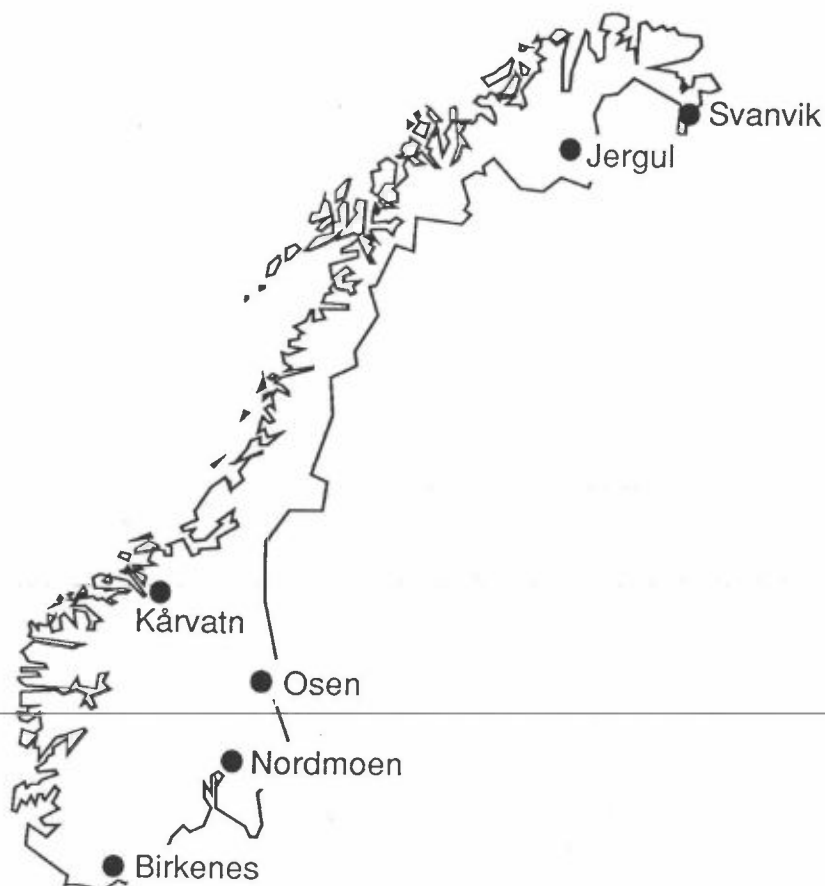
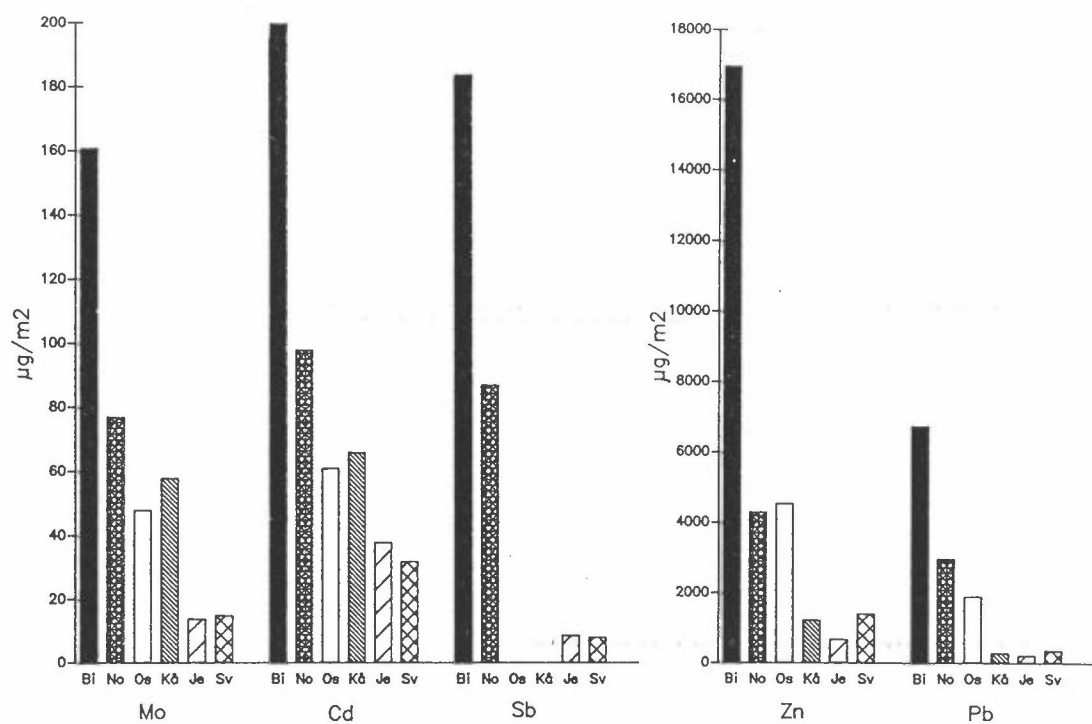
RESULTATER OG DISKUSJON

Avsetninga av sporelementer er gitt i figurer på de følgende sider.

Avsetning 1990



Avsetning 1990



De høyeste nivåer av V, As, Zn, Mo, Cd, Sb og Pb ble funnet på Birkenes. Dette er elementer som kommer til Norge fra andre deler av Europa gjennom langtransport. Disse kjennetegnes ved at nivået er høyt langs kysten av Sør-Norge, mens det reduseres raskt innover landet. Dette er også vist i analyser av luftpartikler kombinert med trajektoriestudier (Amundsen 1987) og i studier av moser (Steinnes 1991). V spres hovedsaklig ved forbrenning av oljer. As, Zn og Cd kommer fra smelteverksindustrien, mens Sb i tillegg blir avgitt ved forbrenning av kull. Biler er hovedkilde for utslipp av Pb (Nriagu et al. 1988).

Avsetninga av Cr var også forhøyet på Birkenes i 1990. Dette skyldes muligens bidrag fra langtransport. Antropogene kilder til Cr er forbrenning av kull og smelteverkindustri (Nriagu et al. 1988).

Nivået av Co, Ni, Cu og delvis As var spesielt høyt i Svanvik. Dette skyldes utslipp fra Cu-Ni smelteverkene som ligger på Kolahalvøya. Nivået av Ni og Cu er også høyt på Birkenes. Dette skyldes trolig utslipp fra lokale kilder (smelteverk mm).

Mn viste et spesielt høyt nivå i Osen. De naturlige kildene til Mn er mye større enn de antropogene (Nriagu et al. 1988). Tidligere studier av moser har også vist forhøyde konsentrasjoner av Mn i dette området. Dette har blitt forklart med lekkasje fra høyere vegetasjon (Steinnes 1991).

Nivåene av Be, Bi og U er usikre i denne undersøkelsen pga at nivåene ligger svært nær deteksjonsgrensa for ICP-MS. Elementene spres ved bl.a. forbrenning av kull og ved forskjellige industrielle prosesser (Nriagu et al. 1988), og bør dermed være interessante i overvåkingssammenheng. Med ei økning av deteksjonsgrensene på ti ganger som vi nå har fått på instrumentet, bør det for framtida være mulig å overvåke disse elementene.

REFERANSER

Amundsen, C.E., Hanssen, J.E., Rambæk, J.P. and Semb, A. (1987) Long-range transport of trace elements to Southern Norway studied by I.N.N.A of air filters. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 114, 5-12.

Hagen, L.O., Henriksen J.F., Aarnes, M.J. og Sivertsen B. (1990) Basisundersøkelse av luftforurensninger i Sør-Varanger 1988-1990. Lillestrøm (NILU OR 79/90).

Nriagu J.O. and Pacyna J.M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. *Nature* 333, 134-139.

Statens forurensningstilsyn. 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1989. Oslo (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 437/91).

Steinnes, E., Rambæk, J.P. and Hanssen, J.E. (1991) Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. (in press).

TUNGMETALLAKKUMULERING - OG HVA SÅ ?

Karl Erik Zachariassen og Sigrun Einarson

Avdeling for Økotoksikologi, ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Man har i mange år drevet kartlegging av kjemiske forhold, bl.a. tungmetallnivåer, i jord og vann. Det foreligger idag så mye data, både fra Norge og utlandet, at ingen har oversikt over dem. Det foreligger også betydelig informasjon om nivåer av akkumulerte tungmetaller i ulike organismer. Bruk av denne informasjon i praktisk sammenheng er imidlertid forbundet med problemer, da det ikke er klart hvordan man bør tolke data om bioakkumulerte tungmetaller.

Naturlige tungmetaller eller forurensninger ?

Bioakkumulerte tungmetaller blir ofte tolket som en dokumentasjon naturmiljøet er belastet og truet av forurensninger. Så vanlig er denne tolkningen at både miljøovervåkning og forskning ofte er rettet mot måling av akkumulerte tungmetaller, uten at det er innebygget noe ytterligere raffinement for å gi en mer presis tolkning av dataene. Man måler et akkumulert nivå og tror man måler en forurensning.

Denne oppfatningen må være gal, og har trolig sitt grunnlag i at man ukritisk har trukket en parallell til miljøfremmede organiske miljøgifter, som ofte akkumuleres i fettvev. I motsetning til miljøfremmede organiske gifter, er metallene en del av naturen, som levende organismer alltid må ha sameksistert med.

I miljøovervåkingen står man dermed overfor et problem med å skille antropogent fra naturlig tungmetall. Bortsett fra gjennom målinger på planter, som opptar forurensninger direkte fra nedbøren, har man idag ikke kontroll med dette problemet. Det er bare unntaksvis mulig å avgjøre hvorvidt målte verdier av tungmetaller i vev hos dyr skriver seg fra forurensninger eller kommer fra naturlige kilder.

Er akkumulerte tungmetaller uttrykk for miljøfare ?

De problematiske tungmetallene blir hos mange organismer tatt hånd om ved binding til intracellulære proteiner (f.eks. metall-thioniner), som syntetiseres når organismene eksponeres for tungmetall. Denne metallbindingen fungerer som en avgiftnings-mekanisme ved å redusere nivåene av fritt tungmetall i kropps-væskene. Proteinene synes i stor grad å være spesifikke for binding av ett bestemt tungmetall. Biologisk akkumulering av et tungmetall bør på denne bakgrunn betraktes som et uttrykk for at vedkommende organisme besitter en fysiologisk mekanisme som kan eliminere eller redusere skadevirkningene av vedkommende tungmetall.

Organismer som har etablert seg i et område med et naturlig metallmiljø må være tilpasset dette miljøet ved å ha utviklet de aktuelle typer metallbindingsproteiner (og kanskje andre avgiftnings-mekanismer som idag ikke er kjent). Man kan da vente at populasjoner av f. eks.

fisk, og blant invertebratene trolig også arter, er genetisk tilpasset de kombinasjoner av kjemiske komponenter som forekommer i deres lokale miljø. Metall-toleranse-profilen bestemmer således en viktig del av artenes økologiske nisje.

Organismer som ikke akkumulerer et gitt tungmetall kan mangle avgiftnings-mekanismer for denne type tungmetall, og er trolig utviklet i miljøer der metallet ikke forekommer naturlig. Slike organismer vil i prinsippet kunne være langt mer følsomme for vedkommende tungmetall enn arter som kan akkumulere det. Det ligger i dette at faren for miljø-skader av et langtransportert tungmetall kan være størst i miljøer der tungmetallet ikke kan påvises bio-akkumulert. Bio-akkumulering kan derimot bety at faren for skade er liten eller ubetydelig.

Dette resonnementet gir en tolkning av biologisk tungmetall-akkumulering som går noe på tvers av det som synes å være den rådende tolkningen. Til tross for at det må ha stor forvaltningsmessig betydning hvilken tolkning man legger til grunn, mangler man idag innsikt for å avgjøre med sikkerhet hvilken tolkning som er korrekt.

Naturlige tungmetall-nivåer i bekker og elver bør studeres over tid.

De begrensede data som foreligger viser at tungmetallene i akvatiske miljøer naturlig kan forekomme i konsentrasjoner som kan være bio-aktive. Naturlig forekommende tungmetaller spiller derfor trolig en viktig rolle i akvatiske økosystemer. De vannkjemiske undersøkelsene i tålegrense-programmet er imidlertid nesten i sin helhet fokusert på begrepet Acid Neutralizing Capacity (ANC), som ikke fanger opp tungmetallene.

Det er også data som viser at tungmetall-nivåene varierer betydelig som følge av variasjoner i geologien i nedslagsområdet. De høyeste konsentrasjonene kan ventes å forekomme i små elver og bekker, der laks og ørret tilbringer egg og larve-stadiene, som synes å være de stadier som er mest følsomme overfor metaller. Det foreligger imidlertid nesten ingen data om metall-nivåer i små elver og bekker.

Fiskedød skjer under plutselige episoder med ekstreme kjemiske forhold. Det er sannsynlig at metallnivåer i bekker og elver også øker dramatisk under slike episoder, og i mange tilfelle være årsak til dødelighet hos fisk og trolig også invertebrater. Det er de ekstreme og lokalt særegne forhold som hersker under slike episoder fisk og andre akvatiske organismer må være tilpasset. Biologiske tilpasninger skjer ikke til gjennomsnitts-forhold, men til ekstremforholdene, som er det nåløye populasjoner og arter må gjennom for å overleve på sikt.

Man vet imidlertid nesten ingenting om hvordan metallnivåene endrer seg over tid i naturen. Det burde på denne bakgrunn være viktigere å undersøke hvordan metallene varierer over tid i ett eller noen få vassdrag enn å ta tilfeldige prøver i tusen sjøer.

EN KRITISK VURDERING AV OVERVÅKINGS-DATA SETT I LYS AV FORVALTNINGS-MYNDIGHETENES OPPFATNING AV DEN SURE NEDBØRENS BETYDNING ⁷³

Olav Grøterud, Institutt for jordfag, Seksjon for vann, Norges landbrukshøgskole, Boks 28, 1432 Ås.

Generelt

I dette foredraget vil jeg forsøke, på en noe utradisjonell måte, å belyse årsak-virkningssammenhengen for overvåkingsdataene. Meningen er, uten å starte en ny "Rosenqvist-debatt", å sette et kritisk lys på den relativt ensidige påstand om at den sure nedbøren hovedsakelig er skyld i forsuringen av vann og vassdrag i Norge og som forvaltningsmyndighetene har sluttet seg til. Det er særlig viktig å se dette i forbindelse med den forventede virkningen av reduserte utslipp av svovel og nitrogen-gasser i Norge og andre land med store utslipp. Reversibilitetsproblemet blir viktig i denne forbindelse og bør studeres nærmere og knyttes til vurderingen av de foreslåtte tiltakene. For eks. om det bare er aktuelt med reduksjon av svovel- og nitrogenutslipp eller om det også vil være nødvendig med kalking av vannforekomstene på ubestemt tid fremover.

Vurderingsmetode

Fra 100-sjøers undersøkelsene gjennomført av NIVA/SFT for 1986-89 går det klart fram at en reduksjon av sulfat (nitrat, klorid) ikke nødvendigvis fører til høyere pH i vannmassene (se fig 1.). Tvert imot så synes pH å synke og dette kan man ikke bare ignorere i det videre arbeidet med bekjempelsen av forsuringen.

Det kan være nyttig å se på mulige forsuringseffekter som et resultat av forandringer i sterke syrers anioner (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-). I det aktuelle pH-området for vann (4-6) kan også organiske syrers anioner (OA^-) regnes med.

Avrenning

I fig. 2 er det satt opp et koordinatsystem med hydroniumioner (H^+) som ordinat og sterke syrers anioner som abscisse. Relasjonen mellom hydroniumioner og anioner er antydnet med rette linjer (regressjonslinjer)

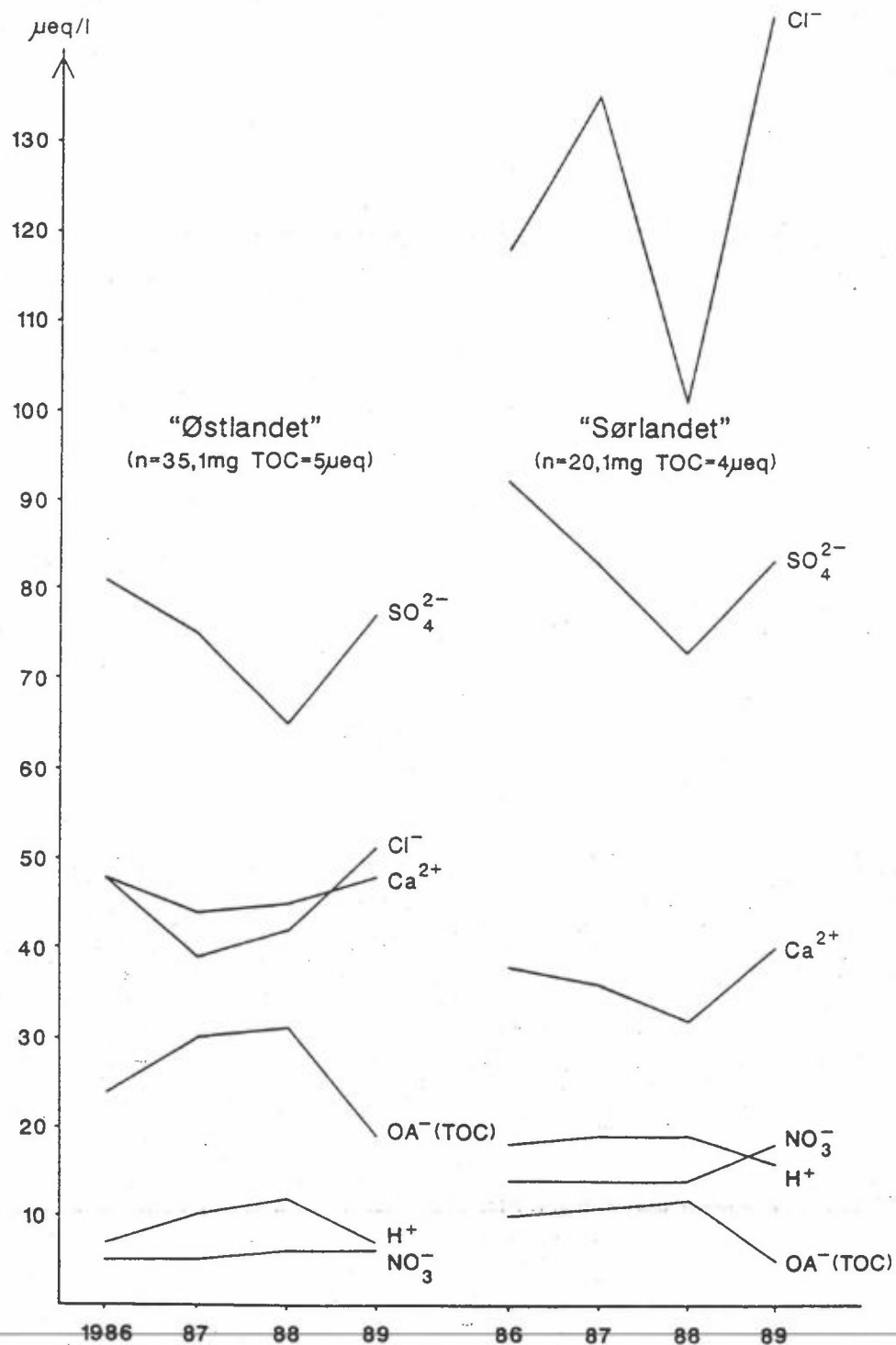


Fig. 1. Viktige forsøringsparametre som $\mu\text{eq/l}$ for innsjøer på Østlandet og Sørlandet 1986-89. Organiske anioner (OA^-) er beregnet ved hjelp av TOC.

for å gjøre det noe enklere i framstillingen. I virkeligheten vil også relasjonen kunne være ikke lineær.

På figuren er det vist 4 forskjellige regressjonsligninger betegnet generelt som $H^+ = A_n \cdot \Sigma \text{anioner} + B_n$. De to nederste ligningene (med A_1, B_1 og A_2, B_2) representerer forholdene i områder med svakt forsuret jord og de to andre områder med sterkt forsuret jord. I tillegg er det antydnet forskjeller styrt av det hydrologiske regime eller avrenningsmønstrer, på diagrammet betegnet med høy (Hv) og lav (Lv) vannføring. Ligningene for høy vannføring er betegnet med A_2, B_2 og A_4, B_4 og for lav vannføring med A_1, B_1 og A_3, B_3 . I betegnelsen høy og lav vannføring ligger det innebygd stor og liten overflateavrenning. Det vil si at jordsmonnets tilstand (for eks. teledybde, mektighet, fordeling, struktur) og nedbørfeltets vegetasjon, berggrunnsgeologi (for eks. sprekkesystemer) og topografi sammen med nedbørintensitet, varighet og frekvens endelige vil bestemme hvert nedbørfelts avrenningsmønster i detalj. Ved stor avrenning øverst i jordsmonnet blir vannet sterkt preget av råhumus med store mengder utbyttbare H^+ -ioner. Derimot gjennom avrenning som markvann og grunnvann blir en viss mengde H^+ -ioner forbrukt ved forvitningsreaksjoner.

Ved å tenke seg ulike forandringer i konsentrasjonen av anioner (luftforurensninger) på sterkt/svakt forsuret jord ved høy/lav vannføring er det mulig å danne seg et bilde av de mulige effekter dette kan ha på H^+ - konsentrasjonen (pH). På fig. 2 er det antydnet forskjellige forandringer. Pilene viser noen eksempler på retningsforandringer for anionkonsentrasjonen (ΔAN_n), vannføringen (Hv-Lv), en kombinasjon av de to sistnevnte variable og jordforsuringen. Effekten av disse variasjonene på H^+ -konsentrasjonen er vist ved ΔH_n^+ . For eks. ser vi en økt H^+ - konsentrasjon (ΔH_2^+) som et resultat av en anionreduksjon (ΔAN_2) kombinert med en vannføringsøkning fra Lv til Hv. En reduksjon i H^+ -konsentrasjonen ($-\Delta H_3^+$) er først mulig ved en relativt stor reduksjon av anionene ($-\Delta AN_3$). ΔH_1^+ viser økning ved vannføringsøkning alene og ΔH_5^+ ved jordforsuring alene. Vi legger merke til at jordforsuringen synes å kunne gi nokså store forandringer i H^+ -konsentrasjonen i forhold til anionforandringene.

Innsjøer

Vannkvaliteten i avrenningen vil gjennomgå store eller små forandringer etter å ha passert en innsjø. Avgjørende vil være innsjøens hydrauliske oppholdstid og økologiske tilstand. Stoffene vil bli utsatt for fysiske, kjemiske og biologiske prosesser i den tiden de oppholder seg i innsjøen. Dette er det så vid jeg vet ikke tatt særlig hensyn til i arbeidet med

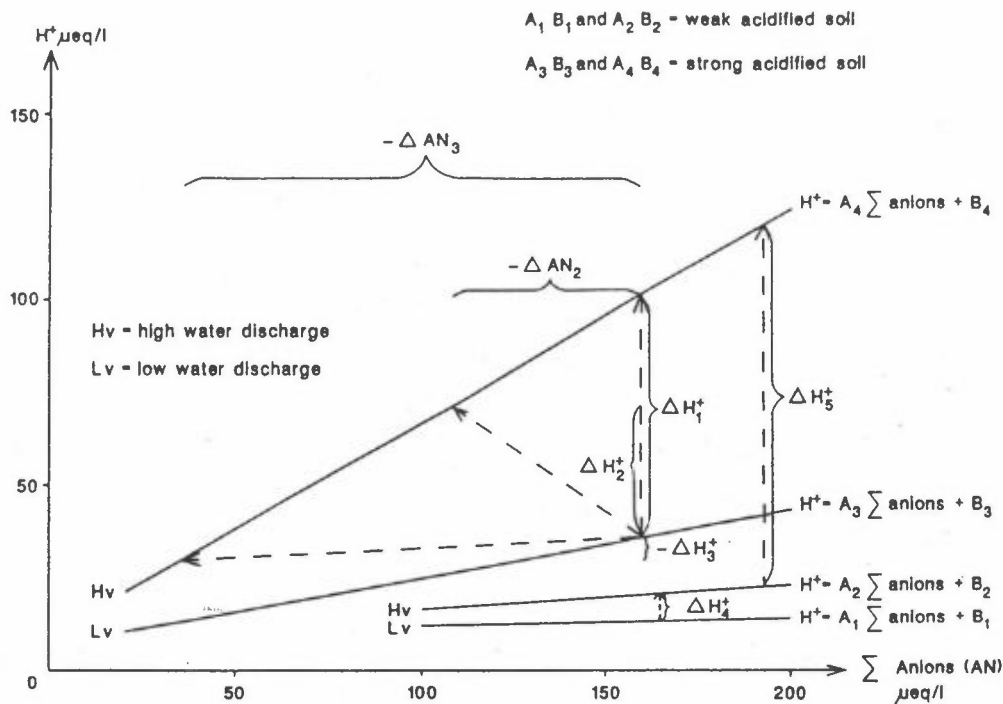


Fig. 2. Grafisk forsuringsmodell. Pilene viser retningsforandringen av ulike faktorer som reduksjon av syreanioner (ΔAN), økende vannføring (fra Lv til Hv) og økende jordforsuring (fra $H^+ = A_2 \sum AN + B_2$ til $H^+ = A_4 \sum AN + B_4$). Dette gir forandringer i H^+ -konsentrasjonen (ΔH_n^+). Gjelder selvfølgelig også ved vurdering av forandringer den motsatte vei. Modellen er primært beregnet på avrenningsvann, men kan også brukes på innsjøer.

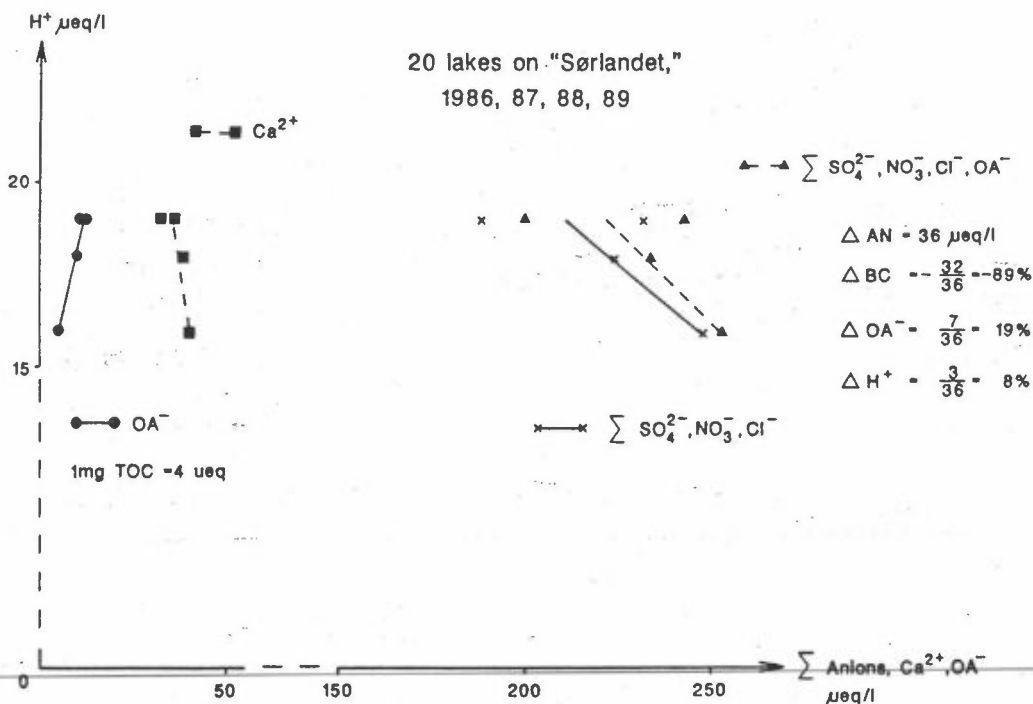


Fig. 3. 20 innsjøer fra Sørlandet satt inn i den grafiske forsuringsmodellen. Det er tegnet regressjonslinjer for de sterke syrer anioner både med og uten de organiske anioner inkludert. Konsentrasjonene av de organiske anionene og kalsium, sammen med frihåndstegnede regressjonslinjer, er også presentert.

Forskning på dette området viser at viktige stoffer er utsatt for retensjon og at stoffenes relative konsentrasjon forandrer seg fra avrenning via elver og innsjøer til utløpet i havet. For eks. er det vist for noen innsjøer i Finnemarka følgende sammenheng :

$$pH_i = pH_j + a T_w + b, \text{ hvor } a = 0.071 \text{ og } b = 0.121$$

pH_i = verdien i innsjøen, pH_j = verdien i tilførselen fra nedbørfeltet

T_w = hydraulisk retensjonstid eller teoretisk oppholdstid

Det synes å være lignende relasjoner for flere andre stoffer, for eks. sulfat og aluminium.

Før vi antyder hva en anionreduksjon kan bety ser vi litt på ionerelasjonene:

$$AN - BC = H^+ + \sum Al^{n+} - (OA^- + HCO_3^-) = -ANC \text{ eller}$$

$$AN - BC = H^+ + \sum Al^{n+} - HCO_3^- \text{ (her er } OA^- \text{ inkludert i AN)}$$

BC = basekationer, ANC = acid neutralization capacity, $\sum Al^{n+}$ = summen av Al-ionene, AC = sterke syreanioner, OA^- = organiske anioner.

For å lette forståelsen er det gjort følgende forutsetninger (som ikke skulle bety noe avgjørende):

$$\Delta \sum Al^{n+} \approx 0 \text{ (Al varierer rel. lite i overvåkingsinnsjøene)} \text{ og } HCO_3^- \approx 0$$

Da har vi: $AN - BC = H^+ - OA^-$ eller

$$AN - BC \equiv H^+ \text{ (} OA^- \text{ inkl. i AN)}$$

Videre: $\Delta AN - \Delta BC = \Delta H^+$ eller omformet: $\Delta BC = \Delta AN - \Delta H^+$

eller: $\Delta BC = \Delta AN + \Delta OA^- - \Delta H^+$

Med basis i den grafiske forsuringsmodell på fig.2 og ligningene ovenfor er det mulig å antyde hvor mye en AN-reduksjon kan innvirke på basekationene (BC), H^+ -ionene og de organiske anionene (OA^-) i et nedbørfelt. For eks. i feltet med "ren" nedbør i RAIN-prosjektet faller H^+ -konsentrasjonen og basekationene med henholdsvis ca. 15 og 58% og de organiske anionene øker med ca. 27%, alt som andel av AN-reduksjonen. I prosjektets referansefeltet med sur nedbør faller H^+ -

78 konsentrasjonen og basekationene med henholdsvis ca. 9 og 54% og de organiske anionene øker med ca. 37%, alt som andel av AN-reduksjonen.

Forandring i basekationkonsentrasjon kan ses i forhold til forandring av H^+ -konsentrasjon. Dette kan uttrykkes ved selektivitetsenheter. For eks. hvor mange prosent H^+ -ioner av den totale mengde kationer vil følge med anionene gjennom et medium eller, sagt på en annen måte, hvor stor seleksjon av H^+ -ioner gjennom et medium kan ulike anioner forårsake. I feltet med "ren" nedbør har selektivitetsprosenten for H^+ -ionene (H^+ -s) i forhold til basekationene økt med en faktor på ca. 4 (58%/15%) og i feltet med sur nedbør en økning på 6 (54%/9%). Selv om disse tallene er nokså usikre kan dette muligens være en indikasjon på at en slik økning er større i områder med sur nedbør og/eller sur jord enn i områder med lite sur nedbør og/eller lite sur jord. Generelt skulle det da være grunn til å anta at H^+ -s er størst i forsurete områder og at en økning av den delvis kan forklare forsuringutviklingen i Norge i den senere tid. Et viktig spørsmål er da hvor mye den sure nedbøren betyr i denne sammenheng? Det er grunn til å anta at den sure jorda er den styrende kraft og at den sure nedbøren korrigerer sluttresultatet. Det neste spørsmål blir da hvor mye den sure nedbøren kan påvirke forsuringutviklingen av jorda i forhold til endringer i selve nedbørfeltet (for eks. vegetasjonsendringer)?

Overvåkingsresultater fra 100-sjøers undersøkelser

Som allerede påpekt viser disse undersøkelsene en overraskende relasjon mellom sterke syrers anioner (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-) og pH eller H^+ (fig. 1). Dataene, som er hentet fra NIVA/SFT's statlig program for forurensningsovervåking, er middelverdier fra et visst antall innsjøer som er omregnet til $\mu\text{ekv./l.}$

Førsteintrykket er at de sterke syrers anioner (eller svovel- og nitrogenforurensninger) ikke styrer H^+ -konsentrasjonen (pH), men derimot de organiske anioner. Disse ionene rekrutteres fra det løste organiske materialet (humus) i jorda, og det er grunn til å tro at dette også indikerer en ionebytting knyttet til det uløste organiske materialet i jorda med stor selektivitet for H^+ . I tillegg kommer de økologiske prosessene i innsjøene. **Omskrevet betyr det at terrestriske og akvatiske prosesser i nedbørfeltet idag hovedsakelig dirigerer det hele og ikke nedbøren (og tørravsetningen).** Spørsmålet som da melder seg er om dette også har vært situasjonen tidligere? Hvis svaret er ja er det grunn til å revurdere det syn som idag råder i forvaltningen i Norge vedr.

forsuringsforståelse og forventningen til forurensningsbegrensende tiltak.

For å studere dette nærmere er anionkonsentrasjonene i $\mu\text{ekv/l}$ for innsjøene på Sørlandet og Østlandet relatert til H^+ -konsentrasjonen slik som for RAIN-prosjektet. **Men før vi går nærmere inn på dette er det nyttig å presisere den forskjellige forhistorie til vann som utgjør innsjøer og terrestrisk avrenning.** Dette er antydnet i kapitlet om vurderingsmetodikk.

Vannkvaliteten i den terrestriske avrenning er, som allerede påpekt, regulert av en rekke prosesser som for eks. stoffoppløsning og ionebytting i dreneringsfeltet. Ionebyttingeffekten kan beskrives ved selektivitetseheter og er bl. a. styrt av type og mengde organisk materiale (humus) i jordsmonnet. I innsjøer er vannkvaliteten bl. a. regulert av nedbrytningsprosesser, primærproduksjon og utfellingsreaksjoner. Ionebytting knyttet til partikler kan også finne sted, særlig i vannmasser med god kontakt med sedimentene.

Det organiske materialet (humus) i jordsmonnet og vannet (ved siden av sterke syrers anioner) synes å ha stor betydning for H^+ -konsentrasjonen i vann og vassdrag i områder med kalkfattig forvittringsresistent berggrunn. Dette materialet kan være både løst og uløst. Det løste kommer som tidligere nevnt til uttrykk gjennom de organiske anionene (OA^-) i vannet og det uløste ved ionebyttingeffekten som for eks. kan uttrykkes ved selektivitetsprosenten til H^+ .

For å sammenligne vannkvaliteten i ulike typer vann kan det være interessant å studere parametrenes forandring relativt til hverandre som % av reduserte anioner (ΔAN).

Generelt har vi: $\Delta x\% = \Delta x \cdot 100 / \Delta\text{AN}$.

De forskjellige parameterforandringer og relasjoner er:

$\Delta\text{BC}\% - \Delta\text{H}^+\% >$ eller < 0 , som betyr at basekationene er forandret mer eller mindre enn H^+ .

$\Delta\text{OA}^-\% - \Delta\text{H}^+\% >$ eller < 0 , som betyr at de organiske anionene er forandret mer eller mindre enn H^+ .

$\Delta\text{BC}\% - \Delta\text{OA}^-\% >$ eller < 0 , som betyr at basekationene er forandret mer eller mindre enn de organiske anionene.

Ved å sammenligne disse relative forandringene for avrenningsvann og innsjøvann skulle det være mulig å få et inntrykk av hva som skjer med

stoffproporsjonene i innsjøene og eventuelt hvilke prosesser som er aktive.

På fig. 3 ser vi av dataene fra innsjøer på Sørlandet at $\Delta H^+ > 0$ selv om forandringen i de sterke syrers anioner < 0 . Legger vi de organiske anionene (OA^-) inn i ΣAN er fortsatt $\Delta AN < 0$. I fig. 3 ser vi at forandringen av organiske anioner (AO^-) og Ca^{2+} er henholdsvis > 0 og < 0 . Det er generelt ikke uvanlig at en økning av organisk materiale gir et lavere kalsiuminnhold i vannet. Det kan for eks. skyldes at vannet hovedsakelig har drenert humussjiktet i nedbørfeltet med relativt stor utvasking av organisk materiale og en ionebytting med liten selektivitetsprosent for Ca^{2+} . I tillegg kan kalsiumionene bli adsorbent til humuspartiklene og sedimentert i innsjøen.

Altså det er viktig å forstå vannkvalitet som noe spesifikt i den enkelte fase (nedbør, sigevann, bekk, elv, innsjø, grunnvann) i det hydrologiske kretsløp. Dette burde det legges mer vekt på i overvåkingsundersøkelsene enn hittil. For eks. burde avrenningsintensiteter, vannmengder og innsjøers fornyelsestid trekkes inn i vurderingene av dataene.

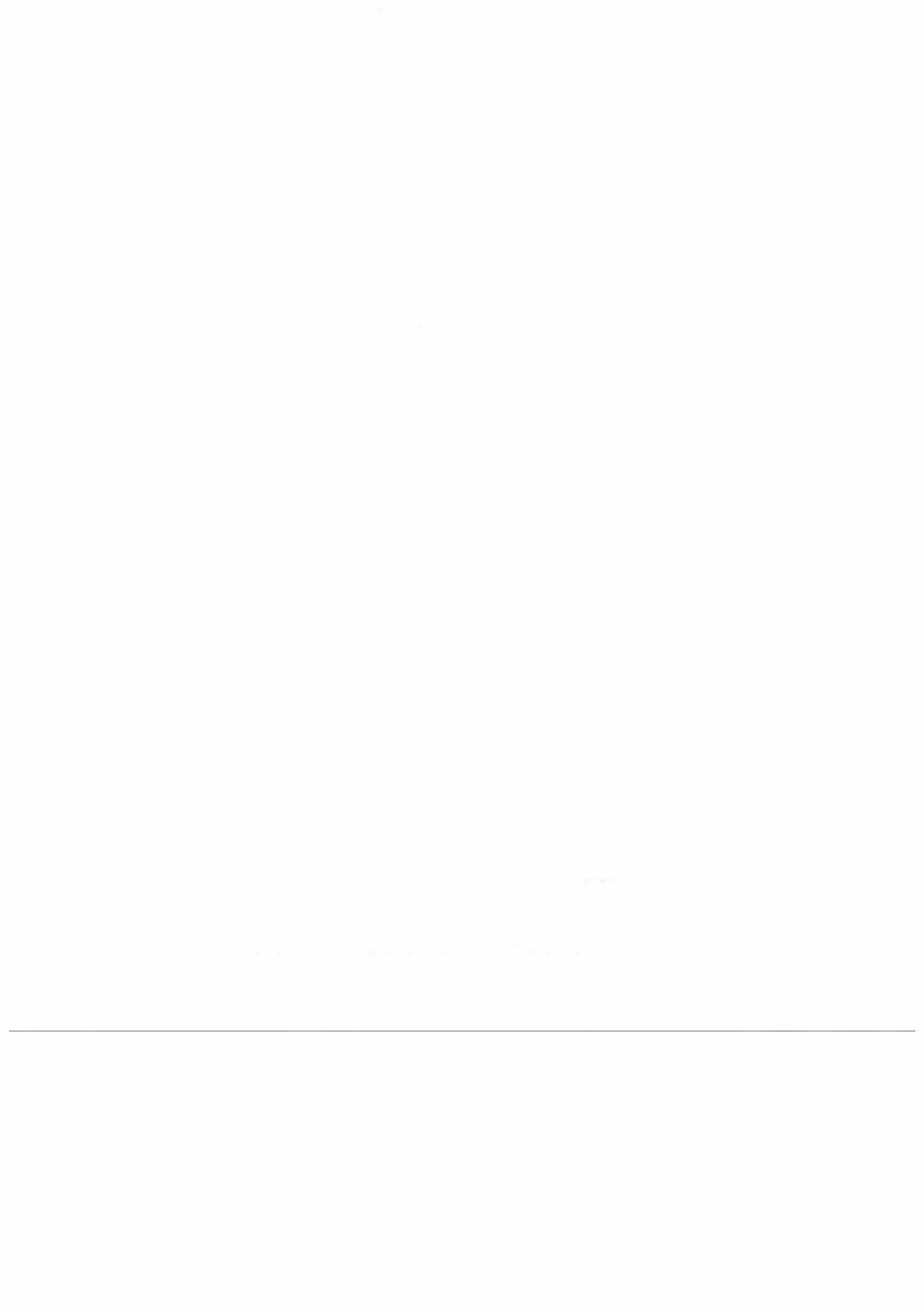
Overvåkingsdataenes kvalitet bør vurderes nærmere. Dette gjelder både representativitet og vannanalysenes pålitelighet. Her kan forskningen komme inn å forbedre måle metodikken.

Konklusjon

Overvåkingsdataene bør brukes mer aktivt i forbindelse med resultatkontroll og knyttes mer til forskningen enn idag. Dette forutsetter at overvåkingsdataene blir lett tilgjengelige for alle så snart de foreligger i tabellform.

Postere





**HOW MANY SAMPLES
CONSTITUTE A "RELIABLE MEAN" ESTIMATE?
AN EMPIRICAL STUDY**

A. Bartonova
Norwegian Institute for Air Research (NILU)
P.O.B. 64, N-2001 LILLESTRØM

In the monitoring network of UN/ECE International Co-operative Programme on Effects on Materials, data on gaseous compounds (SO_2 , NO_2 , O_3) are collected from most of the participating countries on a daily basis. In the data center, a monthly mean is calculated for all months with at least 50% valid data. Those means based on from between 50% and 75% of valid data are marked as having reduced precision (Henriksen, Arnesen and Rode, 1991).

The question arises about how good this rule of thumb is in practice. To establish this, all available data were used (data from three years of the monitoring programme, starting September 1987), a total of about 1000 months for SO_2 and NO_2 and 600 for O_3 .

Precision of the calculated means should ideally be approximately the same throughout the data. To establish a measure of precision, one needs some information about the underlying distribution of the observations. For this purpose, the data series for each monitoring station were tested for normality and log-normality using an asymptotic test for skewness and kurtosis (see e.g. Cramér, 1946), and an exact D'Agostini test (e.g. Gilbert, 1987). If normality or log-normality could be established, an assumption about a similar distribution of the monthly sub-samples could be made.

The results are summarized in Table 1:

Table 1: Data for the whole station series.

	No. samples	Rejected normality			Rejected log-normality		
		skew.	kurt.	D'Agost.	skew.	kurt.	D'Agost.
SO_2	36	3	18	36	0	0	24
NO_2	31	2	5	29	0	1	26
O_3	22	0	0	11	0	1	18

From the table it can be reasoned that for SO_2 and NO_2 , log-normal is the better model, while for O_3 the normal model was not rejected in any sample.

We may also look at the individual monthly series. Available software (SPSS 4.0, SPSS Inc.) restricts the tests to tests for skewness and kurtosis, however, these tests are asymptotic and therefore may not be precise for our number of samples of max. 31. The results are shown in Table 2.

Table 2: Data for individual monthly series.

	No. samples	Rejected normality		Rejected log-normality	
		skew.	kurt.	skew.	kurt.
SO ₂	1119	7	107	1	8
NO ₂	998	1	24	3	14
O ₃	623	1	5	0	15

Here, it is reasonable to assume that the underlying distribution can be log-normal for SO₂ and NO₂, and normal for NO₂ and O₃.

To establish precision of the monthly sample means, one can consider several measures, f. ex. width of the confidence interval for the means, both absolute and relative to the mean. For all three gases, the standard deviation is larger with higher mean values. However, for all compounds, the width of the confidence interval for the monthly mean is relatively stable for means computed from between 31 and 24 samples, and it starts to be larger with sample sizes under 24, as shown on the graphs. This is true for both the log-transformed and un-transformed data.

We can therefore conclude that the calculation of mean values using at least 75% of valid daily values (the rule of thumb) ensures approximately equal precision for the same mean estimates.

References:

- Cramér, H. (1946) Mathematical methods of statistics. Princeton Univ. Press.
- Gilbert, R.O. (1987) Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Henriksen, J.F., Arnesen, K. and Rode, A. UN/ECE International Co-Operative Programme on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monuments. Environmental data report, Sept. 1987-Aug. 1989. UN/ECE Report No.3. Lillestrøm, Norway.

**TOKSISITET AV AVLØPSVANN OG PROSESSKJEMIKALIER
FRA OLJEINDUSTRI.
FISKEJARVER, FISKEEGG OG MARINE ALGER SOM
TESTORGANISMER**

**Tone Botten, Trym Edvardsson, Jon Fuglestad, Svein Roseth og
Jørgen Stenersen**

Prosesskjemikalier omfatter tilsetningsstoffer i alle prosesser ved et oljeraffineri. Kjemikaliene har ulike egenskaper og brukes som avsaltene, korrosjonsinhibitorer, H₂S-absorpsjon, vasking av produkter, ionebyttere og som flokkulanter og koagulanter i vannrenseanlegget.

Avløpsvann ved raffineriet på Slagentangen gjennomgår en renseprosess før det slippes ut i Oslofjorden på ca. 20 meters dyp. Typisk vannutslippsmengde er 120-150 m³ / time. Av komponentene i avløpsvannet er idag olje i vann, fenoler, sulfider og amoniakk konsesjonsbelagt.

Følgende endepunkter er blitt undersøkt :

letalitet

vekst målt som protein / fiskelarve

kolinesteraseaktivitet

hjerteslagsfrekvens i fiskeembryo

induksjon av Cyt.P-450 i fiskelarver

vekstrate for alger

fotosyntese, klorofyllinnhold

BOD

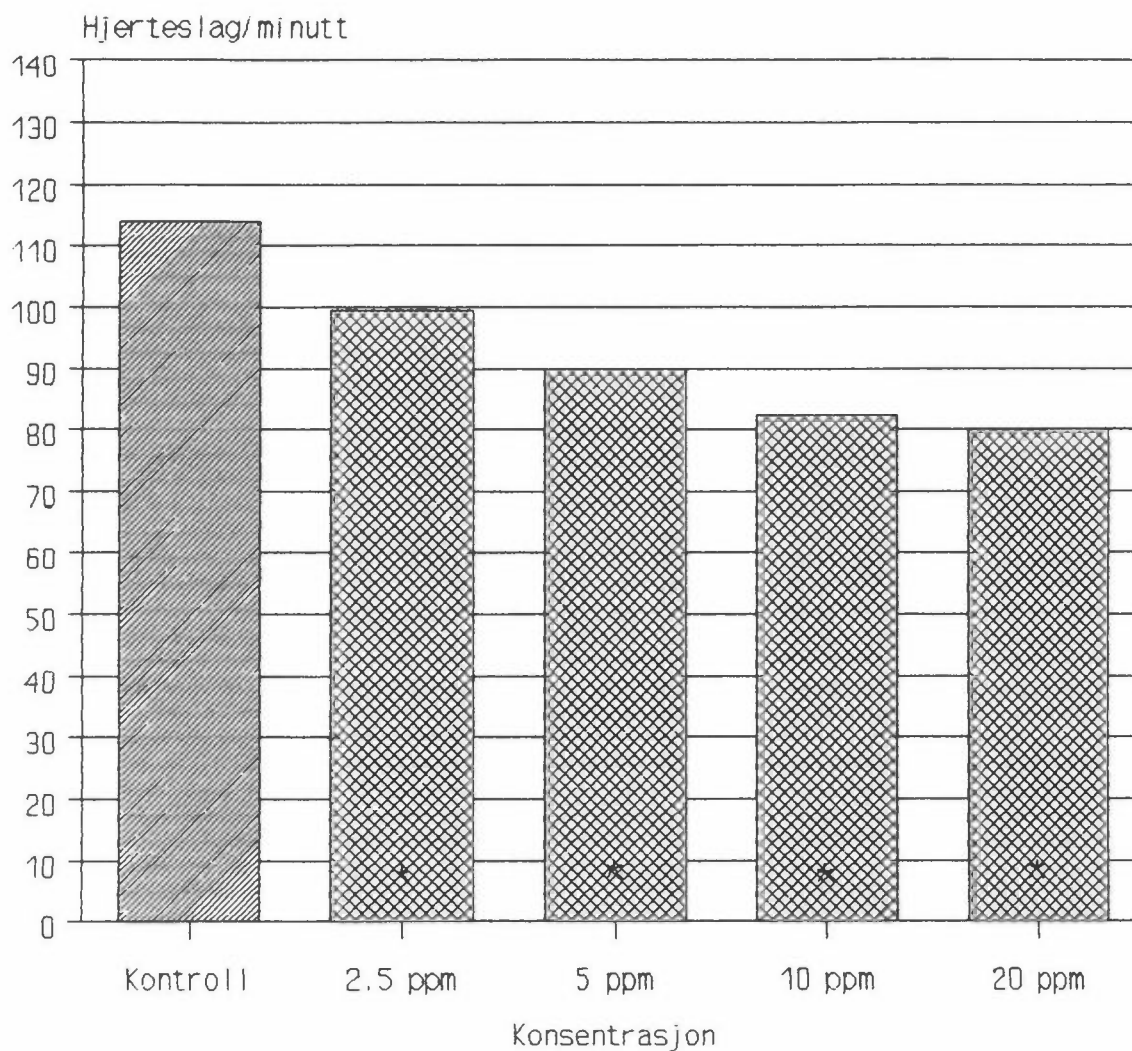
Av resultatene kan nevnes :

TABELL 1. Akutt toksisitet for fiskelarver

Teststoff :	LC₅₀ (96 timer) :
Nalco 7607	1 ppm
Nalco 625	7 ppm
Nalco 537-DA	7 ppm
Ivamin	20 ppm
Monoetanolamin	> 5000 ppm
Avløpsvann, april 1990	35 %
Avløpsvann, mars 1991	> 100 %
Avløpsvann, sept. 1991	10 %

Tabell 2. EC₅₀-verdier for *Isochrysis galbana*

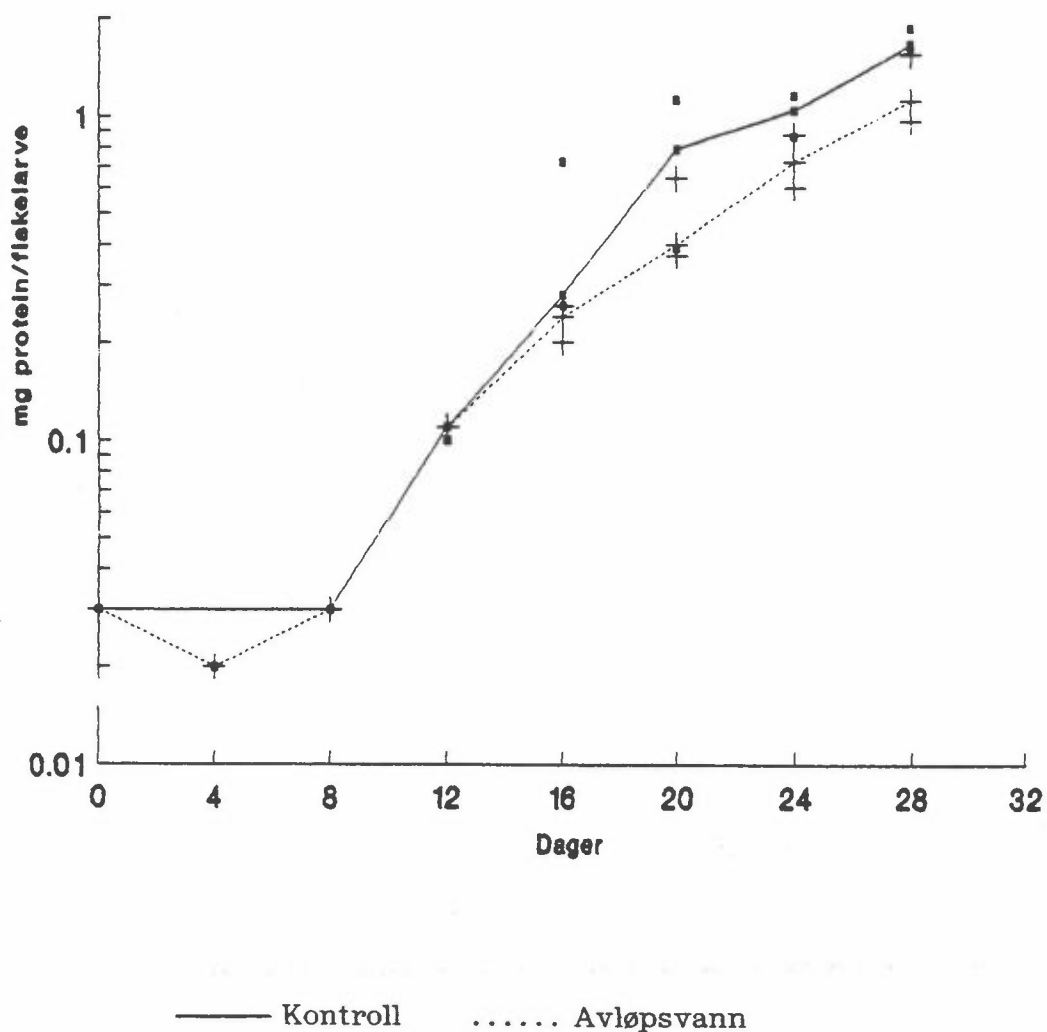
Teststoff :	EC₅₀-verdi :
Nalco 7607	0,8 ppm
Nalco 625	6,0 ppm
Ivamin	0,1 ppm
Monoetanolamin	100 ppm
Avløpsvann, april 1990	22 %



* Signifikante forskjeller, $p < 0.05$

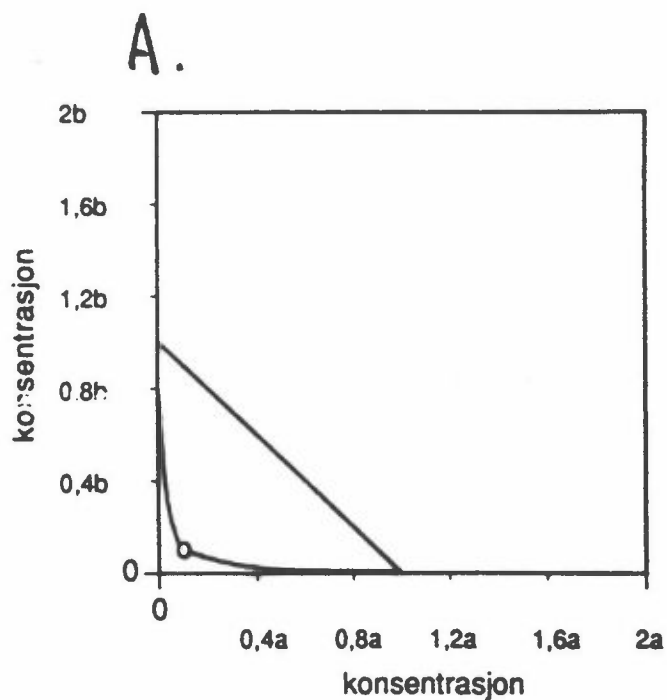
Figur 1. Hjerteslagsfrekvens i sebrafiskembryo påvirket av Nalco 537-DA.

Søylene representerer gj.snittlig hjertefrekvens i 10 fiskeembryoer ved eksponering for økende konsentrasjoner av prosesskjemikaliet Nalco 537-DA.

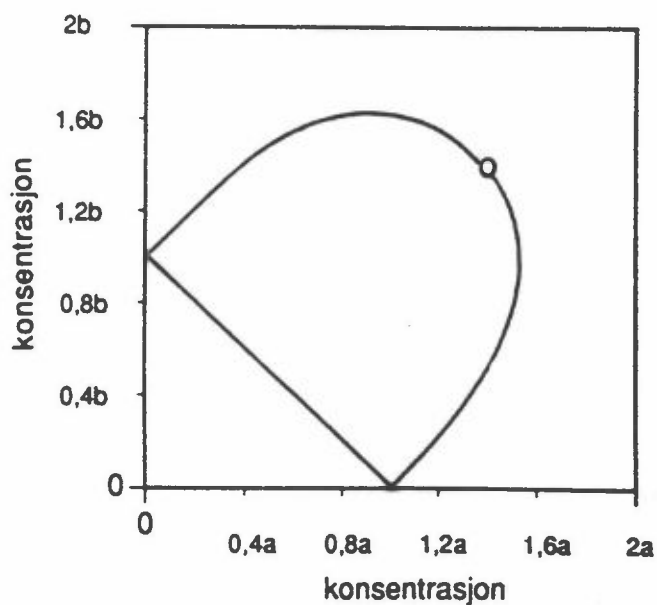


Figur 2. Vekstkurve for sebrafisklarver påvirket av avløpsvann i 28 dager.

Eksposeringen startet på eggstadiet, 24 timer etter befruktning. Konsentrasjonen av avløpsvann : 25 ml/L. Grafene representerer medianen av 3 målinger.

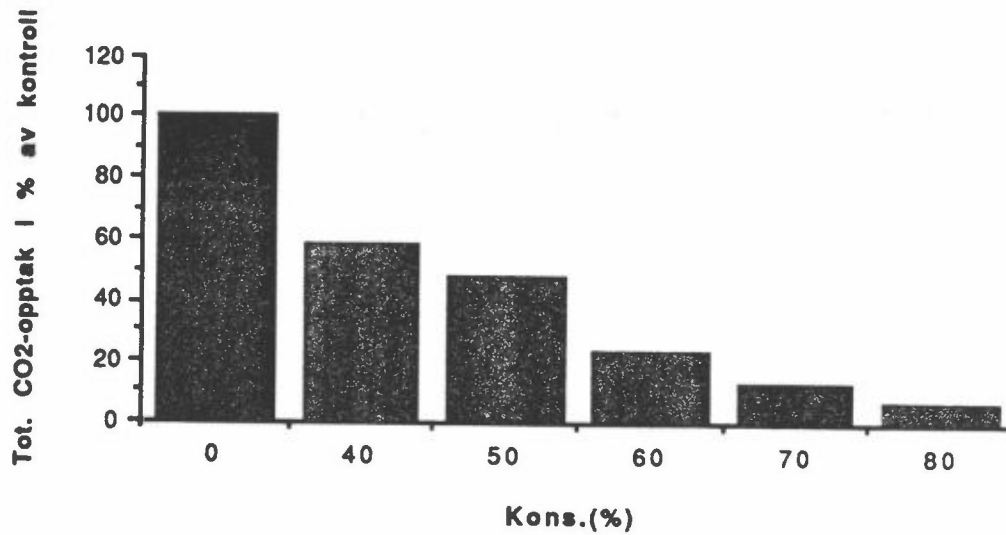


B. a = EC₅₀ til ivamin (0,1 ppm) , b = EC₅₀ til MEA (100 ppm)



a = EC₅₀ til ivamin (0,1 ppm) , b = EC₅₀ til nalfloc 7607 (0,8 ppm)

Figur 3. Isobolbetraktninger ved blanding av to teststoffer gitt til *Isochrysis galbana*. Den rette linjen er trukket gjennom EC₅₀ til stoff a og EC₅₀ til stoff b. EC₅₀ til blandingen er plottet inn i diagrammet. A. viser Ivamin + monoetanolamin (MEA). Potensiering. B. viser Ivamin + Nalco 7607. Antagonisme.



Figur 4. Totalt CO₂-opptak i mg/m³ i % av kontroll (368 mg/m³) hos *Isochrysis galbana* eksponert for ulike konsentrasjoner av avløpsvann.

Resultatene fra de fire hovedoppgavene viser at prosesskjemikaliene fra raffineriet er toksiske. De er akutt giftige både for sebrafiskyngel og alger. Det eneste unntaket er monoetanolamin som var lite toksisk alene. Dette kjemikaliet potensierte derimot virkningen av Ivamin (Botten, 1991). Nalco 7607 var meget persistent i tillegg til høy toksisitet for sebrafisklarver og alger (Fuglestad, 1991 ; Botten, 1991). Sebrafiskembryo fikk nedsatt hjertefrekvens ved eksponering for subletale konsentrasjoner av Nalco 537-DA (Edvardsson, 1991). Avløpsvannet var akutt toksisk for sebrafisklarvene, men ikke så giftig for algene (Edvardsson, 1991; Roseth, 1991).

Prosjektet fortsetter med andre endepunkter som skal undersøkes. Vi skal se på interaksjoner for ulike komponenter i prosesskjemikaliene (Karl Blaasaas), og innvirkning av prosesskjemikalier og avløpsvann på mitokondriell respirasjon, ATP-produksjon og nivå av EROD i sebrafisk (Ellen Bratlie & Marianne Riisberg), superoksidanionproduksjon i hvite blodceller (Stig Sæbø) og embryonalutvikling i sebrafisk (Terje Haraldsen).

Referanser.**BOTTEN, TONE 1991**

Toksisitet av prosesskjemikalier og avløpsvann fra et oljeraffineri, testet på mikroalgene *Isochrysis galbana* og *Chaetoceros gracilis*; ¹⁴C-opptak, celledeling og klorofyllinnhold.

Cand.scient oppgave, Biologisk Institutt, UiO.

EDVARDSSON, TRYM 1991

Prosesskjemikalier og avløpsvann i oljeindustrien. Toksisitetsundersøkelser. Sebrafisklarver og egg som testorganismer.

Cand.scient oppgave, Biologisk Institutt, UiO.

EDVARDSSON, T., FUGLESTAD, J. & STENERSEN, J. 1990

En litteraturstudie vedrørende toksisitet og miljørelaterte forskningsbehov.

Biologisk Institutt, UiO.

FUGLESTAD, JON 1991

Bruk av sebrafisk, *Brachydanio rerio* i toksisitets-testing av prosesskjemikalier og avløpsvann fra ESSO-raffineriet på Slagentangen.

Cand.scient oppgave, Biologisk Institutt, UiO.

ROSETH, SVEIN 1991

Bruk av mikroorganismer til en økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann og prosesskjemikalier ved ESSO-raffineriet på Slagentangen.

Cand.scient oppgave, Biologisk Institutt, UiO.

GEOKJEMISK KARTLEGGING I VEST-EUROPA

B. Bølviken og R.T. Ottesen
Norges geologiske undersøkelse
Postboks 3006 Lade, 7002 Trondheim

Direktørene ved de geologiske undersøkelser i Vest-Europa (Western European Geological Surveys, WEGS) møtes årlig for å samordne aktiviteter. I 1985 opprettet direktørene en arbeidsgruppe for regional geokjemisk kartlegging. Arbeidsgruppen har representanter fra Hellas, Frankrike, Norge (formann), Spania, Stor-Britannia, Tyskland og Østerrike. Gruppen foreslo og fikk godkjent et forprosjekt for å utvikle et felles europeisk kartleggingsprogram. Forprosjektet førte fram til en "Pilot Project Report" og en "Project Proposal" for kartlegging av Vest-Europa basert på prøvetaking og analyse av flomsedimenter. I følge denne planen skal prosjektet starte i 1991 og være avsluttet i 1996. Prosjektet har en kostnadsramme på 80 mill. kr, hvorav 50 mill. kr forutsettes dekket av de geologiske undersøkelsene og ca. 30 mill. kr søkes dekket fra andre kilder. Målet for prosjektet er å fremskaffe systematiske data for hele Vest Europa:

- Kartlegge den naturlige fordeling av grunnstoffer.
- Gi en oversikt over nåværende forurensningsstatus.
- Bearbeide og tolke data for bruk i miljøvern, helsespørsmål og leting etter mineralske ressurser.

Planen ble presentert på et møte mellom WEGS direktørene i Wien 17-22 September 1990 under tittelen "Geochemical Mapping of Western Europe towards the Year 2000". Direktørene konkluderte med at prosjektet bør starte opp i begrenset skala i de land som ønsker det.

I tråd med dette er prosjektet påbegynt med innledende prøvetaking i Benelux og tilgrensende områder av Tyskland samt i deler av Finland og Norge. Samtidig etableres forskningsprosjekter for nærmere undersøkelse av variabilitet innenfor og mellom prøvestasjoner, og for studium av dannelseshastighet for elvesletter.

Kvikksølv i innsjølevende ørret: en kausal modell
Eirik Fjeld og Sigurd Rognerud*

UiO, Biol. inst., Avd. zool., P.b. 1050 Blindern, 0316 Oslo
*NIVA, Østlandsavdelingen, 2312 Ottestad

INTRODUKSJON

Formålet med undersøkelsen var å kartlegge Hg-innholdet i ørret (*Salmo trutta*) fra innsjøer uten kjente punktutslipp, og studere sammenhenger mellom konsentrasjonene og ulike miljøforhold. I store områder i Nord-Amerika og Fennoscandia finner en fisk med forhøyede Hg-konsentrasjoner i slike innsjøer¹⁻³. Forhøyningene skyldes først og fremst økte atmosfæriske deponeringer av uorganiske Hg-forbindelser, men sammenhengen mellom deponeringene og akkumuleringen i biota er kompleks. Kvikksølvet i fisk foreligger som metyllkvikksølv. Dette produseres hovedsaklig mikrobielt i sedimentene⁴. Fiskens alder og størrelse styrer akkumuleringen innen en bestand, mens lokale miljøforhold forårsaker ulikheter mellom bestandene. Tilførselen av Hg til innsjøen og netto metylleringsrate er her to nøkkelprosesser. Faktorer som deponeringsrater, nedbørfeltets areal, innsjøens morfometri, sedimentets egenskaper, samt vannkjemiske forhold kan inngå i disse prosessene. Det er også eksperimentelt vist at selen (Se) kan motvirke Hg-akkumuleringen i biota⁵.

MATERIALE OG METODER

Vi studerte 25 innsjøer fra ulike regioner i Norge. Hver ørretbestand er representert med omlag 20 individer i størrelsen 20–30 cm. Materialet ble innsamlet høsten 1988. Vannkvalitet og sedimentegenskaper ble analysert samtidig. Som et mål på deponeringsrater av Hg benyttet vi konsentrasjoner i moser⁶. Selen-konsentrasjoner fra flom-sedimenter ble hentet fra NGUs landsomfattende undersøkelse⁷. For hver bestand beregnet vi et justert gjennomsnitt av Hg-konsentrasjon for fisk med standard lengde (250 mm). Ut fra studier av korrelasjonsmatriser og faglige begrunnelser formulerte vi så en kausal modell, og ved hjelp av stianalyser⁸ beregnet vi de ulike variablenes direkte og indirekte effekter på Hg-konsentrasjonene i bestandene.

RESULTATER OG KONKLUSJON

Hg-konsentrasjonene i fisk var nært korrelert til mengden organisk materiale i vannmassene (TOC) og Hg-konsentrasjonene i overflatesedimentet (HgSE). En regresjonsanalyse viste at sammen med selen beskrev disse to variablene ialt 72% av variasjonen i Hg-konsentrasjonen i fisk (HgFI). Stianalysene indikerte at HgFI på et komplekst sett ble styrt av kjemiske og fysiske forhold. Modellen var generelt godt tilpasset datasettet. Stikoeffesientene i modellen (Tab. 1) er standardiserte, dvs. de uttrykker effekten en variabel øver på en annen i standardavvikenheter. Modellen indikerer følgende:

TOC har en dominerende innflytelse på Hg-akkumuleringen, det har direkte effekt på HgFI, og indirekte via HgSE. Dette avspeiler trolig TOCs rolle som transportør av Hg til vannmassene og sedimentet, samt dets stimulering av metylleringsratene⁹⁻¹⁰.

HgSE har en kraftig direkte effekt på HgFI. Dette kan tolkes som en konsentrasjonsavhengig produksjon av metyllkvikksølv.

Selen virker hemmende på Hg-akkumuleringen, årsaksforholdet kan ligge i at det binder uorganisk Hg[II] som uløselig kvikksølvselelid (HgSe).

Effekten av innsjødyppet på HgSE avspeiler kvikksølvets nære assosiering til innsjøenes karbonsyklus¹¹, og at det følger humuspartiklene i deres sedimentasjonsprosesser. Det skjer en dybdeavhengig anrikning av kvikksølv i sedimentet.

De atmosfæriske deponeringsratene gir grunnlaget for Hg-akkumuleringen i fisk, men ulike lokale miljøforhold kan forårsake store variasjoner i mengden Hg som tilføres innsjøen og dets biotilgjengelighet.

REFERANSER

1. Wiener, J. G. and P. M. Stokes. 1990. Enhanced bioaccumulation of mercury, cadmium and lead in low-alkalinity waters: An emerging environmental problem. *Envir. Toxicol. Chem.* 9: 821—823.
2. Andersson, T., L. Brydsten, L. Håkanson and Å. Nilsson. 1987. Kvikksilver i svenske sjöar. Statens naturvårdsverk. Rapport 3291. 92 pp.
3. Verta, M. 1990. Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs: Anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish. Publications of the Water and Environment Research Institute. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 6. 33 pp.
4. Rudd, J. W., M. A. Turner, A. Furutani, A. L. Swick and B. E. Townsend. 1983. The English-Wabigoon River Dystem: I. A syntesis of recent research with a view towards mercury amelioration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 2206—2217.
5. Paulsson, K. and K. Lundbergh. 1989. The selenium method for treatment of lakes for elevated levels of mercury in fish. *Sci. Tot. Envir.* 87/88: 496—507.
6. Data fra E. Steinnes. Universitetet i Trondheim.
7. Data fra R. T. Ottesen og B. Bølviken. NGU, Trondheim.
8. For en introduksjon til emnet, se: Davis, J. A. 1985. The logic of causal order. Sage University Paper. Series on Quantitative applications in the social sciences. Series no. 07-055. Beverly Hills. Sage Pubns. 68 pp.
9. Iverfeldt, K. and K. Johansson. 1988. Mercury in run-off from small watersheds. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 23: 1626—1632.
10. Jackson, T. A. 1989. The influence of clay minerals, oxides, and humic matter on the methylation and demethylation of mercury by micro-organisms in freshwater sediments. *Appl. Organomet. Chem.* 3: 1—30.
11. Santchi, P. H. 1988. Factors controlling the biogeochemical cycles of trace elements in fresh and coastal marine waters as revealed by artificial radioisotopes. *Limnol. Oceanogr.* 33: 848—866.

Denne undersøkelsen er en del av prosjektet "Tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i ferskvannsfisk". Prosjektet er finansiert av Statens forurensingstilsyn (SFT), Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Universitetet i Oslo (UiO).

Tungmetaller i innsjøsedimenter modellert ved bruk
av data fra 4 nasjonale miljøundersøkelser

Eirik Fjeld og Sigurd Rognerud*

UiO, Biol. inst., Avd. zool., P.b. 1050 Blindern, 0316 Oslo

*NIVA, Østlandsavdelingen, 2312 Ottestad

INTRODUKSJON

Vi presenterer her resultater fra en nasjonal undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter¹. Undersøkelsens formål var blant annet å studere den regionale fordelingen av Hg, Pb, Cd og Ni i innsjøsedimenter, og ved statistiske metoder studere sammenhenger mellom konsentrasjonene i overflatesedimentene og ulike miljøforhold. Vi ønsket å kvantifisere effektene av atmosfæriske deponeringer og det naturlige geokjemiske bidraget, samt identifisere såkalte følsomhets-parametere som kan forsterke eller svekke effektene av deponeringene på sedimentkonsentrasjonene.

MATERIALE OG METODER

Denne presentasjonen omfatter 141 innsjøer fra Sør-Norge. Sedimentkjerner fra dypområdene i disse ble innsamlet i perioden 1986–1988. Vannkjemiske data ble enten framskaffet fra "1000-sjøers undersøkelsen"² eller registrert samtidig. Som et mål på atmosfæriske deponeringsrater av Pb, Cd og Ni benyttet vi data fra studier av konsentrasjoner i moser³. Gode mål på Hg-deponeringene fantes ikke, men vi kunne benytte antimon (Sb) som et relativt mål på Hg-konsentrasjonen i moser, da deponeringene av disse to elementene samvarierer nært. Som et mål på det geokjemiske bidraget av metaller fra nedbørfeltet benyttet vi konsentrasjoner i uorganiske flomsedimenter fra sjikt deponert i før-industriell periode. Disse data hentet vi fra en undersøkelse gjennomført av NGU⁴. For Hg hadde vi ingen gode mål på det geokjemiske bidraget, da konsentrasjonene lå nær eller under deteksjonsgrensa.

Ut fra studier av korrelasjonsmatriser og faglige begrunnelser formulerte vi så en kausal modell, og ved hjelp av stianalyser beregnet vi de ulike variablenes direkte og indirekte effekter på metall-konsentrasjonene i sedimentene.

RESULTATER OG KONKLUSJON

Kvikksølv

Modellen demonstrer betydningen av de atmosfæriske deponeringene og kvikksølvs adsorbering til organisk materiale. De atmosfæriske deponeringene hadde en direkte og kraftig effekt på sedimentkonsentrasjonene (HgSE). HgSE var knyttet til det organiske karbonet i sedimentet (OC). Effekten av innsjødyppet var komplisert. Dets negative effekt via OC avspeiler en dybdeavhengig dekomponering. Dypets direkte effekt viser en størrelsesselektiv sedimentering av organiske partikler⁵: dype innsjøer har et finfordelt organisk materiale i sedimentet, høyt anrikt på Hg. Innflytelse fra jern (FeSE) tolker vi som jernhydroksids adsorbering til Hg-anrikede humuskolloider, som så aggregerer og sedimenterer⁶. Den negative effekten av pH på OC reflekterer en redusert mineralisering i forsurede sjøer.

Bly

Denne modellen er svært lik den for Hg, den viktigste forskjellen var at bly var mindre knyttet til den organiske fraksjonen i sedimentet. Det geokjemiske bidraget kunne ikke inkluderes i modellen, da det samvarierte for sterkt med andre atmosfæriske forurensingene.

Kadmium

Modellen viser at Cd oppfører seg svært ulikt Hg og Pb. Det var svakere assosiert til organisk materiale, og den direkte effekten fra pH indikerer at elementet mobiliseres og løses ut i vannfasen under forsuring. Det atmosfæriske bidraget var kraftig, mens det geokjemiske bidraget ikke var statistisk signifikant.

Nikkel

For Ni var de geokjemiske bidragene langt viktigere enn de atmosfæriske. Elementet var knyttet til mineralfraksjonen i sedimentet, og i likhet med Cd løses det ut i vannfasen under forsuring.

REFERANSER

1. Rognerud, S. and Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensingsovervåkning. Rapport 426/90. 77 pp.
2. Henriksen, A., L. Lien, T. S. Tråen og J. H. Sevaldrud. 1987. 1000 sjøers undersøkelsen. Statlig program for forurensingsovervåkning. Rapport 282/87.
3. Data fra E. Steinnes, Universitetet i Trondheim.
4. Data fra R. T. Ottesen og B. Bølviken. NGU, Trondheim.
5. Ohle, W. 1962. Der Stoffaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfynamik der Gewässer. Kieler Meeresforschungen 18:107–120.
6. Wetzel, R. G. 1975. Limnology. W. B. Saunders Comp. 743 pp.

Denne undersøkelsen er en del av prosjektet "Tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i ferskvannsfisk". Prosjektet er finansiert av Statens forurensingstilsyn (SFT), Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Universitetet i Oslo (UiO).

MÅLING AV METANSULFONSYRE I LUFT MED IONEKROMATOGRAFI

av

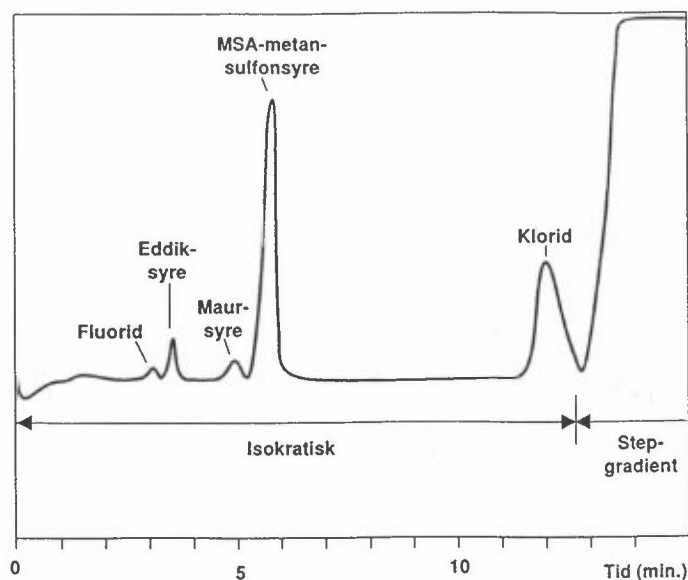
Inga Fløisand og Oddvar Røyset
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, N-2001 Lillestrøm, Norge

Metansulfonsyre (MSA) er et oksidasjonsprodukt av dimetylsulfid (DMS), som produseres spesielt i marint miljø av alger. DMS er derfor et viktig bidrag til forekomsten av organisk svovel.

DMS er flyktig og ustabil, og MSA fremkommer som et produkt av en gassfasereaksjon mellom DMS- og OH-radikaler og en etterfølgende vannfasereaksjon med OH-radikaler i aerosoler. Utbyttet er på 50% eller mer (Warneck, 1988). MSA er relativt stabilt og kan derfor brukes som indikator for DMS i atmosfæren. Mye tyder på at MSA oksideres videre til sulfat og vil derfor være et bidrag til NSS (sjøsalkkorrigert sulfat) i marin atmosfære (Saltzman et al., 1983). Forekomsten av MSA har tidligere vist seg å ha betydelige årstidsvariasjoner, med de høyeste konsentrasjonene i de varmeste månedene (Saltzman et al., 1986).

Noen filtre (10 stk.) fra Zeppelifjellet, Ny-Ålesund, fra perioden juni-juli 1990, ble plukket ut og analysert. Prøvetaking er gjort med høyt luftvolum (ca 1500 m³/døgn) og prøven består av partikler med diameter under 10 µm.

MSA ble målt i et vandig ekstrakt av filter. Analysene ble utført med en Dionex 4000i ionekromatograf med ledningsevne-deteksjon, mikromembransuppresser og en AS9 ionebyttekolonne. Målingene ble utført med stepgradient. Ved første trinn ble fluorid, eddiksyre, maursyre, metansulfonsyre og klorid eluert ut med 0,125 mM NaHCO₃. I andre trinn ble ioner som nitrat og sulfat eluert ut med 5 mM NaHCO₃ / 5 mM Na₂CO₃.


Instrumentbetingelser:

Kolonne : AS9
 Eluent 1 : 0,125 mM NaHCO₃
 Eluent 2 : 5 mM NaHCO₃/5 mM Na₂CO₃
 Flow : 2 ml/min
 Suppressor : AMMS-1
 Suppressorløsning : 25 mM H₂SO₄
 Ledningsevnedeteksjon

Figur 1: Kromatogram.

Metoden er selektiv for MSA og har et lineært område fra 0,1-5 ppm. Dette muliggjør bestemmelse av MSA på eksponerte filtere i området 0,01-0,50 µg/m³.

Tabell 1: Målinger av SO₂-S i gass og SO₄-S, NSS og MSA på partikler i luft på Zeppelinfjellet, Svalbard, sommeren 1990.

Dato	µg SO ₂ -S/m ³ *	µg SO ₄ -S/m ³	µg NSS/m ³	µg MSA-S/m ³
01.06.90	0,06	0,08	0,07	<0,01
07.06.90	0,16	0,37	0,37	0,04
08.06.90		0,13	0,13	0,03
17.06.90	0,04	0,21	0,21	0,08
03.07.90	0,10	0,23	0,21	0,13
04.07.90		0,49	0,49	0,06
05.07.90	0,08	0,52	0,51	0,04
06.07.90		0,21	0,21	0,02
07.07.90	0,15	0,30	0,30	0,01
21.07.90	0,09	0,17	0,17	<0,01

*målt på et KOH-impregnert filter i en TAC-filterpakke.

Målingene i tabell 1 viser at prøvene har lavt innhold av sjøsaltsulfat, og forholdet mellom konsentrasjonen av MSA og NSS varierer fra 0,04 til 0,62. Oksydasjon av DMS til MSA er et lite men målbart bidrag til NSS.

Zeppelinfjellet representerer et målepunkt hvor bidraget fra antropogent svovel er relativt lite, og i sommerhalvåret vil svoveldioksid og sulfat i luft fra antropogene kilder (kullfyrte kraftverk osv.) være på sitt laveste. Den biologiske aktiviteten i disse havområdene er derimot høy.

I Nordsjøen er algeproduksjonen stor, og luftstrømmer som passerer disse områdene vil sannsynligvis ha et vesentlig bidrag av organisk svovel. De foreløpige målingene fra Svalbard tyder på at metoden bør kunne overføres til Sør-Norge, for å gi svar på dette.

REFERANSER

Saltzman, E.S., Savoie, D.L., Prospero, J.M. and Zika, R.G. (1986) Methanesulfonic Acid and Non-Sea-Salt Sulfate in Pacific Air: Regional and Seasonal Variations. J. Atmos. Chem., 4, 227-240.

Saltzman, E.S., Savoie, D.L., Zika, R.G. and Prospero, J.M. (1983) Methane Sulfonic Acid in the Marine Atmosphere. J. Geophys. Res., 88, 10897-10902.

Warneck, P. (1988) Sulfur Compounds in the Atmosphere. I: Chemistry of the Natural Atmosphere, by P. Warneck. San Diego, Academic Press (International geophysics series, 41). pp. 484-542.

N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic.

S. Hansen, Kvithamar Forskingsstasjon, 7500 Stjørdal
L.R. Bakken, Institutt for Bioteknologifag, 1432 Ås
J.E. Mæhlum, Norsk senter for økologisk landbruk, 6630 Tingvoll

INTRODUCTION

Soil is an important source of atmosphere N₂O, and a sink for CH₄ (Mosier et al. 1991). Emission of N₂O may be perceived as a leakage of intermediate products in nitrification and denitrification. A well drained soil acts as a sink of atmospheric CH₄ due to methane oxidation, either by ammonia oxidizers or methanotrophs (Bedard & Knowles 1989). Agricultural practices such as fertilization and tractor traffic are likely to influence these processes. The objective of this investigation was to study such effects in a field experiment.

MATERIAL AND METHODS

The flux measurements were done in 1991, in a field experiment started in 1985 in Surnadal, Møre og Romsdal. Fertilization treatments were cattle slurry (CS) equivalent to 80 kg total N (50 kg NH₄-N) per ha, CS equivalent to 190 kg total N (116 kg NH₄-N) per ha, NPK-fertilizer with 140 kg NH₄NO₃-N per ha and unfertilized. Soil compaction the year of investigation was done by two passes wheel by wheel with a 4 ton tractor shortly before fertilization (26% water content in the soil). The previous year no fertilization or soil compaction were done.

Ploughing, harrowing, sowing were done with normal tractor equipment on both compacted and uncompacted treatments. The soil was a sandy loam with 2.2 % organic carbon and 0.17 % organic nitrogen. Crop the year of gas measurements was green fodder with rape, barley, peas, vetch and rye-grass.

The experiment was designed as a split-plot factorial plan, soil compaction on main plots and fertilization on small plots (2.8 m x 8 m).

Gas-fluxes at soil surface were measured by the soil cover method. The chambers used to cover the soil were thin-walled tin cans (22.5 cm inner diameter by 23 cm long) with a reflecting surface. Gas samples were taken through butyl rubber stoppers at the top of the cans. Soil atmosphere at 7-12 cm deep were taken through stationary soil atmosphere samples. Gas concentrations were determined on a Fractovap 4200 (Carlo Erba, Italy) gas chromatograph as outlined by Sitaula et al (1991).

RESULTS

N₂O-release: There was a strong effect of fertilization on the soil atmospheric concentration and flux of N₂O (fig.1, table 1.) and interaction between fertilization and soil compaction. From 4/6 to 8/7, 6 % of added NH₄NO₃-N were released as N₂O in compacted and 5 % in uncompact⁴ soil. Cattle slurry altered the soil compaction effect on N₂O flux; compacted soil released less N₂O than uncompact⁴ soil. Fertilization type did not significantly affect neither N₂O-flux nor soil air concentrations. In compacted plots the average soil air concentrations were seven times higher in NPK fertilized plots than in plots fertilized with 190 kg N in Cattle slurry per ha. The amounts of cattle slurry had a negligible effect on N₂O release and soil atmospheric concentration. Without fertilization there was very little N₂O production.

CH₄-consumption: Both soil compaction and fertilization reduced CH₄ consumption (Tab.1). CH₄ concentrations in soil atmosphere did not respond in accordance to this (fig.1.). The lack of agreement between flux and soil atmosphere concentrations is probably due to large differences in soil porosity between treatments.

Table 1. Accumulated N₂O-emission and CH₄-consumption from 4/6 to 8/7. Fertilization with the same letter are not significantly different, Newman-Keuls test (alpha=0.05).

<u>Flux</u>	<u>Fertilization</u>	<u>Uncompact⁴</u>	<u>Compact⁴</u>
mg N ₂ O-N m ⁻²	NPK, 140 kg N ha ⁻¹	639 a	883 a
	CS, 190 kg N ha ⁻¹	430 a	322 b
	CS, 80 kg N ha ⁻¹	303 a	261 b
	Unfertilized	74 b	69 c
mg CH ₄ m ⁻²	NPK, 140 kg N ha ⁻¹	75 a	36 a
	CS, 190 kg N ha ⁻¹	67 a	13 a
	CS, 80 kg N ha ⁻¹	77 a	29 a
	Unfertilized	116 b	82 b

REFERENCES

Bedard C. and Knowles R. (1989) Physiology, Biochemistry, and Specific Inhibitors of CH₄, NH₄, and CO Oxidation by Methanotrophs and Nitrifiers. Microbiological Reviews 53,68-84.

Mosier A., Scimel D., Valentine D., Bronson K. and Parton W. (1991). Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. Nature 350,330-332.

Sitaula B., Jiafa L. and Bakken L. (1991) Analyses of the climate gases CO₂, N₂O and CH₄ by wide bore capillary gas chromatography with single injection of gas sample. Poster TVLFs forskermøte 1991: FORSKNING OG OVERVÅKNING.

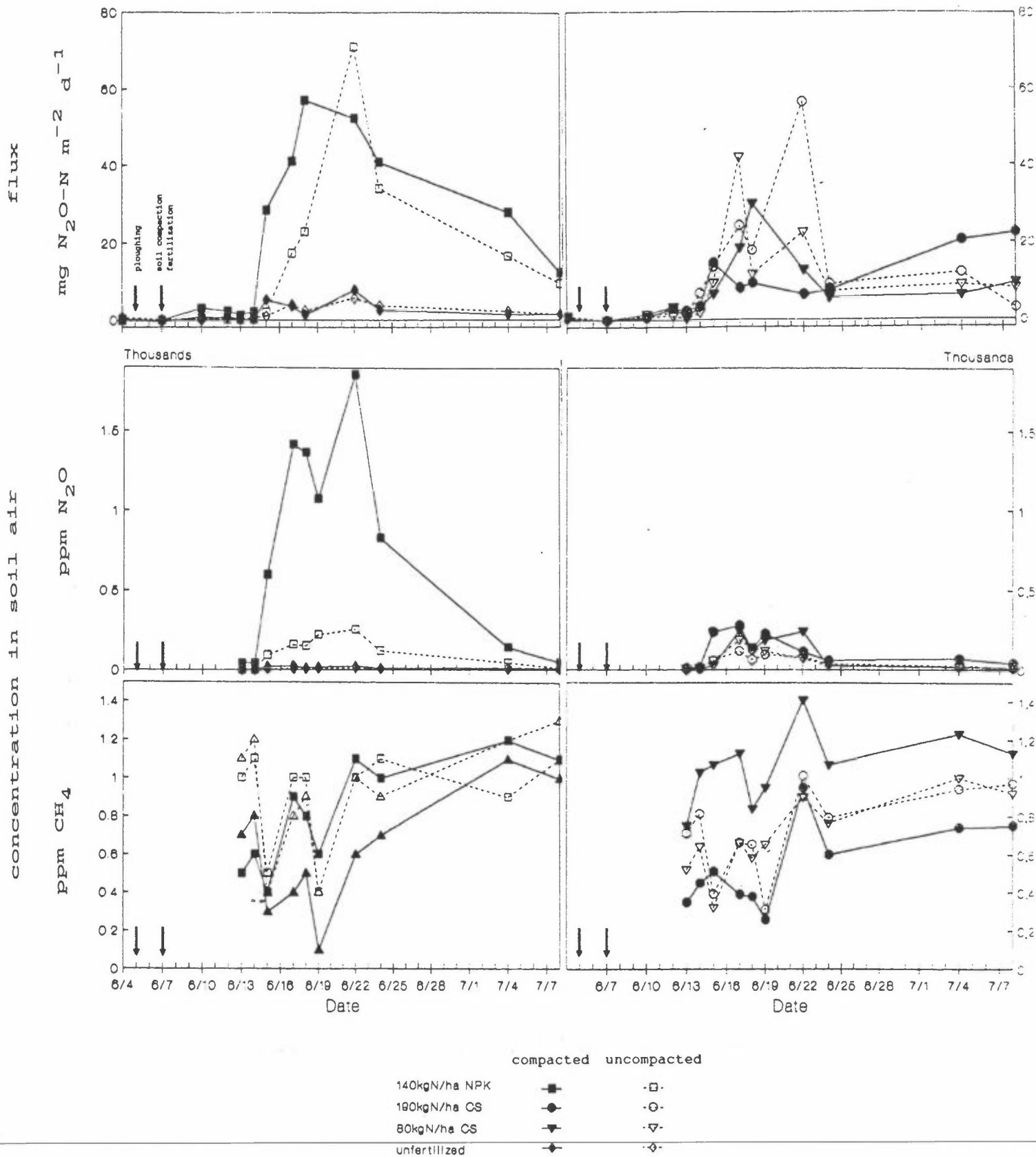


Fig.1. N₂O and CH₄ concentrations in soil air (7-12 cm deep) and N₂O fluxes with different soil compaction, cattle slurry (CS) and NPK fertilization.

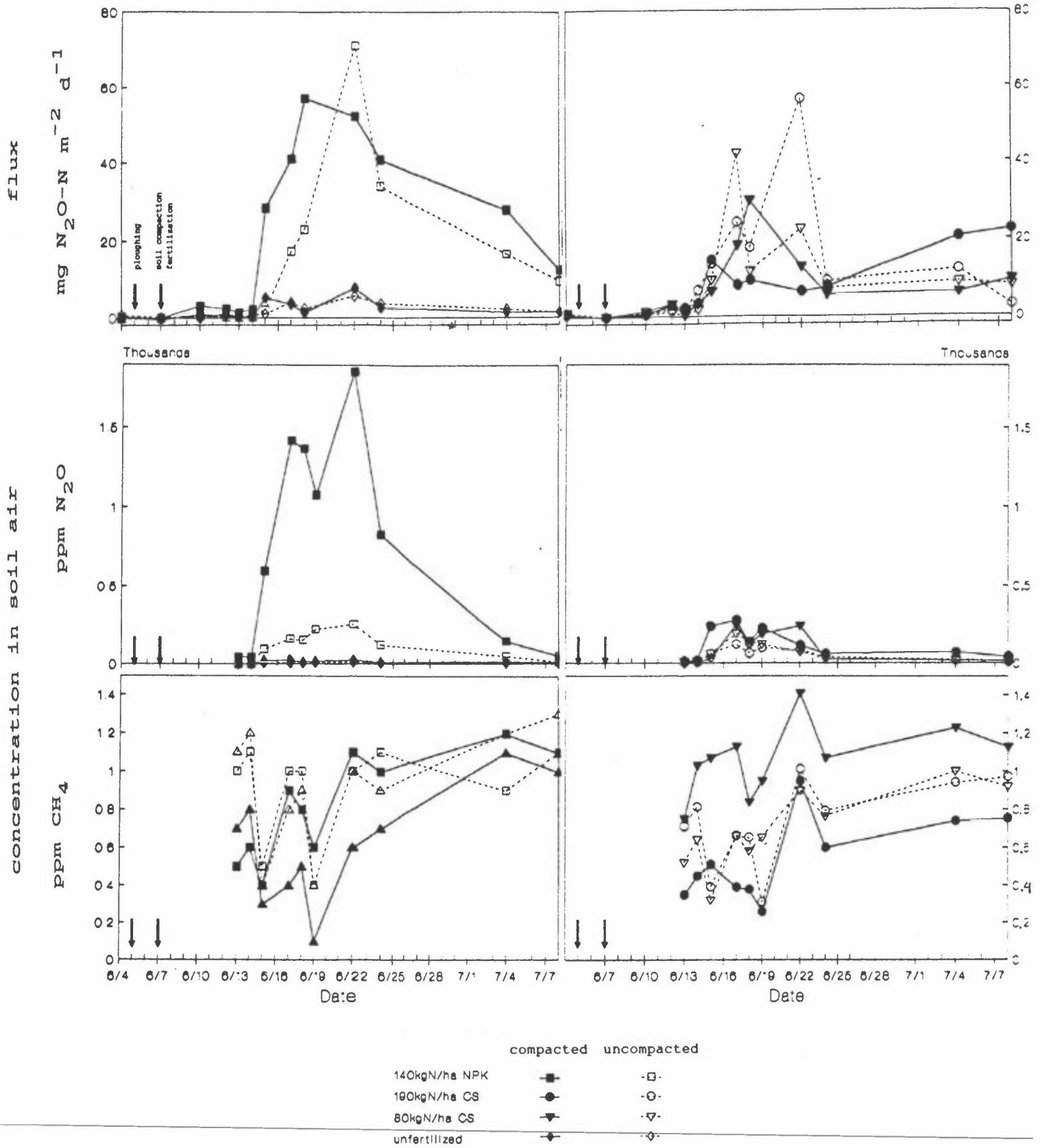


Fig.1. N₂O and CH₄ concentrations in soil air (7-12 cm deep) and N₂O fluxes with different soil compaction, cattle slurry (CS) and NPK fertilization.

LOKALE KILDER OG FORDELING AV NH_3 I EN NORSK DAL - BØVERDALEN

av

Jan Erik Hanssen, Jan Fr. Henriksen og Ulf Pedersen
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, N-2001 Lillestrøm, Norge

INNLEDNING

Utslipp av gassformig ammoniakk fra husdyrgjødsel er en viktig del av nitrogenkretsløpet. Modellering av redusert nitrogen i nedbør ut fra EMEPs database viser en systematisk tendens til lavere konsentrasjoner enn det som måles på stasjonene. En usikkerhet i beregningene er tilskuddet fra de lokale bidragene i bakgrunnsområdene.

Ammoniakk er i utgangspunktet plantenæring, men for stor tilførsel av ammonium-N i nedbør og tørravsetning kan lede til jordforsuring, skade på høyere vegetasjon - særlig bartrær, endrete konkurranseforhold og fortrenging av ønsket vegetasjon til fordel for nitrofile planter.

Nitrogen er også viktig i forbindelse med nedbryting av organisk materiale og råte på bygningskonstruksjoner. Mykologer mener at nitrogentilførselen har vært den hastighetsbegrensende faktoren ved råtedannelse. Ammoniakk og ammonium-N er de nitrogenforbindelser som utnyttes lettest av råtesoppene. De økte råteproblemene som en mener å observere på vernete tømmerbygninger i våre daler kan skyldes økt nitrogentilførsel.

For å få noe bedre forståelse av tilførsel fra lokale kilder i bakgrunnsområder, ble det startet målinger av gassformig NH_3 i Bøverdalen sommeren 1991.

FORSØKSBETINGELSER

Bøverdalen er en dal med betydelig husdyrhold i hele dalen. En valgte derfor å kartlegge variasjonen i ammoniakk-konsentrasjonen i dalens lengderetning med 13 målepunkter i dalbunnen fra Bøverdalen kirke og ned til Lom kirke. I tillegg ble det lagt traverser opp Lomeggen, opp Visdalen og ved Kvålshågan.

Målingene ble utført med passive prøvetakere (Ferm, 1991) som 14-dagers middelkonsentrasjoner. På fem stasjoner ble det også satt ut deposisjonsprøvetakere for å bestemme totaldeposisjonen. Alle prøvetakerne ble impregnert med oksalsyre.

Den helt lokale spredningen ble studert ved at det rundt Sulheim gård ble satt opp 5 prøvetakere.

Måleperioden har vært fra 26. juni til 16. oktober 1991.

RESULTATER/KONKLUSJONER

LANGS DALBUNNEN

- Store forskjeller i konsentrasjonene langs dalen. Høye konsentrasjoner finner en nær lokale kilder som husdyrfjøs, dyr på beite og gjødsling av jorder (figur 1).

Høyeste registrerte 14-dagers middel:	16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Laveste verdi	: <0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Gjennomsnittsverdier for de mer belastete punktene	: 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- ~~Målingene rundt Sulheim viser at luftkonsentrasjonene reduseres kraftig i rimelig kort avstand fra de høyeste kildene (figur 2).~~

- Målepunkt 12 ved Flå har høye verdier enkelte uker. Målepunktet er midt i elveløpet og er derfor mer influert av transport av ammoniakk-gass nedover dalen og ikke fra helt lokale kilder.
- Høyeste middelveier måles om sommeren og ved høstpløying (figur 3).
- Samtlige målepunkter i dalbunnen har høyere verdier i oktober enn i september.

KONSENTRASJONER LANGS TRAVERSENE

- Ovenfor gårdene med husdyrhold er konsentrasjonen lav på samtlige målepunkter (figur 4).
- Den beste traversen, Lomeggi, viser en reduksjon av konsentrasjoner med økende høyde over dalbunnen.

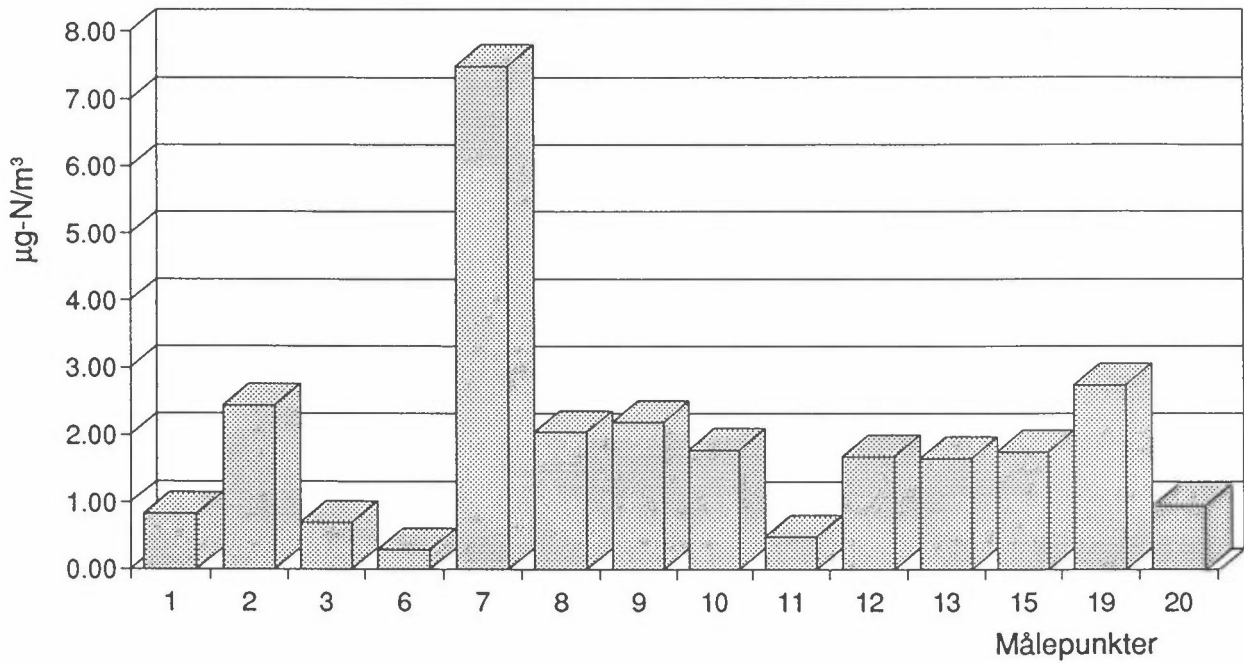
BELASTNINGSMÅLINGER

- Belastningsmålinger på eget impregnert filter viser betydelig høyere deposisjon enn beregnete verdier ut fra konsentrasjonsmålingene (figur 5).
- Benytter en deposisjonsmålingene til å bestemme deposisjonshastigheten for ammoniakk, får en ca. 4 cm/s.

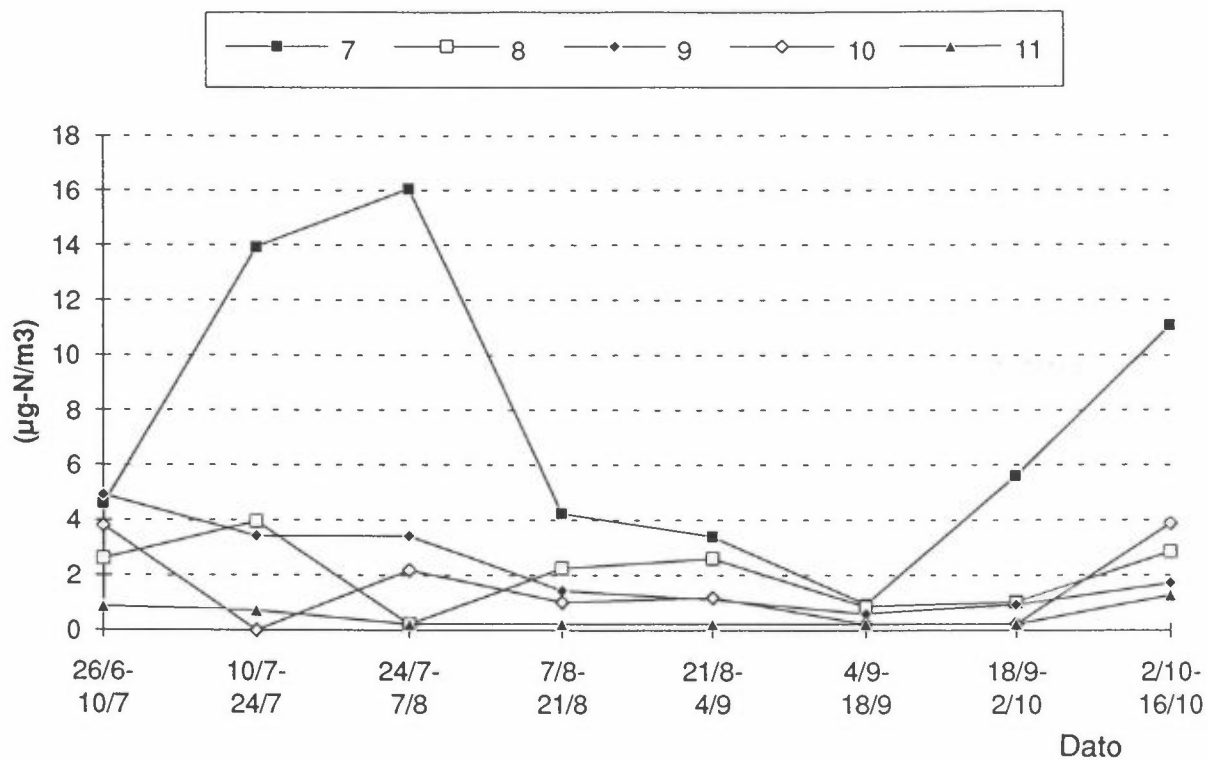
LOKALE / LANGTRANSPORTERTE KILDER

-
- Beregning av det lokale bidraget av redusert nitrogen ut fra en midlere NH_3 -N-konsentrasjon på $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og den målte deposisjonshastigheten på 4 cm/s blir for vekstsesongen mai-oktober (6 måneder) $0,4 \text{ g}/\text{m}^2$.

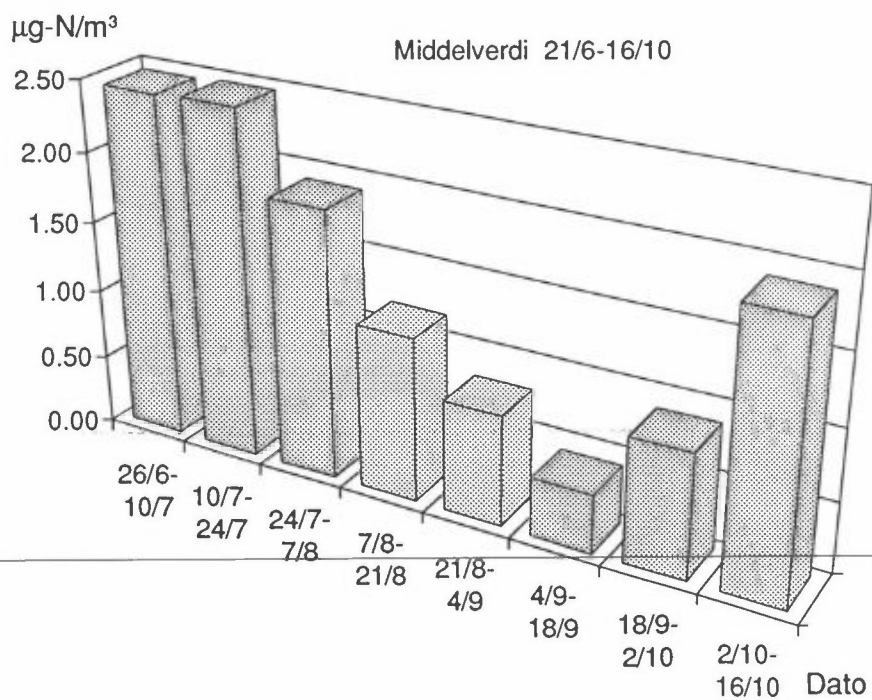
- Det langtransporterte bidraget av redusert nitrogen i Bøverdalen er i EMEP-sammenheng satt til $0,14 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$. Det lokale bidraget synes derfor å være av større betydning i daler med intensiv husdyrproduksjon i Norge enn langtransportert belastning.



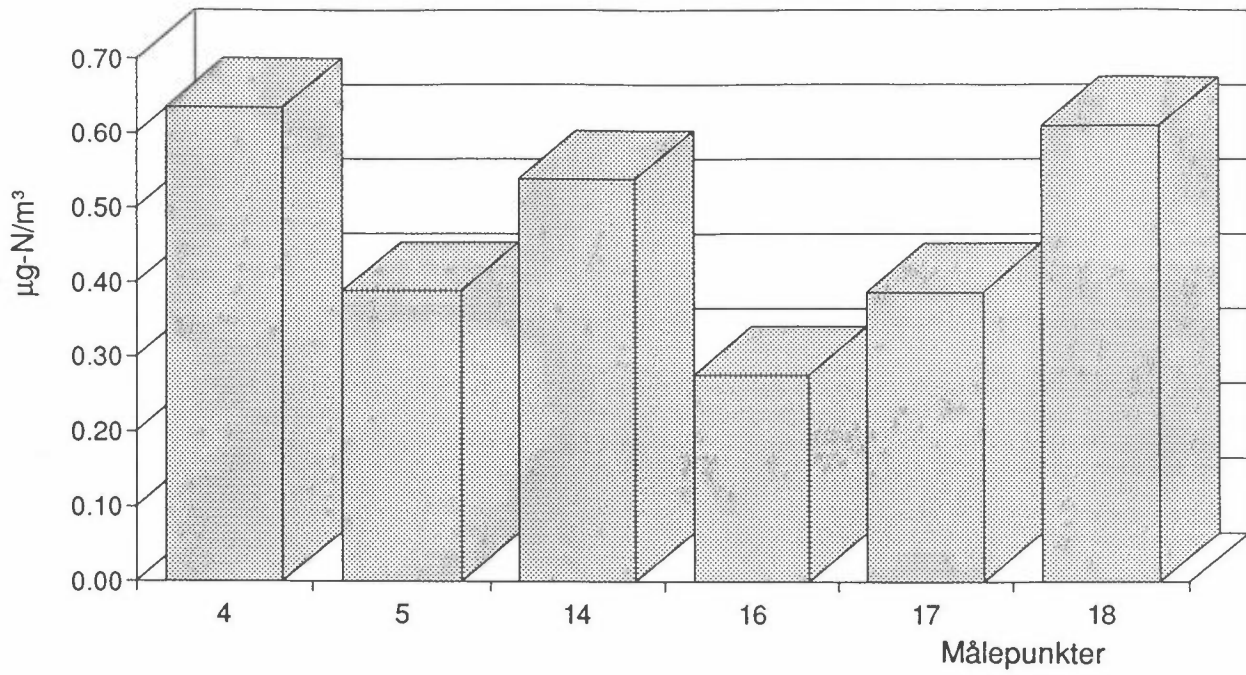
Figur 1: Middelkonsentrasjonene for hele måleperioden for alle målepunktene i dalbunnen.



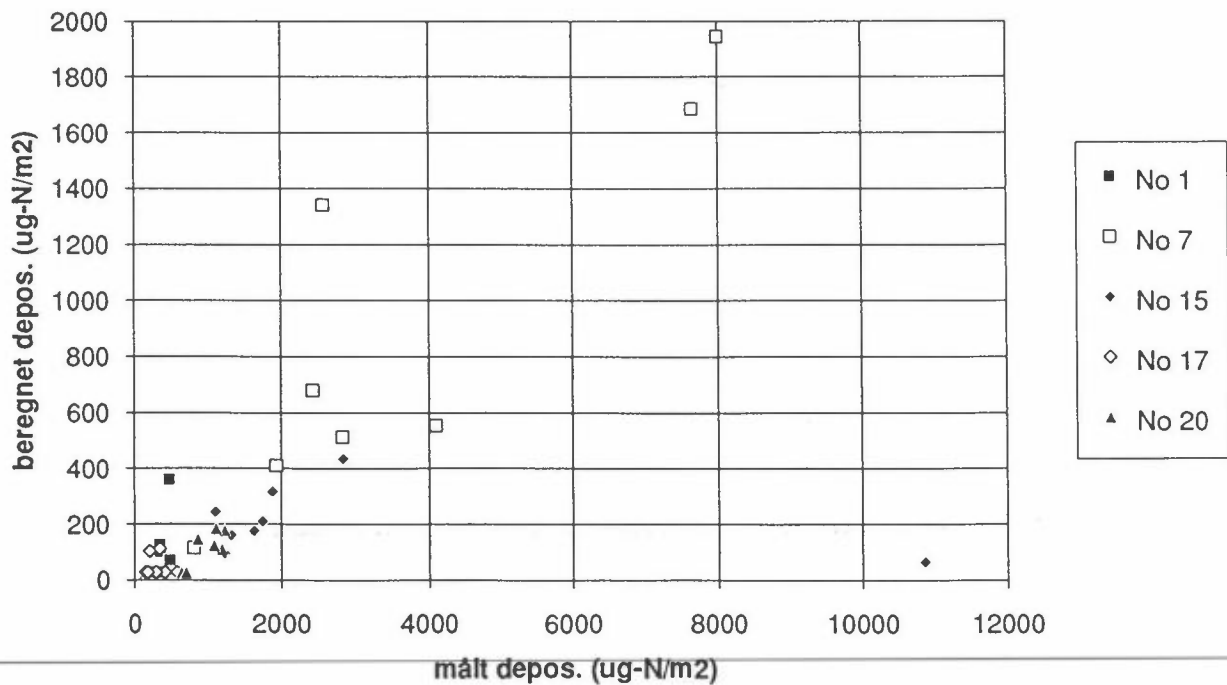
Figur 2: Ammoniakk-konsentrasjonene over måleperioden i området rundt Sulheim. Punkt 7 ved sauefjøset.



Figur 3: Middelkonsentrasjonen for alle målepunktene i dalen i de ulike måleperiodene.



Figur 4: Middelkonsentrasjonene for hele måleperioden for alle målepunktene ovenfor gårdene med husdyr.



Figur 5: Scatterplott
 x-akse: Målt deposisjon
 y-akse: Beregnet deposisjon med dep.hastighet 1,0 cm/s

ABSTRACT
COMPARISON OF BULK VS WET-ONLY WEEKLY PRECIPITATION
SAMPLING, NORDMOEN, NORWAY, 1987-1989

by

Einar Joranger and Ulf Pedersen
 Norwegian Institute for Air Research
 P.O.Box 64, N-2001 Lillestrøm

The method used for the collection of precipitation samples for chemical analysis may have a significant effect on the results obtained. Wet-only collectors, which are open only during periods of precipitation, has been recommended in order to reduce the contamination of rainwater samples by dry deposition of gases and particles (WMO, 1974). In Norway a network of 34 sites is equipped with daily or weekly bulk collectors which are open all the time. This paper presents an investigation of the differences in precipitation amounts and in ionic concentrations of rain water collected weekly with a bulk- and a wet-only collector, respectively (Figure 1). The collectors were situated in a forest clearing at Nordmoen in Southern Norway, about 40 km north of Oslo.

SAMPLER	DESIGN	FUNNEL OPENING mm	HEIGHT ABOVE THE GROUND cm	NUMBER OF OBSERVATION PAIRS
BULK	NILU, NORWAY	200	200	115
WET-ONLY	PARELCO AAPS, FINLAND	200	160	

The bulk precipitation collection equipment consisted of polyethylene buckets which were used in the winter period for snow collection, and polyethylene funnels and collection bottles which were used during the summer period for rain collection. The equipment was cleaned with distilled water between each sampling, i.e. every week.

The wet-only collector, supplied by PARELCO OY, uses polyethylene buckets of the same type which is used for bulk snow collection. This sampler collected on average 9% less precipitation than the bulk collector (Table 1). This may partly be due to late opening of the wet-only collector (Winkler et al, 1989). In addition, the first part of a rain event has very often the largest pollutant concentrations. The poorer collection efficiency of the wet-only collector may also in part arise from the body of the collector housing, which will disturb the airflow and the movement of particularly snowflakes and the smaller droplets (Stone, 1991).

Table 1: Weighted mean concentration (mg/l), Juni 1987-May 1989.

Nordmoen	mm	pH	H ⁺	SO ₄ -S	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Na	Mg	Ca	Cl	K
BULK	2057.4	4.29	51	0.76	0.42	0.36	0.23	0.04	0.14	0.46	0.08
WET-ONLY	1877.1	4.29	51	0.76	0.42	0.38	0.23	0.04	0.11	0.46	0.06

The precipitation weighted mean concentrations were in generally good agreement for all main components, except NH₄⁺, Ca²⁺ and K⁺ (Table 1). The mean concentrations of Ca²⁺ and K⁺ were highest in the bulk samples, and of NH₄⁺ highest in the wet-only samples.

The weekly concentrations of H⁺ (pH), SO₄²⁻ and NO₃⁻ were highly correlated around the 1 to 1 line (Figure 2). The precipitation amounts (mm) were also highly correlated, but with a significant deviation from the 1 to 1 line. The concentrations of Ca²⁺ and K⁺ were poorly correlated.

Figure 3 shows the differences in the measured total depositions between the bulk- and the wet-only collector, with exclusion of a few outliers, given in percents of the bulk deposition. The wet deposition measured with the bulk sampler was generally the larger, and for the components H⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻ the

differences were mainly of the same magnitude as the difference in precipitation amount. The total wet depositions of NH_4^+ is in apparent good agreement. The deposition of the soil derived ions K^+ , Ca^{2+} and the sea salt components may be overestimated by using bulk collector, because of "dry deposition" or sedimentation during dry periods.

The percentage collection differences, when taken separately for summer and winter (Figure 3), show that the bulk collector gave less NH_4^+ and NO_3^- than the wet-only collector during summer. During winter, the results indicate, as generally for all other components, higher collection efficiency for the bulk than for the wet-only precipitation collector. The reason for this seasonal difference is not clear. Stedman et al (1990) have suggested that NH_3 evaporates from precipitation samples in unprotected bulk collectors. Another possibility could be biological activity in the bulk collector during the summer months. Accordingly, the apparent good agreement between the total depositions of NH_4^+ happened only because this effect was compensated by the undercatch of precipitation with the wet-only collector.

The higher collection efficiency of the bulk collector was most pronounced in the winter season. Probably reasons are that both the delay in the opening of the wet-only collector and the disturbing effect of the wet-only collector housing are most pronounced during snowfall. However, the more windy conditions during the winter also cause enhanced air transport inland of aerosols of marine origin.

Conclusively, this investigation shows that precipitations sampling with bulk collector provide more representative depositions values for H^+ , SO_4^{2-} and NO_3^- than with the wet-only collector. The values for ammonium, however, may be underestimated and the deposition values for the sea- and soil-derived ions may be overestimated by using bulk collector.

REFERENCES

- Stedman, J.R., Heyes, C.J. and Irvin, J.G. (1990) A comparison of bulk and wet-only precipitation collectors at rural sites in the United Kingdom. *Water, Air, Soil Pollution* 52: 377-395.
- Stone, B.H. (1991) An assessment of the collection efficiency of United Kingdom precipitation collectors. Stevenage, Warren Spring Laboratory. (Report No. LR800 (AP)).
- Winkler, P., Jobst, S. and Harder, C. (1989) Meteorologische Prüfung und Beurteilung von Sammelgeräten für die nasse Deposition. München, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (BPT-Bericht 1/89).
- WMO (1974) WMO Operations manual for sampling and analysis techniques for chemical constituents in air and precipitation. Geneva (WMO - No. 299).

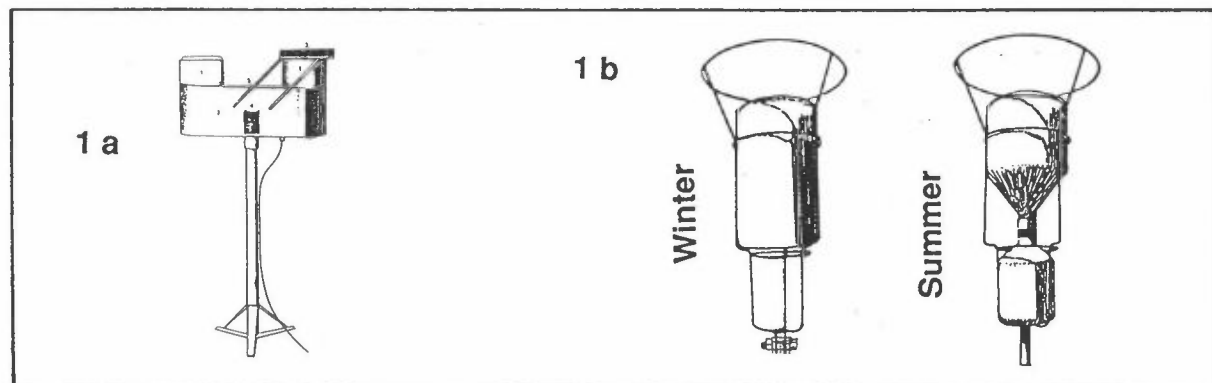


Figure 1: a) Wet only precipitation sampler, AAPS-sampler type 19. Joensuun Laakeri Oy, Finland.
 b) Bulk precipitation samplers, type NILU. Rain sampler and snow sampler.

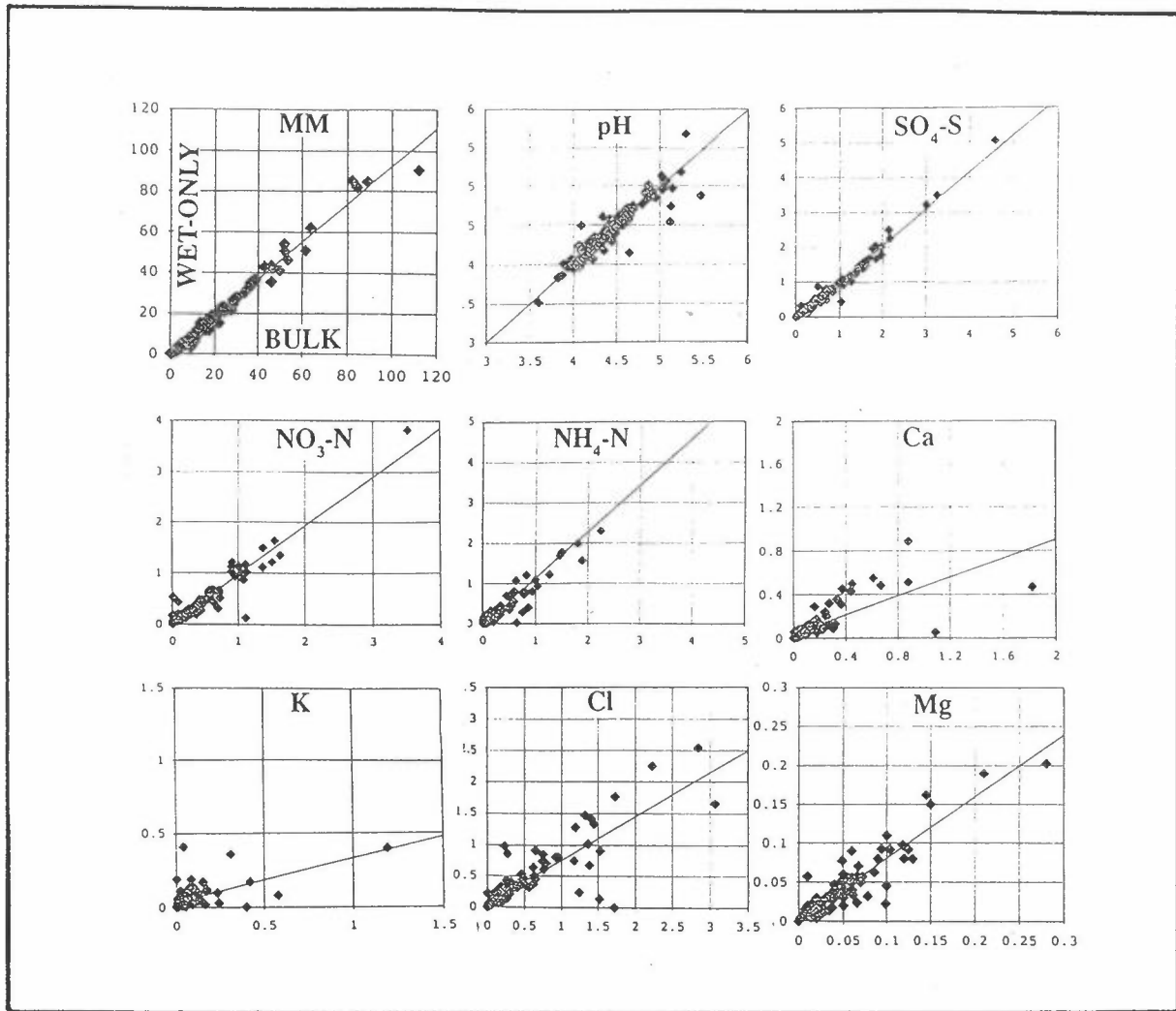


Figure 2: Scatter-plots. Relation between weekly wet-only and bulk precipitation sampling with respect to the measured amounts of precipitation and the concentrations of the main ions in the precipitation.

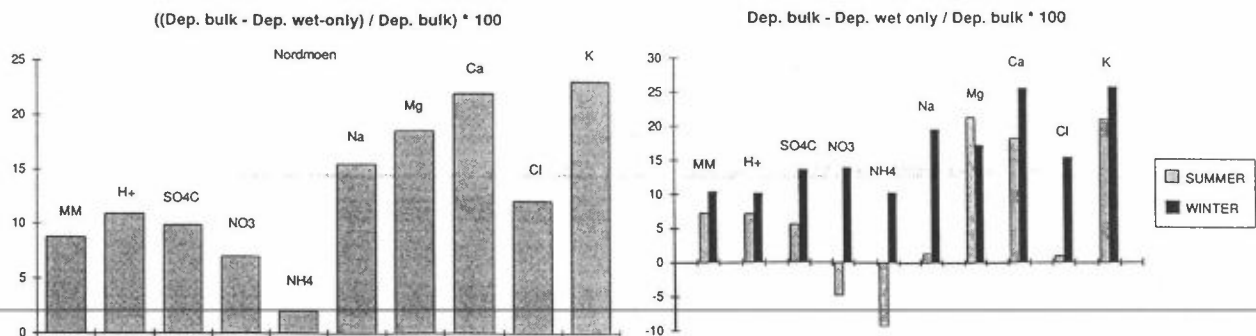


Figure 3: The differences between the total deposition of rain and snow (mm) and the main ions, measured with bulk sampler and wet-only sampler, given in percent of the bulk deposition for all seasons and summer/winter separately.

ABSTRACT
COMPARISON OF BULK WEEKLY VS BULK DAILY PRECIPITATION
SAMPLING AT FOUR SITES IN NORWAY,
MARCH-DECEMBER 1988

by

Einar Joranger, Ulf Pedersen, Jan Erik Hanssen
Norwegian Institute for Air Research
P.O.Box 64, 2001 Lillestrøm

At present, daily sampling of precipitation for chemical analysis is made at 13 sites (six EMEP sites included), and weekly sampling at 21 sites. It is expected that weekly and daily samples should yield different concentrations and deposition values due to dry deposition, chemical changes, volatilization, etc. Earlier investigations, e.g. by Sisterson et al (1985) and de Pena et al (1985), have given somewhat conflicting results, presumably due to different climatological and experimental conditions. Since condition, which may lead to different results, depending on sampling period, vary from one area to another, a comparison of weekly and daily precipitation results at some representative norwegian sites should be of interest, especially since sites with daily and with weekly samples are both used to construct maps of chemical composition and deposition. In this investigation daily and weekly samplings were compared at four different sites in Norway; Birkenes near the coast in Southern Norway, Osen in the inland of Southern Norway, Kårvatn near the coast in Mid-Norway and the inland station Jergul in Northern Norway (Figure 1).

The collectors are placed 2 m above ground level, and are cleaned with distilled water between each sampling period, i.e. every day or every week, respectively. Polyethylene buckets were used in the winter period for snow collection, funnels and collection bottles were used for rain collection. In both cases the diameter of the collector opening is 200 mm. Between 25 and

36 observation pairs are applied for each site. The daily samples were weighted by precipitation amount over the corresponding weekly sampling periods, and the mean concentrations were weighted by the respective weekly precipitation amounts.

The weekly bulk collectors have been found to collect between 0.8 and 4.9% less precipitation than the co-located daily bulk collectors at the different sites, due to evaporation (Figure 2). As shown in Figure 3, for Birkenes, the measured precipitation amounts were highly correlated.

The mean concentrations of H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ and Ca were in good agreement at all stations (Figure 2). The differences between the mean concentrations of the sea salts (Mg^{2+} , Na^+ , Cl^-) were largest at the inland stations Osen and Jergul, and unbiased. The differences between the mean concentration of K^+ in the weekly and the daily samplings were significant for all sites, and were unbiased.

The ion concentrations of H^+ (pH), SO_4^{2-} , NO_3^- and NH_4^+ were highly correlated around the 1 to 1 line at all sampling sites, as shown in Figure 3 for SO_4^{2-} at Birkenes.

The concentrations of Na^+ , Mg^{2+} and Cl^- were highly correlated at the coastal sites Birkenes and Kårvatn with correlation coefficients between 0.91 and 0.98 (see Figure 3 for Na^+ at Birkenes), but poorly correlated at the inland sites Osen and Jergul with correlation coefficients between 0.34 and 0.78.

The ion concentrations of Ca^{2+} were highly correlated at all sites except Osen, mainly due to two outliers.

The concentrations of K^+ were generally least correlated with correlation coefficient between 0.12 and 0.51.

REFERENCES

de Pena, R.G., Walker, K.C., Lebowitz, L. and Micka, J.G. (1985) Wet deposition monitoring - effect of sampling period. Atmospheric Environment Vol 19, No 1. pp 151-156.

Sisterson, D.L., Wurfel, B.E. and Lesht, B.M. (1985) Chemical differences between event and weekly precipitation samples in northeastern Illinois. Atmospheric Environment Vol 19, No 9, pp 1453-1469.

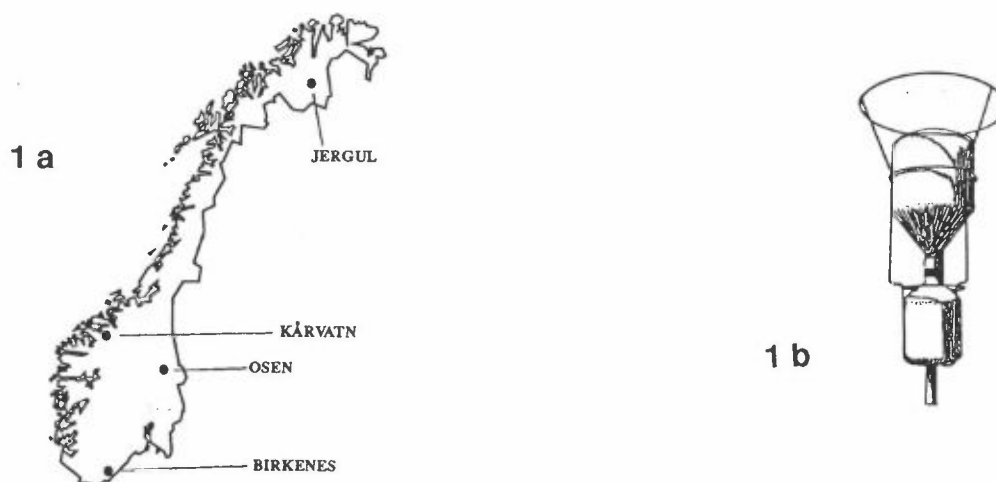


Figure 1 a): Position of the test sites.

Figure 1 b): Precipitation rain sampler of polyethylene. Type NILU.

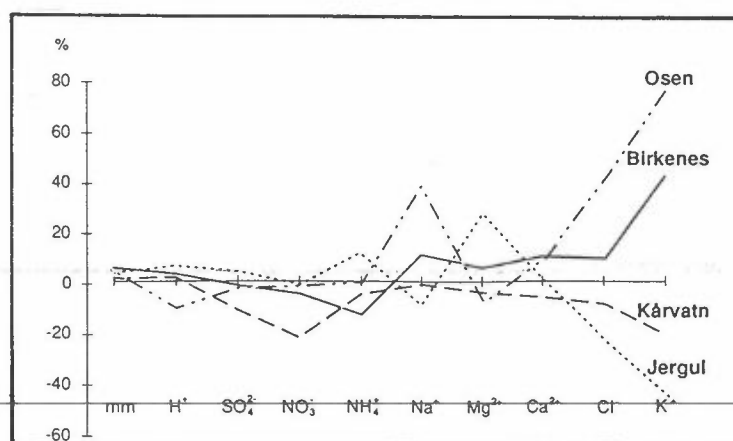


Figure 2: The differences between daily and weekly precipitation samplings in measured amounts of precipitation and in the concentrations of chemical components, in percents of the daily measurements.

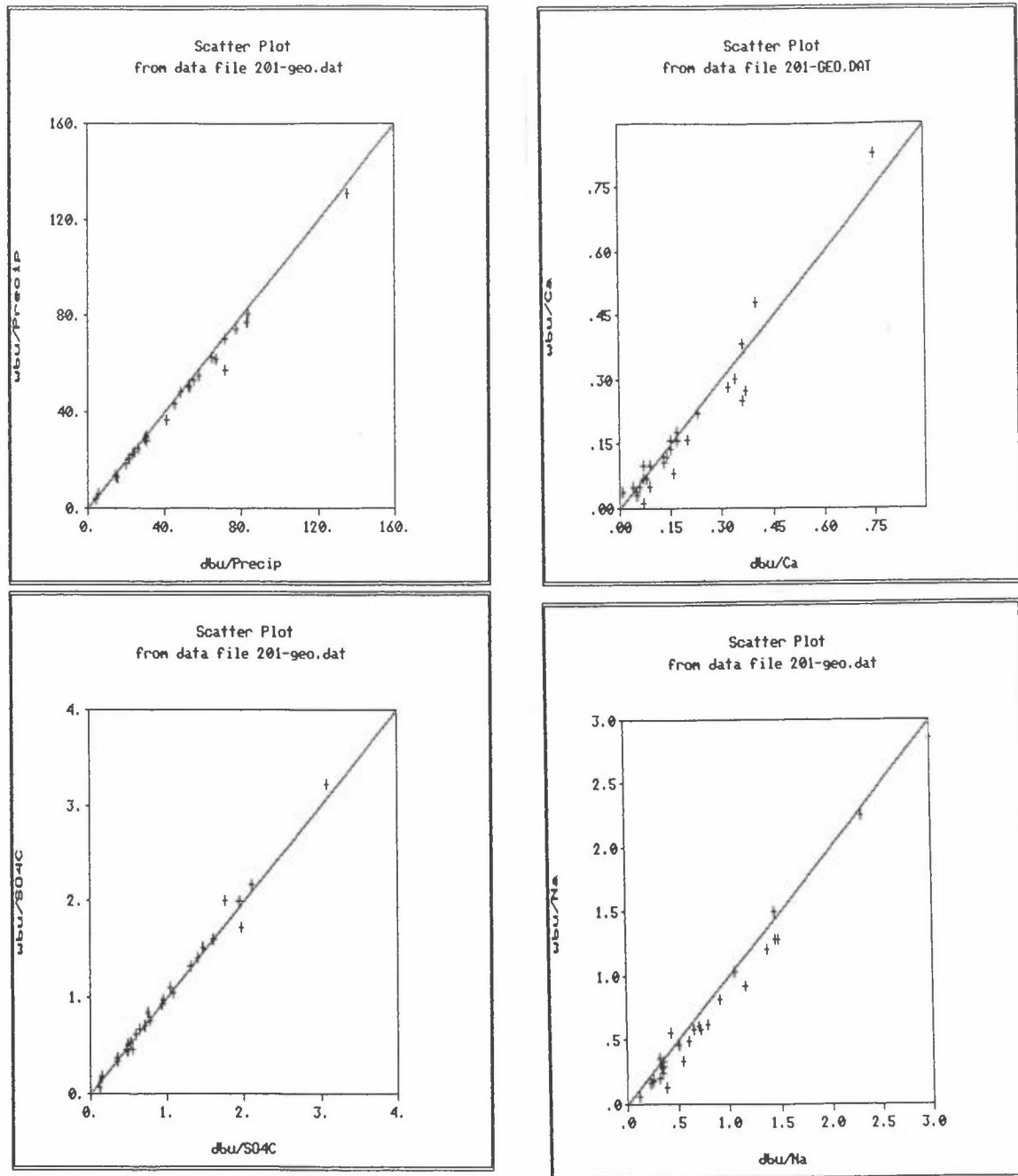


Figure 3: Scatter plots. Relation between daily bulk (dbu) and weekly bulk samples (wbu) for the measured amounts of precipitation and the mean concentrations of sulphate (sea salt corrected), sodium and calcium at Birkenes.

FORSURING AV OVERFLATEVANN

- TRENDER I NEDBØR OG AVRENNING -

ved Espen Lydersen

Norsk Institutt for vannforskning

Postboks 69, Korsvoll

0808 Oslo 8

INNLEDNING

I NIVA-regi er det i Norge 5 feltforskningsområder hvor det utføres kontinuerlig fysisk-kjemiske målinger av luft, nedbør og overflatevann. Dette er Birkenes og Storgama (Sørlandet), Langtjern (Østlandet), Kårvatn (nord-Vestlandet), og Dalelv (Finnmark). I Birkenes startet måleprogrammet i 1973, Langtjern 1974, Storgama, 1975, Kårvatn, 1978, og Dalelv 1988. Det blir tatt døgnlige eller ukentlige nedbørprøver, ukentlige vannprøver, samt kontinuerlig registrering av vannføring. NIVA har foreslått overfor SFT at hele overvåkningsprogrammet evalueres av en gruppe, hovedsaklig bestående av utenlandske eksperter. I denne forbindelse utarbeides det for øyeblikket en omfattende rapport ved NIVA, hvor overvåkningsdatene fra midt på 70-tallet og fram til i dag blir analysert. På TVLFs forskermøte vil kun noen av de mest sentrale fysisk-kjemiske parameterene bli presentert for perioden 1980-1990. Kun veide årsmidler er lagt til grunn for presentasjonen. På basis av dette, er materiale foreløpig statistisk testet ved bruk av enkel linjær regresjon for å påvise signifikante endringer gjennom perioden.

RESULTATER

1. Lufttemperatur

Ved alle 4 feltforskningsområdene er det registrert en økning i årlig middel-temperatur for perioden 1980-1990 på 0.11-0.33 °C pr. år. Kun på Birkenes var økningen (0.33 °C pr. år) statistisk signifikant ($p = 0.05$).

2. Nedbør - Avrenning

Ved alle 4 feltforskningsområdene er det registrert en økning i årlig mengde nedbør og avrenning for perioden 1980-1990. Økningen i nedbørsmengde varierer fra 15.4 mm pr. år (Langtjern) til 44.3 mm pr. år (Birkenes). Økningen i avrenningen er fra 9.6 mm pr. år (Langtjern) til 64.17 mm pr. år (Kårvatn). Det var ingen signifikant økning ($p = 0.05$) i nedbørsmengde eller avrenning i perioden, med unntak av økningen i avrenningen fra Kårvatn som er statistisk signifikant ($p = 0.05$).

Fordi økningen i både mengden nedbør og avrenning er betydelig, vil et signifikant avtak i konsentrasjon ($\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$) av eksempelvis ikke marint $\text{SO}_4\text{-S}$ medføre at den årlige deponisjonen av ikke-marint $\text{SO}_4\text{-S}$ ($\text{meq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) ikke oppnår tilsvarende signifikans. Motsatt vil selvsagt gjøre seg gjeldende hvis det er en økning i konsentrasjon av en parameter gjennom perioden.

3. H⁺ i nedbør og avrenning

Ved alle 4 feltforskningsområdene er det registrert et lite avtak i H⁺- konsentrasjonen i nedbøren. Ved Birkenes er avtaket på 1.77 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$, en endring som er tilnærmet signifikant ($p = 0.05$). P.g.a. økt nedbørsmengde i samme periode (se over) har derimot årlig deponisjon av H⁺ ($\text{meq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) økt noe ved Storgama, Langtjern og Kårvatn, mens Birkenes har avtak også der. Ingen av disse endringene er statistisk signifikante.

I avrenningen er det påvist en svak økning både i konsentrasjon og årlig deponisjon av H⁺ gjennom perioden, uten at dette er statistisk signifikant.

4. Ikke marint SO_4^{2-} -S i nedbør og avrenning

A) Nedbør

Ved alle stasjoner er det registrert nedgang i ikke-marint sulfat. Ved Langtjern og Storgama er nedgangen på h.h.v. 0.67 og 0.78 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$, uten at dette er statistisk signifikant ($p = 0.05$). Ved Birkenes og Kårvatn er derimot nedgangen i ikke-marint sulfat fra 1980-1990 signifikant ($p = 0.05$). Ved Birkenes er nedgangen på 2.59 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$. I perioden 1980-1990 tilsvarer dette en nedgang i ikke-marint sulfat på ca 30% i forhold til 1980. For Kårvatn er nedgangen i ikke-marint sulfat på 0.86 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$. Dette er en nedgang på ca 50% i forhold til konsentrasjonen i 1980.

Til tross for økt nedbør gjennom perioden, er også den totale deposisjonen av ikke-marint sulfat ($\text{meq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) gått ned ved alle stasjoner, med unntak av Langtjern hvor det var en svak økning. Ingen av endringene i årlig deposisjon av ikke-marint sulfat gjennom perioden er derimot signifikante.

B) Avrenning

Det er påvist signifikante nedganger i konsentrasjonen av ikke-marint sulfat fra 3 av feltene. Ved Birkenes og Langtjern er nedgangen på h.h.v. 3.98 og 2.77 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$ ($p = 0.01$), mens ved Storgama var nedgangen på 1.48 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{år}^{-1}$ ($p = 0.05$). Ved Birkenes tilsvarer dette en nedgang i konsentrasjonen på ca 30% gjennom perioden i forhold til 1980. Dette er identisk med den prosentvise reduksjonen i ikke-marint sulfat som er registrert i nedbøren ved samme stasjon. Ved Langtjern og Storgama er den tilsvarende reduksjonen i ikke-marint sulfat på h.h.v. 35% og 21%. Det er også påvist en nedgang i ikke-marint sulfat ved Kårvatn (20%), men denne nedgangen er ikke statistisk signifikant.

Nedgangen i avrenning av ikke-marint sulfat ($\text{meq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) er derimot ikke signifikant ved noen av stasjonene.

5. NO_3^- -N i nedbør og avrenning

A) Nedbør

Det er ikke påvist signifikante endringer i konsentrasjonen av nitrat i nedbøren i perioden 1980-1990. Det er registrert økninger ved Birkenes, Storgama og Langtjern. Økningen gjennom perioden i forhold til 1980 er på h.h.v 8%, 24% 24%, uten at dette er statistisk holdbart ($p > 0.05$)

P.g.a. den økte nedbørsmengden gjennom perioden, viser derimot den økte deposisjonen av nitrat ved Storgama og Langtjern å være statistisk signifikant ($p = 0.05$).

A) Avrenning

Det er ikke påvist signifikante økninger i konsentrasjonen av nitrat i avrenning fra noen av feltene. Ved Birkenes derimot har den årlig avrenning av nitrat ($\text{meq m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) øket betydelig gjennom perioden, økningen er meget signifikant ($p = 0.01$). Den faktiske økningen er på $1.17 \text{ meq m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Dette tilsvarer en 400% økning gjennom perioden i forhold til veid årsmiddel i 1980.

6) Ikke-marint Ca og Mg i nedbør og avrenning

A) Nedbør

Det er registrert nedgang i konsentrasjonen av ikke-marint Ca og Mg ved alle stasjoner gjennom perioden, men kun nedgangen ved Storgama er funnet å være statistisk signifikant ($p = 0.05$). Det er også registrert nedgang i årlig deposisjon av ikke-marint Ca og Mg ($\text{meq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) uten at dette er statistisk signifikant for noen av feltene.

B) Avrenning

Ved alle stasjoner er det registrert nedgang i konsentrasjonen av ikke-marint Ca og Mg i avrenningen, men kun ved Storgama og Langtjern er avtaket statistisk signifikant ($p = 0.05$). Ved begge stasjoner er avtaket i perioden på mellom 20-30% i forhold til veid årsmiddel i 1980. Endringene i mengden av ikke-marint Ca og Mg i avrenningen ($\text{meq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) er derimot ikke statistisk signifikant ved noen av stasjonene.

GLUTATIONTRANSFERASER I GRAN OG BJØRK. MOLEKYLÆRE EGENSKAPER OG FUNKSJON SOM BIOLOGISK MARKØR VED OZONSTRESS.

**Ole-Petter Løseth, Cathrine Stephansen, Jørgen
Stenersen.**

Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo

Introduksjon:

Ozonider, peroksider og epoksider blir detoksikert av ulike isoenzymer av GST. Noen GST-isoenzymer er indusérbare. Vårt arbeid går ut på å finne ut om et eller flere isoenzymer av GST induseres av ozon-eksponering, og om enzymet kan brukes som markør for ozonstress.

Metoder:

- 1) Fremstilling av helt ekstrakt med aktive enzymer (Schröder et al., 1990)
- 2) Separasjon
 - a) Anionbytter
 - b) Affinitetskromatografi
- 3) Aktivitetsmålinger: Spektrofotometriske.

Foreløpige resultater:

Stabilitetsundersøkelser: Isoenzymer av gran-GST er mer holdbare enn GST fra invertebrater og vertebrater. Det er kun et lite tap av aktivitet ved oppbevaring i kjøleskap i flere uker i fosfatbuffer. Ved bruk av Tris-HCl-buffer er holdbarheten lavere, men høyere enn holdbarheten av enzymer fra invertebrater og vertebrater.

Isoenzymer:

Ueksponert materiale:

Aktiviteten i de ulike fraksjonene fra affinitetskromatografi av granekstrakt overfor CDNB som substrat sees i fig.1. Den relative aktiviteten av de samme fraksjoner overfor DCNB sees i fig.2. (nkatal

(DCNB)/ nkatal (CDNB), og viser at vi her har to isoenzymer med ulik aktivitet overfor DCNB.

I fig.3 sees resultater fra anionbyttning av granekstrakt. Aktiviteten er målt med CDNB som substrat. Dette viser at det er minst to isoenzymer tilstede i uekspontert gran. Disses aktivitet overfor DCNB skal undersøkes.

Eksponert materiale:

Gran og bjørk er behandlet ved Statens Forsøksgård på Særheim av Leiv Mortensen. Plantene er eksponert for subletale doser av ozon i ulike tidsrom under vekstsesongen. Undersøkelsene av dette materialet er ikke gjort ennå.

Videre arbeid:

Grunnleggende kartlegging:

Hvor mange isoenzymer har vi i h.h.v. bjørk og gran?

Hvordan reagerer isoenzymene med hemmere og substrater?

Molekylvektbestemmelser

Homodimer eller monodimer?

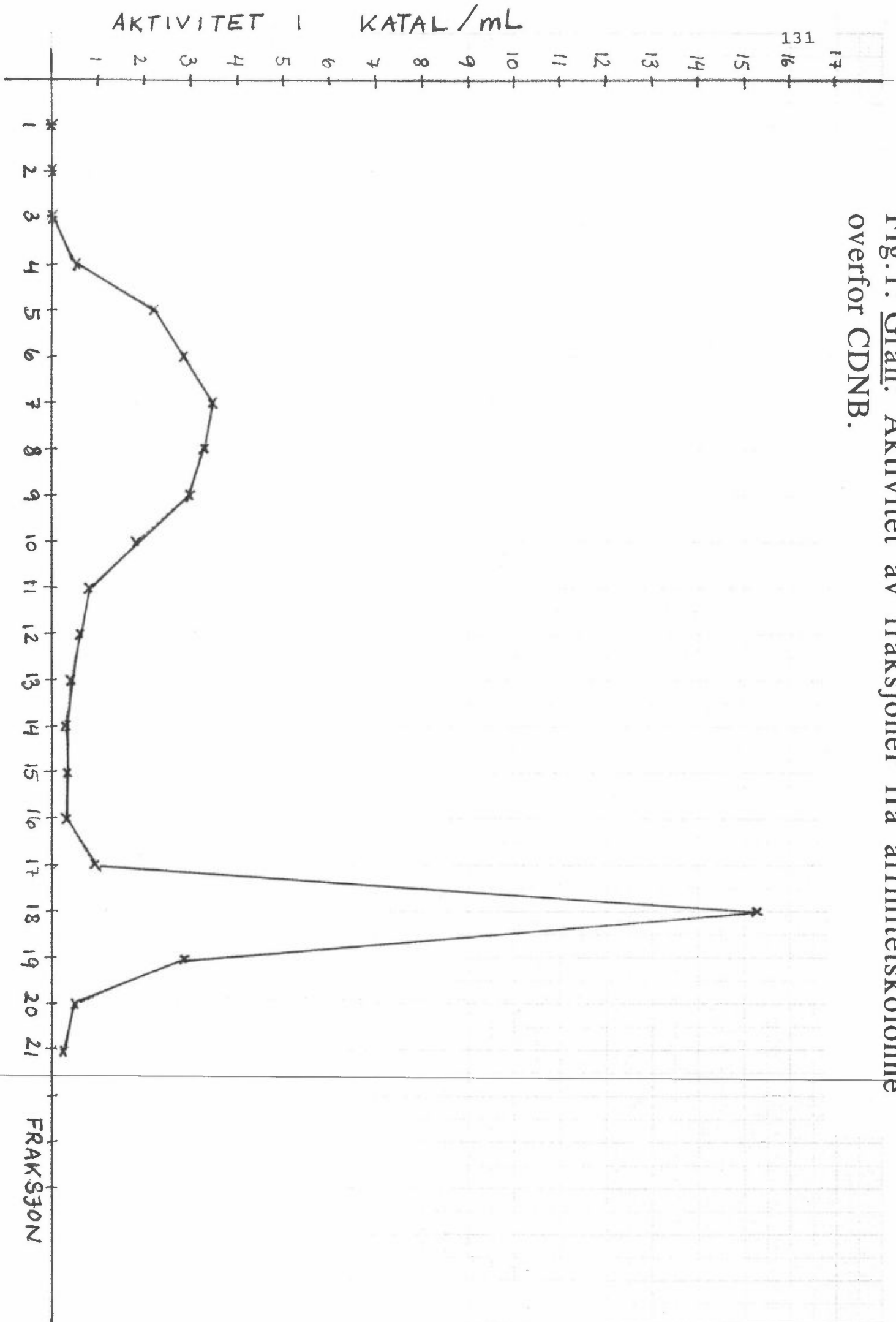
Sesongvariasjoner?

Ozonrelatert:

Detoksikerer enzymene ulike reaksjons-produkter mellom ozon og stoffer i barnålene/bjørkebladene (ozonider, aldehyder, peroksider, epoksider)?

Induseres isoenzymene av ozon?

Fig. 1: Gran: Aktivitet av fraksjoner fra affinitetskolonne overfor CDNB.



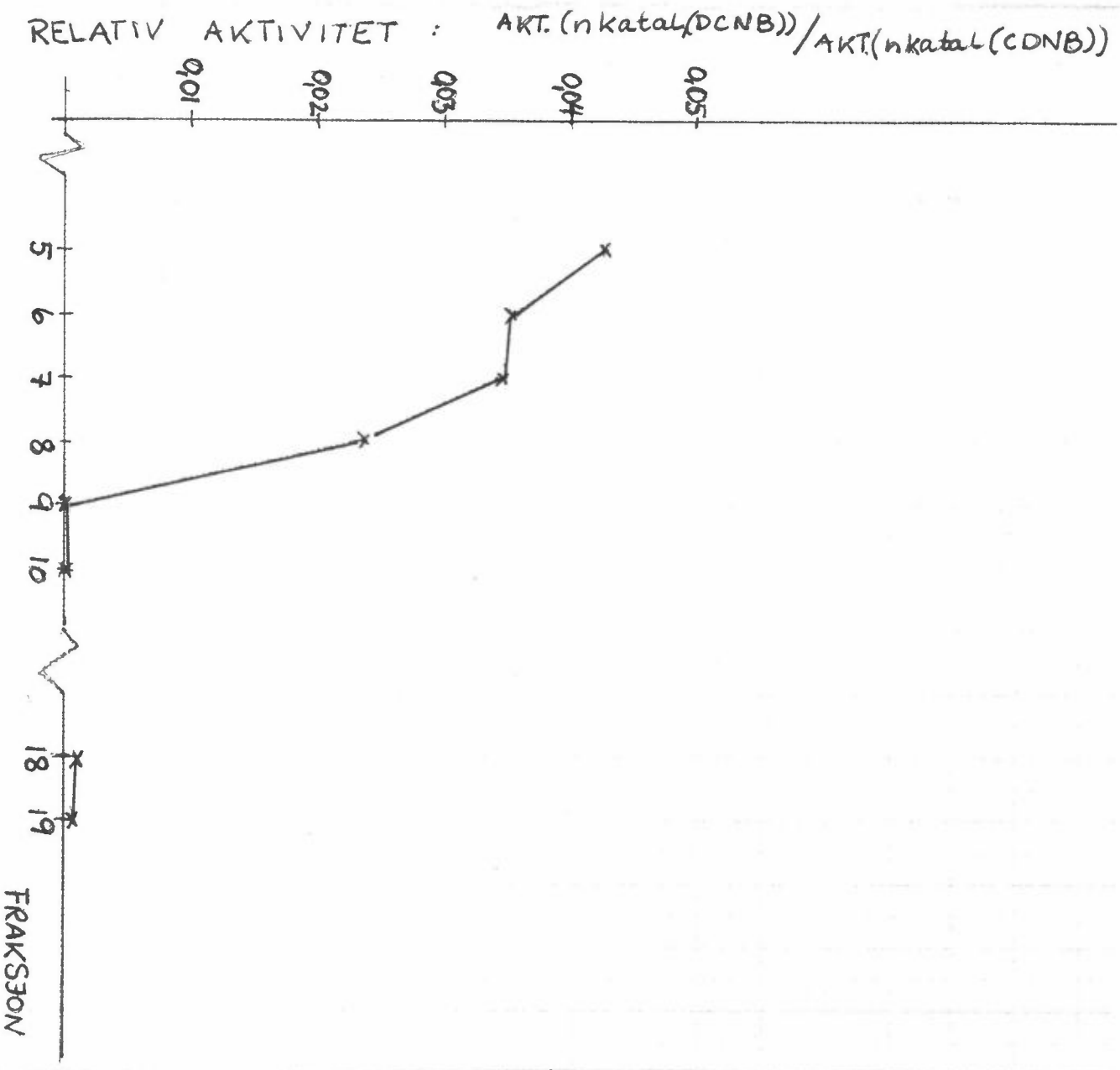
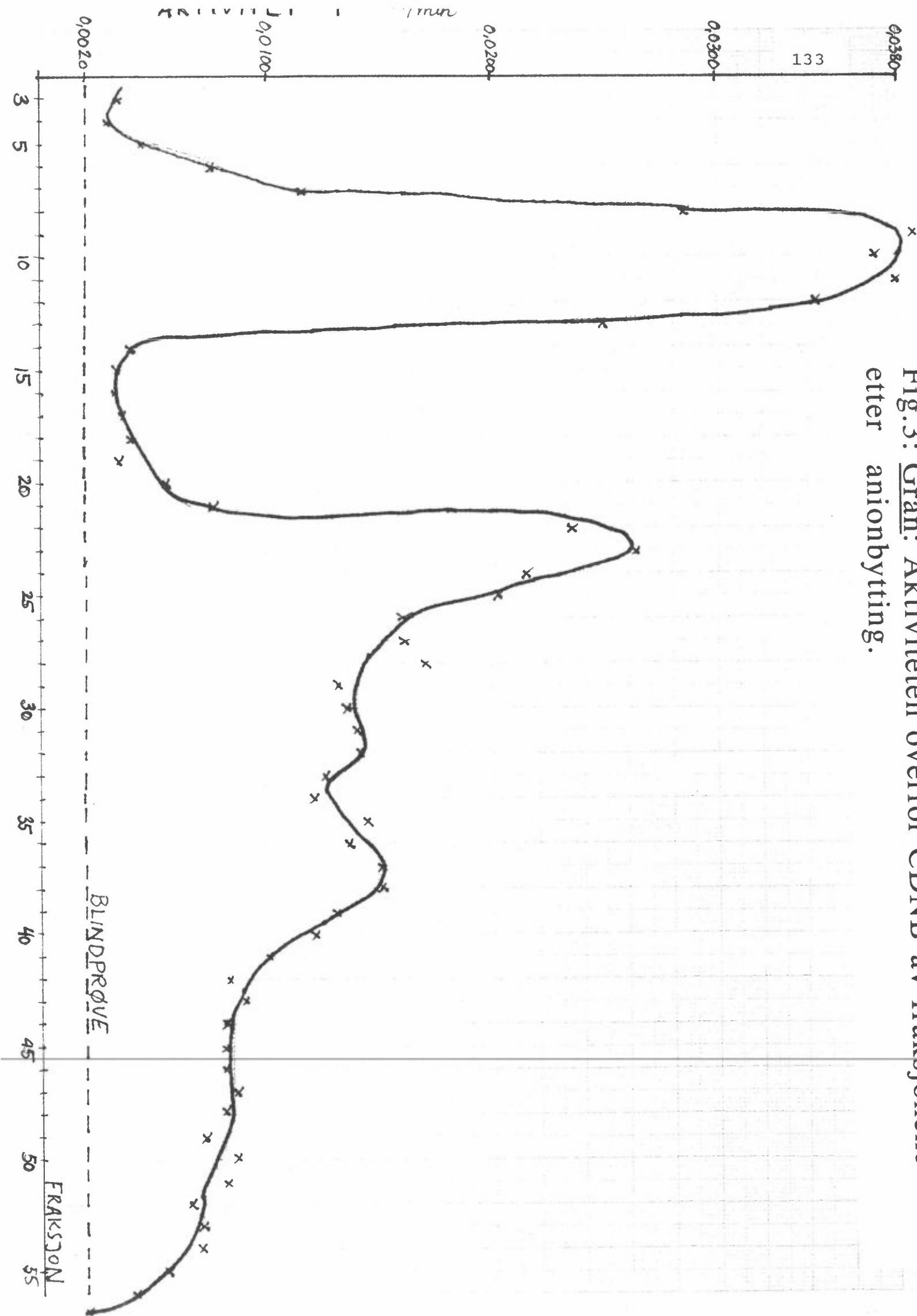
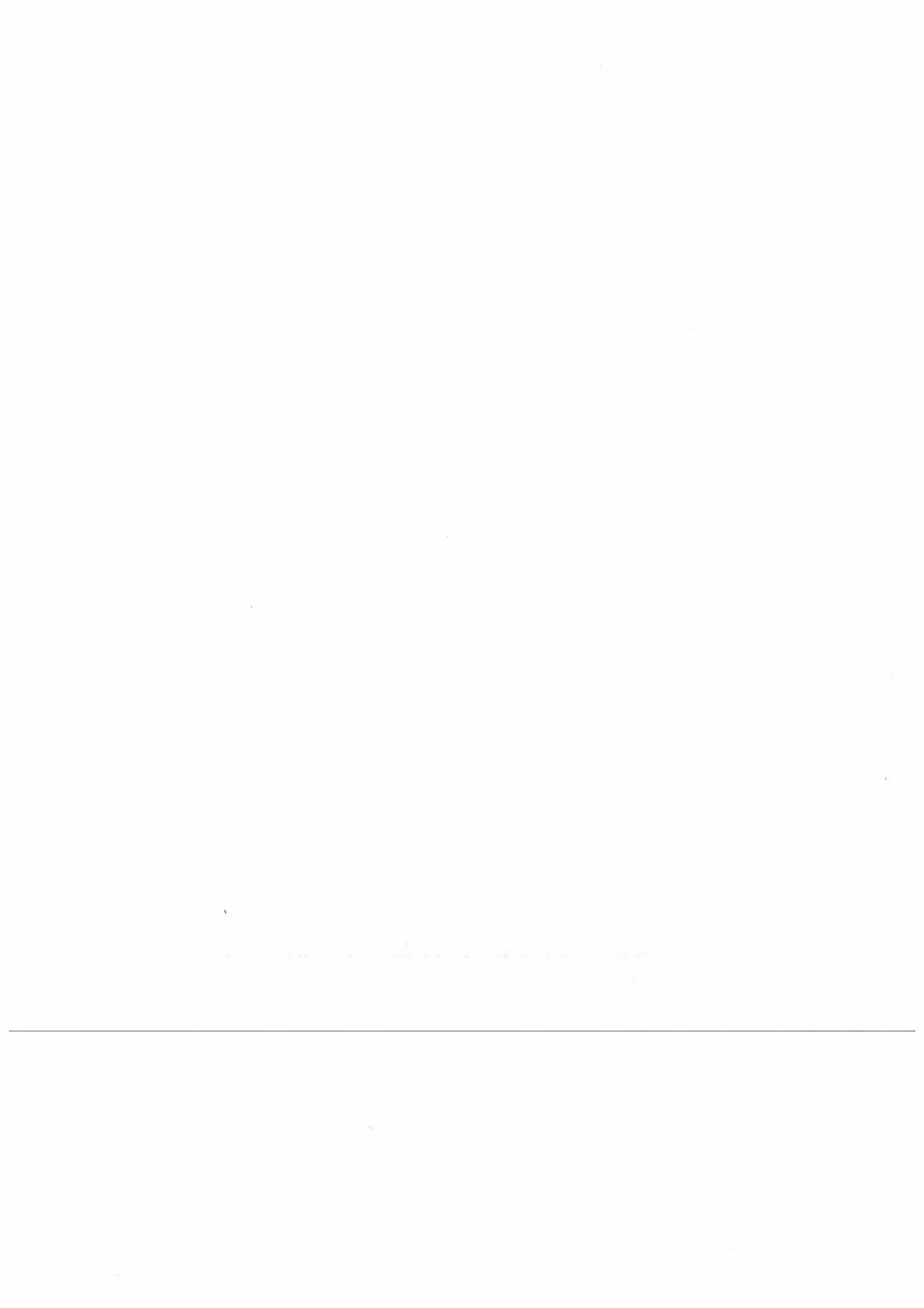


Fig.2: Gran: Relativ aktivitet av fraksjonene (Fig.1) overfor DCNB: (nkatal(DCNB) / nkatal(CDNB)).

Fig. 3: Gran: Aktiviteten overfor CDNB av fraksjonene etter anionbytting.





Tungmetaller i innsjøsedimenter: forurensningsgrad regionalt og historisk

Sigurd Rognerud og Eirik Fjeld*

NIVAs Østlandsavdeling, 2312 Ottestad

*UiO, Biol. inst., Avd. zool., P.b. 1050 Blindern, 0316 Oslo

FORURENSNINGSGRAD I OVERFLATESEDIMENTER

Vi har undersøkt konsentrasjonen av tungmetaller i overflatesedimenter (0–1 cm) og beregnet kontamineringsfaktor $K_f = C/C_0$. C er konsentrasjonen i sjiktet 0–1 cm, C_0 er konsentrasjonen i sjiktet 20–25 cm og betraktes som referanseverdier. Definisjonen på ulike forurensningsklasser er delvis basert på SFTs kriterier for vannkvalitet og Naturvårdsverkets inndelingskriterier.

Mønsteret i forurensningsgrad for Pb, Hg og Cd minner om deponeringskart for svovel, men det gjør ikke Ni. For de tre første elementene indikerer dette at hovedkildene for forurensninger ligger i utlandet, mens innenlandske dominerer for Ni.

Pb viser den høyeste forurensningsgrad, og markert forurensede sedimenter finner vi over hele landet. Forurensningen av Hg er størst på Østlandet og i de kystnære strøk på Sør- og Vestlandet, for Cd er forurensningen størst på Sør- og Østlandet.

En generelt lav forurensningsgrad av Cd på Vestlandet kan tyde at luftmasser fra Øst-Europa er mer forurenset av Cd enn de fra Storbritannia og Vest-Europa.

KONSENTRASJONER I OVERFLATESEDIMENT

Forurensningsgrad og konsentrasjonsøkninger er ikke identiske begreper. En økning i en K_f -enhet betyr forskjellig konsentrasjonsøkning i ulike deler av landet fordi referanseverdiene (ref) er forskjellige.

Pb_{ref} og Cd_{ref} er høyest i Sør-Norge og lavest i Nord-Norge. Dette gjør at sør—nord gradienten for konsentrasjonsøkningen blir svært utpreget. Ni_{ref} viser et omvendt mønster med høye verdier i Nord-Norge.

Hg_{ref} varierte lite og var oftest nær $50 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ tørrvekt. Kartet over forurensningsgraden vil derfor generelt gjenspeile konsentrasjonsøkninger der én K_f -enhet tilsvarer en økning i konsentrasjonen på $50 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ tørrvekt.

Kartet over kvikksølvkonsentrasjoner i overflatesedimenter i Norden indikerer at forurensningskildene for Hg i hovedsak befinner seg på det Europeiske kontinent og Storbritannia. For Sverige og Finland har imidlertid tidligere innenlandske kilder også hatt betydning for dagens forurensningsmønster.

HISTORISK UTVIKLING OG GEOKJEMIENS BETYDNING

Vi har målt konsentrasjoner i hvert 1 cm tykke sjikt for de tre øverste cm av sedimentet. Disse sjiktene antas i hovedsak å representere utviklingen de siste 30–40 år. Tidsutviklingen er vist som endringer i K_f -verdier.

Konsentrasjonen fortsetter å øke på Sørlandet for alle elementene, men minst for Pb. På Østlandet har Hg og Pb vist en jevn økning fram til i dag, men dette gjelder ikke for Ni og Cd. På Vestlandet øker konsentrasjonen av Pb, men ikke for de andre elementene. I Midt-Norge var det en tendens til økning av K_f -verdien for Hg og Pb i det øverste sjiktet. I Finnmark var det Pb og Ni som økte.

Ut fra målinger i moser har man vist at det har skjedd en reduksjon i de atmosfæriske deponeringene av de fleste tungmetaller i løpet av de siste ti år (E. Steinnes, Universitetet i Trondheim, pers. medd.). Denne utviklingen kan ikke spores i sedimentene, trolig på grunn av mengdene som finnes akkumulert i nedbørfeltene og tilføres innsjøene herfra.

Konsentrasjonene i våre referansesedimenter overenstemmer med NGUs målinger i flomsedimenter. Disse uorganiske flomsedimentene gjenspeiler geokjemien i nedbørfeltene. Denne samvariasjonen viser at geokjemien i nedbørfeltene er en styrende faktor for metallkonsentrasjoner i referansesedimenter.

KVALITETSKONTROLL VED ANALYSER AV NEDBØRPRØVER VED NILU

Oddvar Røyset og Jan Erik Hanssen

Norsk Institutt for Luftforskning
2001 Lillestrøm

I nedbørprøver som inngår i NILU's overvåkningsprogrammer for nedbørkvalitet måles hovedsammensetningen av anioner og kationer (pH, Na, K, Mg, Ca, NH₄-N, Cl, NO₃-N, SO₄-S samt ledningsevne). Ved analyser av hovedkomponenter i nedbørprøver benyttes følgende kvalitetskontrollprogram:

- kontroll av ionebalanse
- kontroll av målt ledningsevne mot beregnet ledningsevne
- kontroll av sjøsaltfaktorer
- daglige kontrollprøver for analyse av alle hovedkomponenter

Ionebalansen beregnes ved å summere mengden positive og negative ioner i µeq/l. Bidraget fra bikarbonationet beregnes ved å anta likevekt med CO₂ i luft og vannfase slik at HCO₃ kan berenes fra pH. Ledningsevnen beregnes ut fra den spesifikke ledningsevne for hvert enkelt ion (faktorene som benyttes for denne beregningen er gitt i tabell 2). Ionebalanse og beregnet ledningsevne kontrolleres mot kriterier utviklet av Lockard (1989) slik som gitt i tabell 1. Sjøsaltfaktorer for enkelte ioner overvåkes og benyttes som en indikator for feil dersom ionebalanse eller estimert ledningsevne ikke skulle være akseptabel.

Kontrollene ovenfor utføres på avdeling for uorganisk analyses laboratorie-databasesystem. De prøvene som ikke imøtekommer kriteriene i tabell 1 reanalyseres. De nye analyseresultatene vurderes mot de gamle og målinger som anses feilaktige rettes.

Figur 1 viser frekvensfordeling av avvik mellom beregnet og målt ledningsevne og avviket mellom positive og negative ioner i ca 1500 nedbørprøver. Middelerdien for beregnet ledningsevne er ca 9% lavere enn hva som oppnås ved måling. Dette skyldes trolig ioner som ikke måles i overvåkningsprogrammet slik som enkle organiske syrer, spormetaller mm.

Kontrollprøver med kjent konsentrasjon analyseres 5 - 10 ganger daglig for å kontrollere at instrumentene som benyttes til analyse av nedbørprøver er tilstrekkelig kalibrert. Det er etablert kriterier for hvilke avvik som er akseptable for hver enkelt kontrollprøve. Figur 2 viser noen resultater for analyser av kontrollprøver for anioner.

Tabell 1.

Kriterier for akseptering av ionebalanse og beregnet ledningsevne.

Ionebalansekriterier		Ledningsevnekriterier	
Total ionesum µeq/L	Akseptabelt avvik	Målt ledningsevne µS/cm	Akseptabelt avvik
< 50	+ - 60 %	< 10	+ - 65 %
50 - 100	+ - 30 %	10 - 30	+ - 45 %
> 100	+ - 15 %	30 - 50	+ - 20 %
		> 50	+ - 15 %

Tabell 1.

Koeffisienter for beregning av ionebalansen og ledningsevne i nedbør.

Komponent	Omregning til $\mu\text{eq/l}$ for hvert ion, a)	Beregning av ledningsevne, b)
H+	$10(6-\text{pH})$	$[\text{H}^+] * 0.35$, b)
NH ₄ -N	$[\text{NH}_4\text{-N}] / 0.014$	$[\text{NH}_4\text{-N}] * 0.0725$
Na	$[\text{Na}] / 0.023$	$[\text{Na}] * 0.0489$
K	$[\text{K}] / 0.039$	$[\text{K}] * 0.072$
Ca	$[\text{Ca}] / 0.020$	$[\text{Ca}] * 0.052$
Mg	$[\text{Mg}] / 0.012$	$[\text{Mg}] * 0.0467$
SO ₄ -S	$[\text{SO}_4\text{-S}] / 0.016$	$[\text{SO}_4\text{-S}] * 0.079$
NO ₃ -N	$[\text{NO}_3\text{-N}] / 0.014$	$[\text{NO}_3\text{-N}] * 0.071$
Cl	$[\text{Cl}] / 0.0355$	$[\text{Cl}] * 0.0759$
HCO ₃ -C	$5.1/10(6-\text{pH})$	$[\text{HCO}_3\text{-C}] * 0.043$

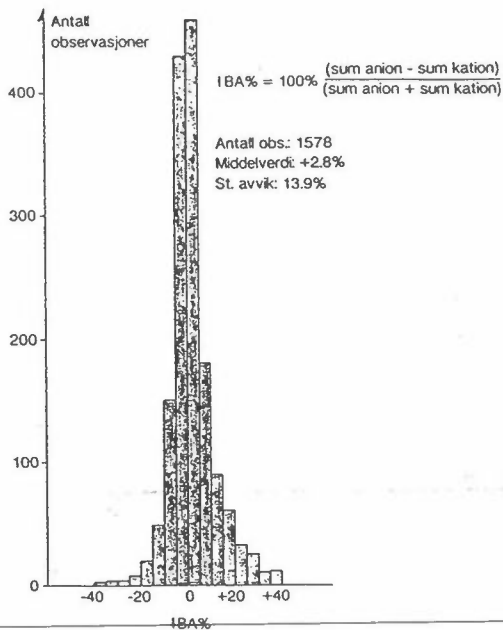
a) Konsentrasjoner av hvert enkelt ion gis i mg/l

b) Konsentrasjonen av hvert ion gis i $\mu\text{eq/l}$. Koeffisientene gjelder ved 25°C.

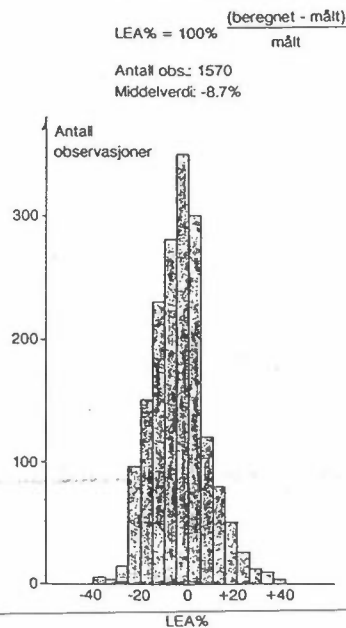
Figur 1.

Frekvensfordelinger for ionebalanse og beregnet ledningsevne for ca 1500 nedbørprøver fra 1989.

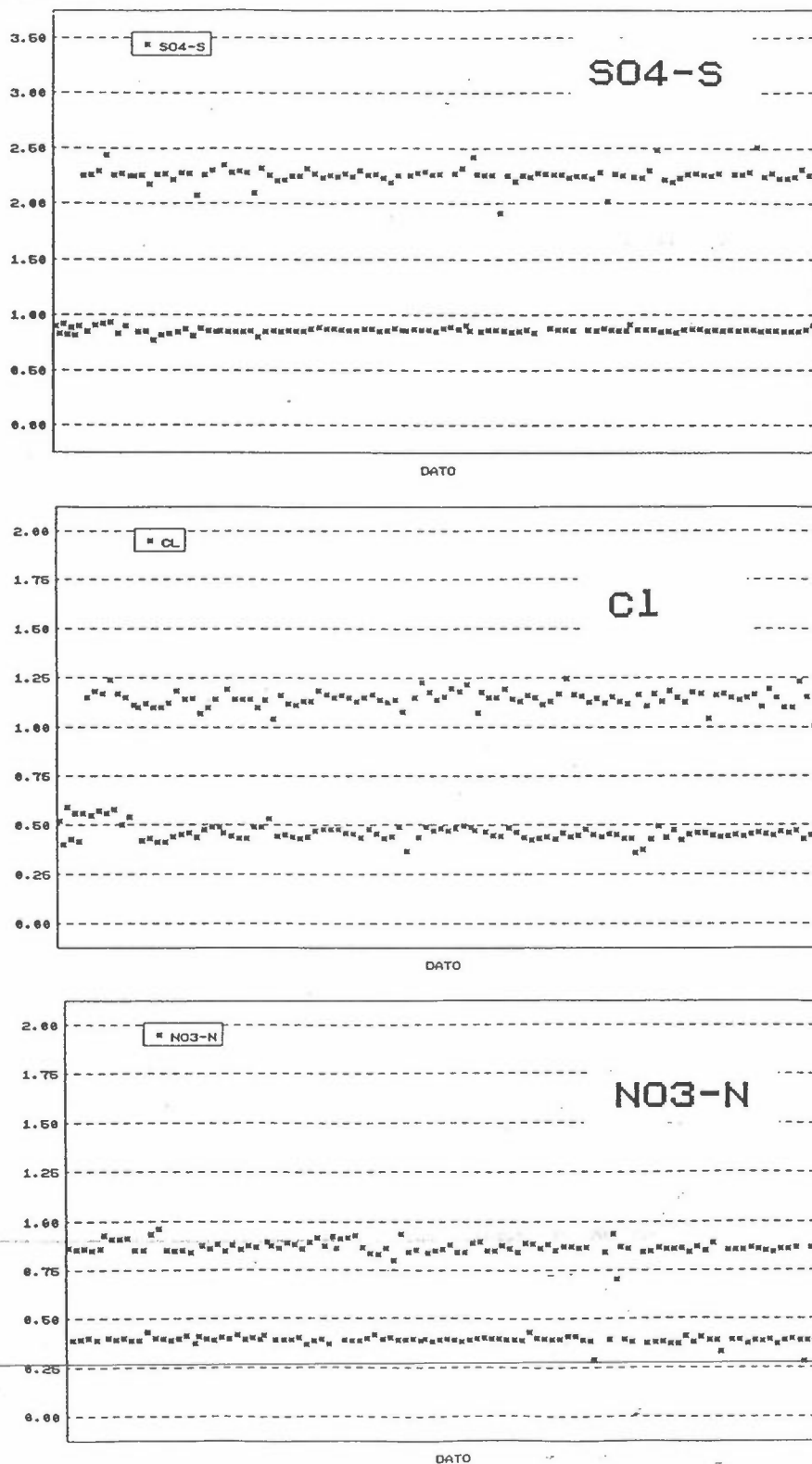
Frekvensfordeling for avvik mellom positive og negative ioner



Frekvensfordeling for avvik mellom beregnet og målt ledningsevne



Figur 2
Resultater for analyser av daglige kontrollprøver for anioner målt med ionekromatografi for en periode på 3 måneder i 1990.



REFERANSER

J.M. Lockard, Quality assurance report, NADP/NTN deposition monitoring, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois, 1987.

FLUXES OF N₂O AND CH₄ IN FOREST SOIL, - EFFECTS OF N-DEPOSITION AND ACIDIFICATION, DESCRIPTION OF A LYSIMETER EXPERIMENT.

Bishal K. Sitaula, Lars Bakken & Gunnar Abrahamsen
Agricultural University of Norway, 1432 Aas- NLE, Norway.

INTRODUCTION AND OBJECTIVE

The objective is to investigate the effect of fertilization (Nitrogen deposition) and acidification on the fluxes of N₂O and CH₄ in forest soil. The measurements include soil atmosphere sampling (equilibrium chambers), and flux measurements at the soil surface (soil cover method).

The investigations are carried out in a large lysimeter experiment which was established in 1990, mainly for the purpose of studying effects of acidification and N-deposition on cation leaching.

The soil for the lysimeters were taken from a long term forest acidification experiment, in which the forest had been irrigated with water at four different acidities, i.e. pH = 6.0, 4.0, 3.0 and 2.5. This simulated acid rain treatment started in 1975, and was terminated in 1983. The acid rain resulted in a considerable difference in soil pH and base saturation, as measured when sampled in 1987.

The different layers of the soil was sampled separately, and the soil profiles were reestablished in the lysimeters in 1990.

In the lysimeter experiment rainwater is collected and applied to the lysimeter in 4 acidity levels; pH 5.5, 4, 3.5 and 3. The most acidic "rain" was supplied to the most acidic soil and least acidic treatment to the least acidic soil collected from long term forest acidification experiment.

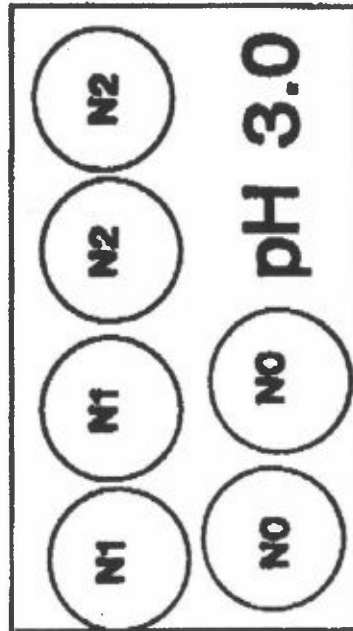
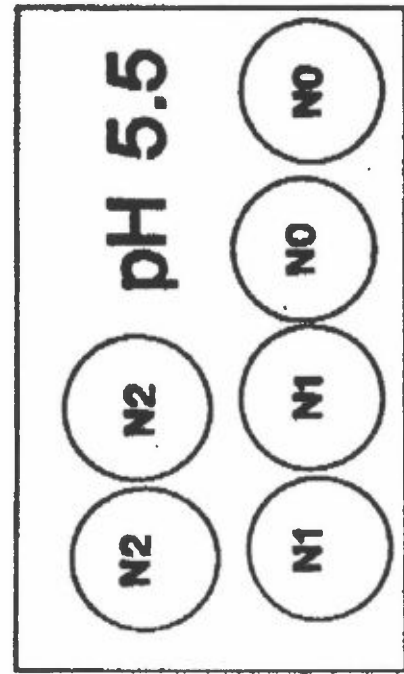
EXPERIMENTAL DESIGN

The experiment used for the climate gas flux measurement is full 3² factorial design (Fig 1) with two factors at three levels with 2 replicates (See Fig. 1).

GAS MEASUREMENTS

Gas fluxes at the soil surface will be measured at intervals, with the soil cover method, as indicated in Fig.1. In addition, soil atmosphere will be analyzed at intervals, by the equilibration chamber technique (Magnusson, Plant & Soil 120, 39-47, 1989)

The experiment is planned to last for at least three years (1991-1993). Further investigations may include measurements of nitrification, and enumeration of nitrifying bacteria.



N0 = No Nitrogen
N1 = 30 Kg N/ha/Year
N2 = 90 Kg N/ha/Year

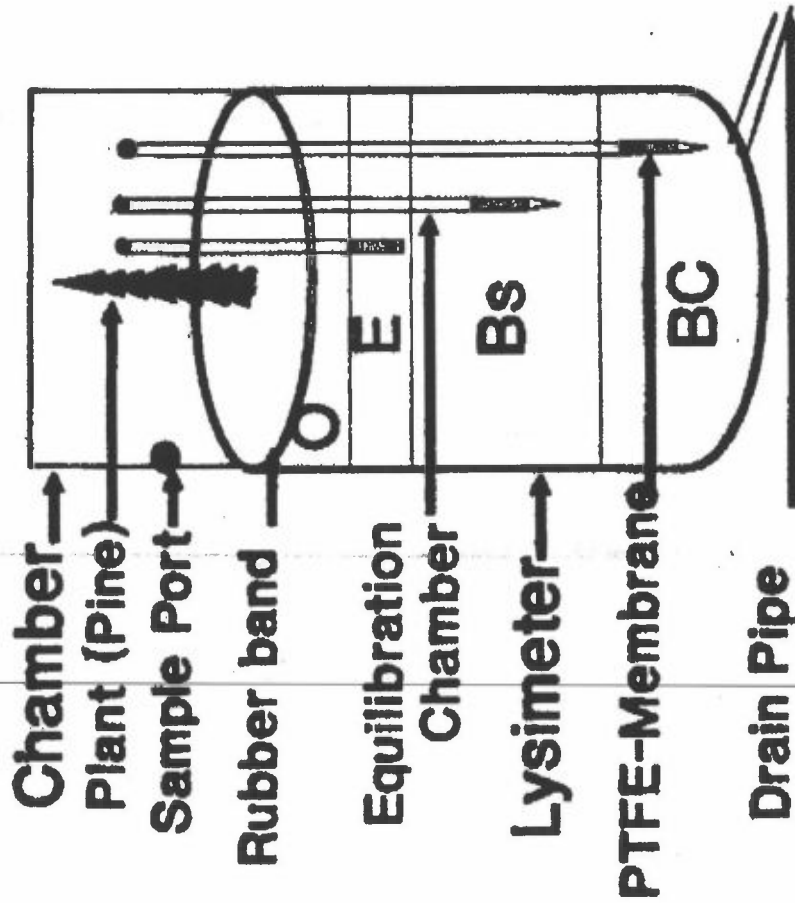
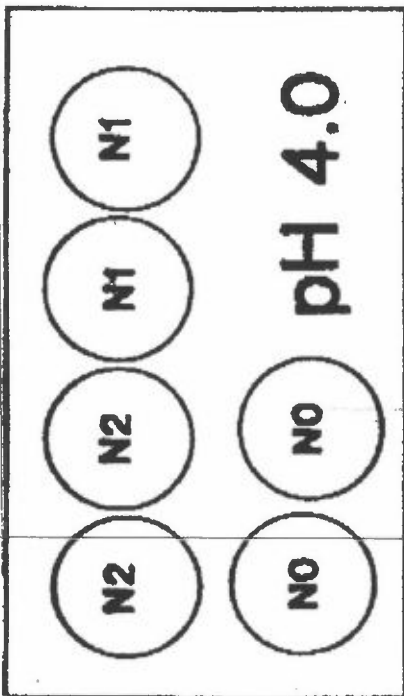


Fig 1. Overview of treatments (pH of precipitation, N-levels), and methods for soil atmosphere sampling and flux measurements.

ANALYSIS OF THE CLIMATE GASES CO₂, N₂O AND CH₄ BY WIDE BORE CAPILLARY GAS CHROMATOGRAPHY WITH SINGLE INJECTION OF GAS SAMPLE

Bishal K. Sitaula, Luo Jiafa and Lars Bakken*

Abstract

A gas chromatographic method is described, which gives sensitive and rapid (3.3 min) measurement of the three greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O. A wide bore capillary column operated at optimal conditions gave a sufficient separation to allow a switch of the column flow between two detector systems (TCD and FID in series, and ECD) during the chromatogram, thus all three gasses could be analyzed with a single sample injection. Application of a peristaltic pump allowed gas samples to be transferred directly from gas sampling vials, through a drying agent (MgClO₃) and into the injection loop (0.2 ml). Back flushing of the injection system (pump and drying agent) with He between each injection ensured minimal carry over between samples (< 0.6 %). Experiences with storage of gas samples in vials with butyl rubber septa is described.

Introduction

CO₂ is the most abundant greenhouse gas (Bouwman, 1990). CH₄ is major greenhouse gas next to CO₂ and strongly influences the photochemistry of the atmosphere (Aselmann and Crutzen, 1990). N₂O is a greenhouse gas (Lacis et al. 1981) and also linked with catalytic destruction of stratospheric ozone (Crutzen and Ehalt 1977; Weiss 1981).

The current interest as to the fluxes of these climate gases, demands a need for development of rapid and precise methods to measure all three gases (CO₂, N₂O and CH₄) at or below ambient levels. The large spatial and temporal variability in gas fluxes in soil requires large number of sample to be taken, which makes it necessary to store samples for some days before they can be analyzed.

GC System Descriptions

The core of the system (Figure 1) consisted of a Fractovap 4200 (Carlo Erba, Italy) gas chromatograph equipped with three detectors, TCD (Thermal Conductivity Detector), FID (Flame Ionizing Detector) and ECD (Electron Capture Detector, type ECD40). The column was a 25 m x 0.53 mm Poraplot Q (Chrompac, Middelburg, The Netherlands), connected directly to a 6-port injection valve (type C6W, VALCO Instr. Co. Inc., Houston, USA) with a 0.2 ml sampling loop.

The column outlet flow alternated between two lines, one leading to the TCD and further to the FID, the other line leading to the ECD. The alternation of the column outlet flow was controlled by a 6-port valve (VALCO type C6WT) operated by an electric actuator (Type WE-II/VICI (2.6), VALCO, Houston, USA) with short (< 0.15 sec) switch time.

The sampling (SV) and column flow (CV) valve was controlled by integrator (SP 4400 from Spectra-Physics Company, San Jose, California, USA). Since the integrator had only two independent channels, the signals from the TCD and ECD were connected to the same channel (A) via a switch box (C) (Instrument Teknikk Scandensavia, Norway)). The switch box was controlled by the integrator, ensuring that only signals from TCD came through during the first

Bishal K. Sitaula, Dep. of Soil Sciences, Agricultural University of Norway, 1432 Aas- NLH, Norway. Luo Jiafa, Dep. of Soil Sciences, Massey University, Palmerston North, New Zealand and Lars Bakken, Dep. of Biotechnological Sciences, Agricultural University of Norway, 1432 Aas- NLH, Norway.

* Corresponding author

part of the chromatogram ($N_2 + O_2$, and CO_2 peaks), and that ECD-signals came through during the period in which this detector received the column flow (N_2O -peak).

Results and Discussion

Chromatograms of ambient air and a standard gas mixture is shown in Figure 2. The chromatogram of the air sample demonstrates that the system is capable of measuring all three gases at concentrations well below ambient levels. The chromatogram of the standard with high concentrations demonstrate that the separation of CO_2 and N_2O is good even at very high concentrations.

The retention times (as shown in the chromatograms) were 2.7, 3.1 and 2.1 min for CO_2 , N_2O and CH_4 , respectively. The total chromatography time was 3.3 min. The necessary back flushing time for the injection system was found to be around 3 minutes, by which the carry over effect was less than 0.1% for CO_2 , 0.2% for CH_4 and 0.6% for N_2O . Thus, by back flushing during the first minutes of each chromatogram, a new sample could be injected immediately after the end of a chromatogram.

The necessary time for pumping in order to fill the loop was 20 to 30 seconds. Test showed that 20 seconds time of pumping ensured a signal around 99% of that obtained by manual injection. As a standard routine, 40 seconds pumping time was used, and injection was done 10 seconds after stopping the pump, in order to ensure a constant (ambient) pressure in the gas sample being injected.

The test of the variation by analysis of 15 parallel standard gas samples and ambient air samples showed a fairly low variability. The coefficient of variation (CV) for determinations of ambient air concentrations was 1.0, 4.1 and 1.1 % for CO_2 , N_2O and CH_4 respectively. For the samples of the standard gas mixture, the values were 1.4, 0.8 and 2.2 % for CO_2 , N_2O and CH_4 respectively. The result for N_2O is comparable to that reported by Parkin (1985).

The results of the storage experiment is shown in Table 1, where the concentrations after 30 and 60 days storage are expressed as % of the original concentrations. The losses of CH_4 and N_2O was less than 5% even after 60 days of storage. CO_2 seems to be more rapidly lost, with 6.2 and 11.9% losses after 30 and 60 days respectively. It is worth noticing that the variability was not substantially increased by the storage.

The losses during storage are most likely due to absorption of gases (N_2O) by rubber stopper (Parkin, 1985). The acceptable time of storage depends of the objective of the study. In experiments with flux measurements, a < 5% reduction in measured levels would normally be acceptable, considering the inherent uncertainty in the estimates due to other factors (variability in time and space). Thus, for measurement of CH_4 and N_2O fluxes, storage periods of up to 60 days could be acceptable. The data for CO_2 are less promising, but the losses could possibly be corrected for by preparing vials with known standards at the same time as the flux measurements (thus calibrating the system with standards in which a similar loss has occurred).

Obviously, the best result is obtained by a minimization of storage. Thus, there is a need for a rapid analysis systems, which is what we wanted to achieve with the present GC system.

References

- Aselmann, I. and P.J. Crutzen. 1990. A global inventory of wetland distribution and seasonality, net primary productivity, and estimated methane emission. p. 441-449. *In* A. F. Bouwman (ed.) Soils and Greenhouse Effect. Proceeding of international conference Soil and Greenhouse effect (1989) Wageningen, Netherlands.
- Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystem and atmosphere. p. 61-126. *In* A. F. Bouwman (ed.) Soils and Greenhouse Effect. Proceeding of international conference Soil and Greenhouse effect (1989) Wageningen, Netherlands.
- Crutzen, P.J., and D.W. Ehalt. 1977. Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio* 6:122-117.
- Lacis, A., G. Hanson, P. Lac, T. Mitchell, and S. Lebedoff. 1981. Greenhouse effect of trace gases, *J. Geophys. Res.* 8:1035-1038.
- Magnusson, T. 1989. A method for equilibrium chamber sampling and gas chromatographic analysis of the soil atmosphere. *Plant and Soil* 120:39-47.
- Mosier, A. R., and L. Mack. 1980. Gas chromatographic system for precise, rapid analysis of nitrous oxide. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:1121-1123
- Mosier A. R., D. Schimel, D. Valentine, K. Bronson, and W. Parton. 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* 350:330-332.
- Parkin, T.B. 1985. Automated analysis of nitrous oxide. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:273-276.
- Stuedler, P.A., R.D. Bowden, J.M. Melillo, and J.D. Aber. 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341:314-316.
- Weiss, R. F. 1981. The temporal and spatial distribution of tropospheric nitrous oxide. *J. Geophys. Res.* 86:7185-7195.
- Whalen S.C., and W.S. Reeburgh. 1990. Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature* 346:160-162.

Fig. 1 Outline of the chromatographic system. The INTEGRATOR controls the position of the sampling valve (SV), the column flow valve (CV) and the switch box (C) (deciding whether TCD or ECD are received by channel A). All the gas lines are fused silica tubes (ID 0.53 mm).

Fig. 2. Chromatogram of ambient air sample (330 ppm CO₂, 0.3ppm N₂O and 1.7 ppm CH₄) and a standard gas sample with high concentrations (8400 ppm CO₂ and 160 ppm N₂O).

Table 1. Recovery of CO₂, N₂O and CH₄ stored in vials.

Days of storage	Percent Recovery [†]		
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
30	93.8 (2.2) ^{††}	96.9 (1.1)	99.8 (1.9)
60	88.1 (0.9)	96.8 (0.5)	96.9 (2.7)

[†] Recovery calculated as percent of original concentrations.

^{††} Number in parentheses are Coefficient of variation (%), 10 determination were made for each set.

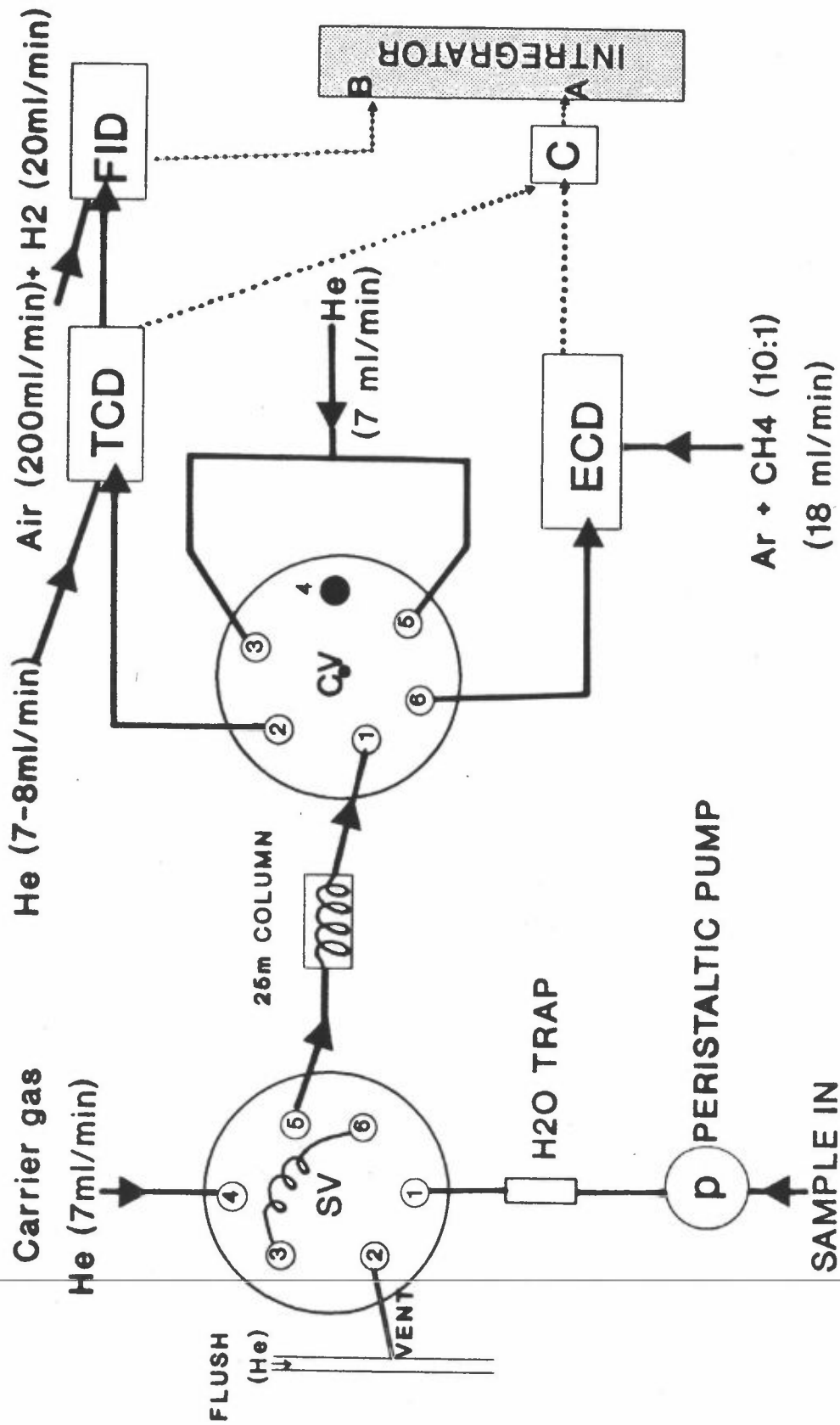


Fig-1

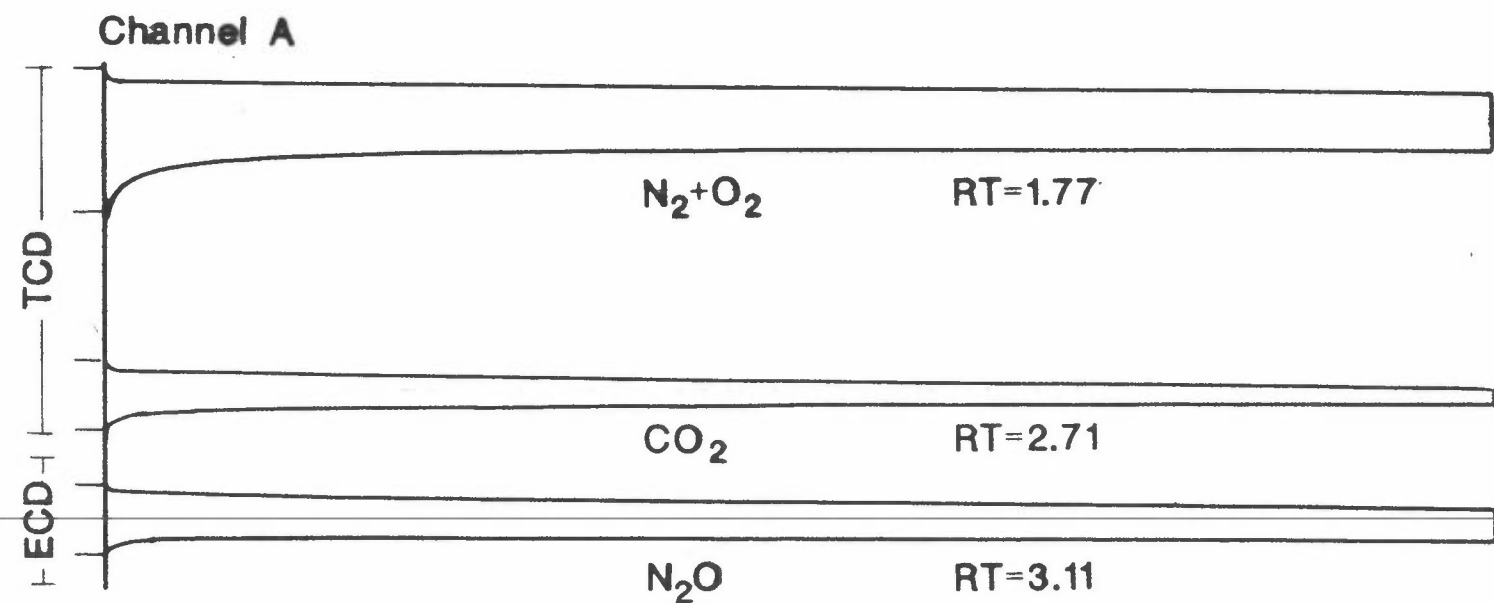
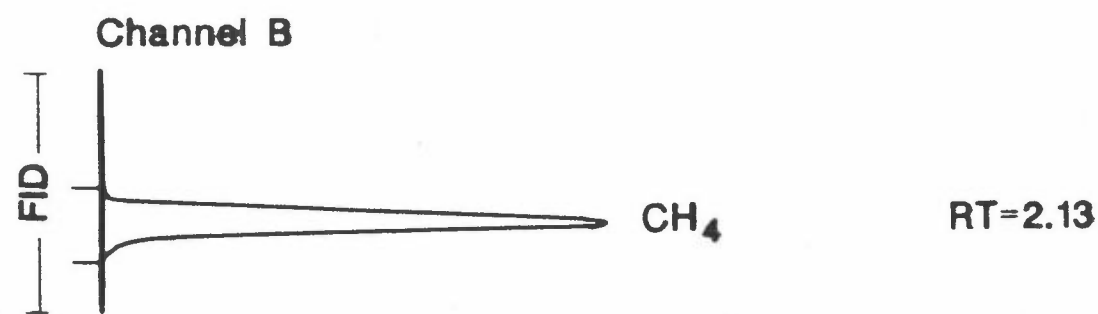
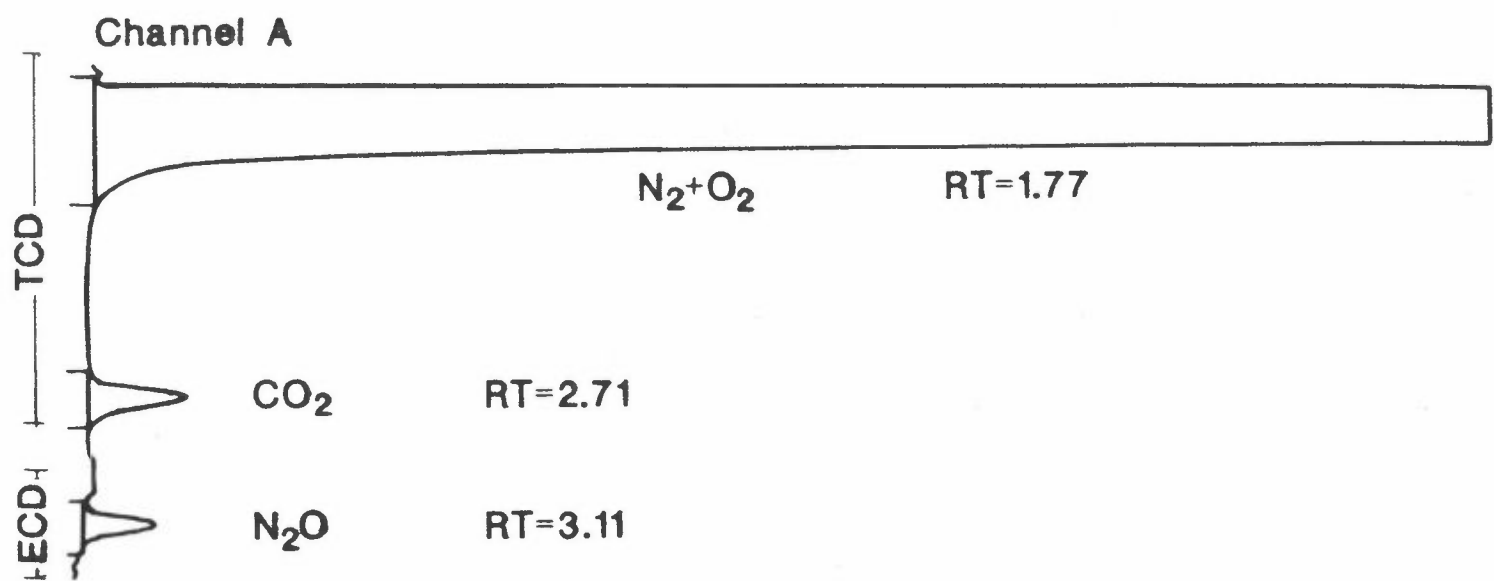
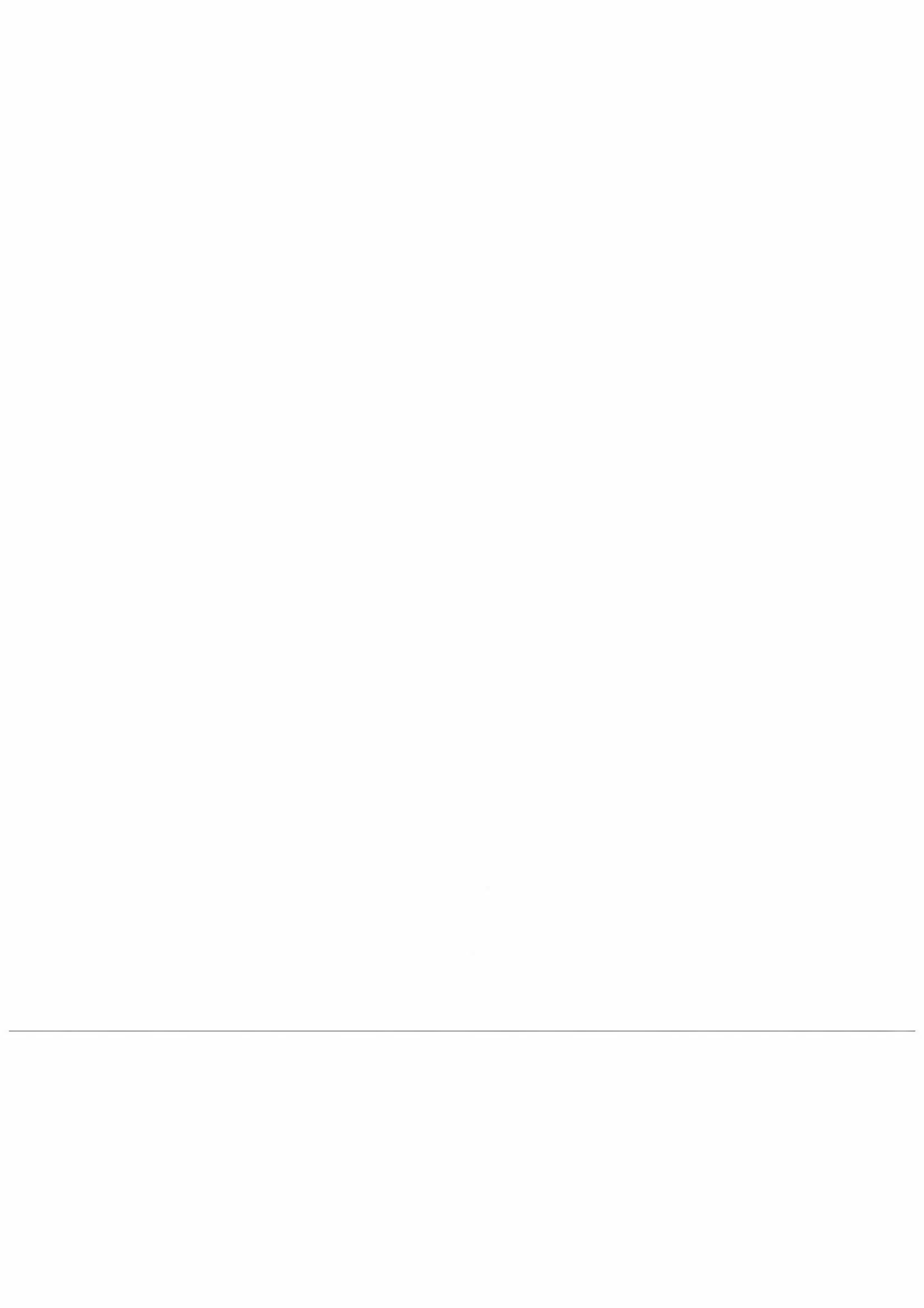


Fig. 2



NORSK MILJØOVERVÅKING SOM GRUNNLAG FOR INTERNASJONALE SAMARBEIDSPROSJEKT

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør innen Statlig program for forurensningsovervåking har dannet grunnlag for to av NIVAs internasjonale prosjekter. Målinger som nå går innen det norske overvåkingsprogrammet gir et helt nødvendig bidrag til disse internasjonale prosjektene, og var det grunnlaget som gjorde det mulig for NIVA å planlegge og initiere dette arbeidet.

Denne posterpresntasjonen består av to deler, nemlig en kort orientering om hver av to internasjonale samarbeidsprosjekter som drives fra NIVA. Det første er "International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes", og det andre er "ALPE - Acidification of remote mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology."

"International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes"

M. Johannessen¹, B.L. Skjellvåg¹, D.S. Jeffries², G. Raddum³

¹ Norsk institutt for vannforskning, Postboks 69, Korsvoll, 0808 Oslo 8

² National Water Research Institute, P.O. Box 5050, Burlington, Ohio, Canada

³ Universitetet i Bergen, Zoologisk Museum, Museéplass 3 5007 Bergen

Dette programmet ble etablert av "Executive Body for the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution" i 1986, og er underlagt FNs økonomiske kommisjon for Europa (UN-ECE). Etter at programmanualen ble ferdigstilt, har programmet vært i full drift siden januar 1987. Hovedmålene for programmet ble formulert slik:

- Kartlegge forureningsgraden og den geografiske utbredelsen for forurensning av overflatevann.
- Samlede data for å finne frem til dose/respons sammenheng under varierende forhold.
- Definere langtidstrender og variasjoner i vannkjemi og biota som følge av luftforurensninger, spesielt sur nedbør.

Arbeidsmålene ble formulert slik:

- Etablere et internasjonalt nettverk av målestasjoner
- Fremme internasjonal harmonisering av overvåkingspraksis ved:
 - Manual for metoder og måleteknikk
 - Interkalibrering mellom laboratorier
 - Sentralisert databasbehandling, kvalitetskontroll og resultatvurdering
- Utarbeide og/eller anbefale kjemiske og biologiske metoder for overvåking
- Rapportere:
 - Geografisk utbredelse av forurensning ved registrering av følsomme områder og annen tilgjengelig informasjon
 - Dose/respons sammenheng ved:
 - a bestemmelse av endringer i systemer med samme bufferkapasitet og hydrologi men med forskjellig syrebelastning
 - b sammenligning av kjemisk og biologisk respons i systemer med forskjellig bufferkapasitet men samme belastning med sur nedbør.
 - Langtidstrender ved bruk av stasjoner med data for lange tidsperioder

- Arrangere arbeidsgruppemøter over einner av sentral interesse for programmets "Task Force" og forskere med interesse for effekter i vann.

I dag rapporteres data fra 200 målestasjoner i 13 land til programmet. Landene som er med er følgende: Østerrike, Belgia, Canada, Danmark, Finland, Tyskland, Storbritania, Irland, Norge, Sverige, Nederland, USA og USSR. I tillegg deltar Ungarn, Italia og Frankrike i interkalibreringsarbeidet som en forberedelse til fremtidig deltakelse i selve måleprogrammet. Det er også opprettet kontakt med Bulgaria, Polen og Tsjekkoslovakia.

Resultater fra de første tre års drift av programmet er beskrevet i "The Three Year Report - Summary and results 1987 - 1989". I tillegg er det utgitt årlige datarapporter og rapporter fra fire interkalibreringer.

Norge er ledende land for programmet og Statens Forurensningstilsyn har administrativt ansvar og støtter det norske arbeidet økonomisk. Programsenteret er lagt til NIVA, med Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen som assosiert programsenter med spesielt ansvar for biologi-delen av programmet.

"ALPE - Acidification of remote mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology."

B.M. Wathne¹, A. Fjellheim², M. Johannessen¹, G.G. Raddum², B.O. Rosseland¹, R.W. Battarbee³, S. Patrick³, R. Mosello⁴.

¹ Norsk Institutt for Vannforskning, Postboks 69, Korsvoll, 0808 Oslo 8

² Universitetet i Bergen, Zoologisk Museum, Museéplass 3, 5007 Bergen

³ University College of London, Dep. of Geography, Palaeoecology Research Unit, UK

⁴ Consiglio Nazionale delle Ricerche Istituto Italiano di Idrobiologia, Italia

ALPE prosjektet startet offisielt 1. april 1991, så sommeren i år har vært den første prøvetakingsperioden for prosjektet. ALPE er støttet økonomisk av EFs STEP (Science and Technology for Environmental Protection) program, og foreløpig er arbeidsperioden to år. Ny søknad med utvidelse av programmet er under utarbeidelse og skal levers EF i mars 1992. NTNf finansierer halvparten av NIVAs del av prosjektet.

Hovedmål for prosjektet er å etablere en forståelse av økosystemene i høyfjellssjøer, og å bruke en relevant undergruppe av disse sjøene fra forskjellige områder som indikatorer på økt eller redusert luftforurensning. I tillegg er følgende mål formulert:

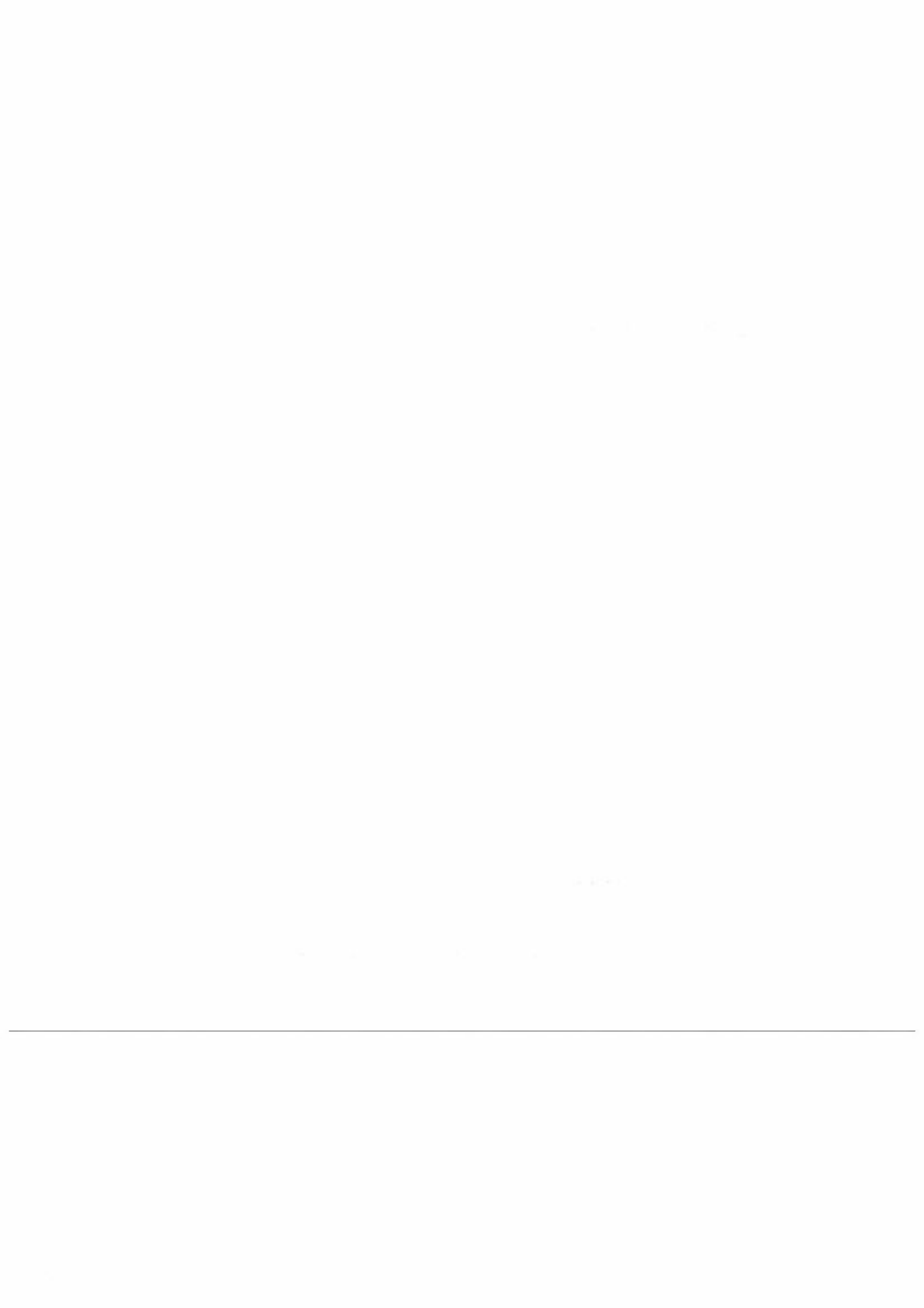
- etablere forbindelse mellom eksisterende vannkjemiske databaser for høyfjellssjøer i EF land, Østerrike, Sveits og Norge
- opprette kontakt med land i Øst Europa (Tsjekkoslovakia og Polen for Tatrafjellene) med sikte på fremtidig samarbeid innen dette feltet
- bruke biologiske data for å etablere retningslinjer for drift av overvåkingsprogram og tilsynspraksis
- fastlegge tålegrenser og miljømål for høyfjellssjøer i bakgrunnsområder
- etablere grunnlagsdata for å kunne vurdere klimaendringer og medfølgende effekter over lengre tidsperioder
- utvikle statistiske metoder for analyse av fisk- og invertebrat-data og opprette en basis for å kunne forutsi fremtidige biologisk respons på modellerte kjemiske endringer

De utvalgte områdene vil bli undersøkt med et omfattende program som dekker vannkemi, fisk, invertebrater og diatomeer. Et detaljert program vil bli vist på posteren.

Fordi Norge ennå ikke har undertegnet noen avtale med EF, har Storbritannia påtatt seg det administrative ansvaret for prosjektet, mens NIVA har kunnet beholde det faglige ansvaret.

Syv institusjoner fra Norge, Storbritannia, Italia og Frankrike deltar direkte i prosjektet. Fjellområdene og innsjøene som er plukket ut ligger i Norge (Stavsvatn, Øvre Neådalsvatn og Lille Hovvatn), Cairngorms i Skotland (Lochnagar, Loch Nan Eun og Sandy Loch), Italienske Alper (Lago Paione Superiore, Paione Inferiore og Lago Lungo), Franske Alper (Lac Rond og Combeynod) og Franske Pyrener (Aube).

Vedlegg 1
Program for møtet



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
 Vår ref.: FS/LB/A-90074/29. november 1991

PROGRAM FORSKERMØTE OLAVSGAARD, 2.-3. DESEMBER 1991

MANDAG 2.12.91:

KL.	AKTIVITET/FOREDRAGSHOLDER	INSTITUTT	TITTEL
1000	Registrering/kaffe		
1030	Tor Johannessen	SFT	SFTs overvåkningsprogrammer
1100	Jon Barikmo	DN	Naturovervåking - Forskning Forvaltningens behov for samspill
1130	Magne Røed Jon Jerre	MØ SFT	Bruk av resultater fra over- våkning og forskning i inter- nationale forhandlinger
1145	Anton Eliassen	DNMI	Europeisk luftforurensnings- overvåkning
1215	Harald Dovland	NILU	NILUs overvåkning av foruren- ninger i luft og nedbør
1300	Lunsj		
1415	Trygve Hesthagen	NINA	Biologisk overvåkning, fisk og invertebrater, NINAs over- våkning
1445	Arne Henriksen	NIVA	Forskning - overvåkning, og omvendt. Fleip eller fakta?
1515	Gudmund Høst	Norsk Regnesentral	Statistisk modellering og forurensningsovervåking
1535	Kaffe		
1600	Presentasjon av postere		
1700	Postersesjon		
2000	Middag		

ORDSTYRER MANDAG: MERETE JOHANNESSEN, NIVA

TIRSDAG 3.12.91:

	AKTIVITET/FOREDRAGSHOLDER	INSTITUTT	TITTEL
0900	Dan Aamlid	NISK	Skogovervåkningen i Norge - Struktur og metoder
0930	Tore Frogner	NISK	Jordovervåkningen og tålegrenser for jord
1000	Kaffe		
1030	Gunnar Abrahamsen	NLH	Forsuring av jord
1100	Rune Halvorsen Økland	UiO, Bot. hage og museum	Overvåking - en forutsetning for vegetasjonsøkologisk forskning i skog?
11.30	Lunsj		
1230	Brit Salbu	NLH, Isotoplab.	Overvåking av sporelementers tilstandsformer og modellutvikling
1250	Leiv M. Mortensen	Særheim forskn.st. (NLH)	Ozonforurensninger og effekter på ulike vegetasjoner i Norge
1310	Inga Bruteig	Bot.inst. AVH	Nitrogen- og svovelinnhold i vanlig kvistlav (<i>Hypogymnia physodes</i>) som indikator på atmosfærisk deposisjon
1330	Torunn Berg	NILU	Sporelementer i nedbør målt med ICP-MS
1350	Kaffe		
1420	Karl Erik Zachariassen	Allforsk, avd. for økotoksikologi	Tungmetallakkumulering - og hva så?
1440	Olav Grøterud	NLH, inst. for jordfag	En kritisk vurdering av overvåkingsdata sett i lys av forvaltningsmyndighetenes oppfatning av den sure nedbørens betydning
1500	Oppsummering v/Anton Eliassen	Formann i TVLFs programstyre	
1600	Møtet slutt		

ORDSTYRER TIRSDAG: ELSE LØBERSLI, DN

NAVN	INSTITUTT	TITTEL
Abdekarim Abdellane	Biol.inst. UiO	Long-term effects of low concentration of superoxide dismutase and protein in Norway spruce
Jørgen Stenersen et al.	Biol.inst. UiO	Overvåkingsrelevante prosjekter ved toksikologisk-seksjon ved Biologisk inst.
Bishal Kumar Sitaula/ Lars Bakken	NLH, inst. for jordfag/biotekn.	Analysis of the climate gases CO ₂ , N ₂ O, and CH ₄ by wide bore capillary gas chromatography with single injection of gas sample
Sissel Hansen	Inst. for Biotekn. (NLH)	Effekt av gjødsling og kjørebelastning med traktor på N ₂ O og CH ₄ fluks i jord
Espen Lydersen	NIVA	Forsuring av overflatevann - trender i nedbør og avrenning
Sigurd Rognerud	NIVA	1. Kvikksølv i innsjølevende ørret: En kausal modell. 2. Tungmetaller i norske innsjøsedimenter: Forurensningsgrad regionalt og intern. 3. Tungmetaller i innsjøsedimenter modellert ved bruk av data fra 4 nasjonale miljøundersøkelser.
Bente M. Wathne	NIVA	Norsk miljøovervåking som grunnlag for internasjonale samarbeidsprosjekt
Alena Bartonova	NILU	Hvor mange observasjoner trengs for et "godt" middel"
Einar Joranger	NILU	1. Comparison of bulk vs. Wet Only Weekly Precipitation Sampling 2. Comparison of Bulk Weekly and Bulk Daily Precipitation Sampling at four sites in Norway, March-Dec. 1988
Oddvar Røyset	NILU	Kvalitetskontroll for analyser av nedbørprøver ved NILU
Inga Fløisand	NILU	Måling av metansulfonsyre i luft med ionekromatografi
Ulf Pedersen og Jan F. Henriksen	NILU	Lokale kilder og fordeling av NH ₃ i en norsk dal, Bøverdalen



Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norwegian Institute for Air Research
Postboks 64, N-2001 Lillestrøm

RAPPORTTYPE OPPDRAKS RAPPORT	RAPPORT NR. OR 26/93	ISBN-82-425-0481-4	
DATO 30.6. 1993	ANSV. SIGN. <i>Storland</i>	ANT. SIDER 157	PRIS NOK 185,-
TITTEL Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF): Forskning og overvåkning		PROSJEKTLEDER Inga Fløisand	
		NILU PROSJEKT NR. A-90074	
FORFATTER(E) Frode Stordal og Inga Fløisand		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF.	
OPPDRAKSGIVER Norges Forskningsråd avd. NAVF, Sandakerv. 99, 0483 OSLO.			
STIKKORD TVLF	Forskning og overvåkning		
REFERAT Programstyret for TVLF arrangerte et møte om forskning og overvåkning på Olavsgaard Hotell 2.-3. desember 1991. Denne rapporten inneholder sammendrag av foredrag og postere som ble presentert på de to dagene møtet varte.			
TITLE			
ABSTRACT			

* Kategorier: A Åpen - kan bestilles fra NILU
 B Begrenset distribusjon
 C Kan ikke utleveres