

NILU OR: 42/88

NILU OR : 42/88
REFERANSE: N-8554
DATO : MARS 1988
ISBN : 82-7247-939-7

SEMINAR OM EKSPONERING OG
HELSEVIRKNINGER AV
METALLER/ELEMENTER I NORGE

SORIA MORIA, 11. NOVEMBER 1987

NILU OR : 42/88
REFERANSE: N-8554
DATO : MARS 1988
ISBN : 82-7247-939-7

SEMINAR OM EKSPONERING OG HELSEVIRKNINGER
AV METALLER/ELEMENTER I NORGE

SORIA MORIA, 11. NOVEMBER 1987

SEKRETARIAT: Jocelyne Clench-Aas

PROGRAMKOMITE: Jan Aaseth, Hedmark Sentralsykehus
Jan Alexander, Statens institutt for folkehelse
Jocelyne Clench-Aas, Norsk institutt for
luftforskning
Tore Syversen, Universitetet i Trondheim,
Institutt for farmakologi og
toksikologi
Yngvar Thomassen, Statens forskningscenter for
arbeidsmedisin og yrkeshygiene

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 64, 2001 LILLESTRØM
NORGE

SAMMENDRAG

På oppdrag fra NTNFs program for miljøgifter har NILU arrangert et seminar om forekomst og helsevirkninger av forurensninger av metaller/elementer i Norge. Seminaret ble holdt på Soria Moria, Voksenkollen, Oslo den 11. november 1987.

Helseeffekter og forekomst av forurensninger av metaller/elementer i Norge har vært undersøkt av ulike grupper. Det var derfor ønskelig å komme sammen og diskutere virkninger av denne viktige gruppen av forurensninger.

Målet for seminaret var:

- 1) å diskutere omfanget av problemet i Norge,
- 2) å prøve å etablere et forum eller en forening/kommunikasjonsgruppe som kan diskutere pågående og planlagt forskning,
- 3) å belyse og diskutere aktuell videre forskning innenfor basale virkningsmekanismer, effekter ved lavgradig eksponering og kartlegging av aktuell human metall-eksponering ved bruk av biologisk prøvemateriale.

Etter en grundig introduksjon om metodiske behov ved slik forskning og en beskrivelse av hvordan helseeffekter kan forekomme fra metall-eksponering og det som er hittil kjent, gikk seminaret over til en presentasjon av nåværende forskning innenfor områdene eksponeringskilder i Norge, metaller i miljøet og metaller og helse. Programmet ble avsluttet med en paneldiskusjon om "Forskning i fremtiden, hva bør vi satse på?".

Interessen var størst for metallene/elementene bly, kadmium, kvikksølv, aluminium, selen, nikkel, krom og jod.

Det ble særlig uttrykt behov for:

- 1) mer informasjon om kilder i forskjellige deler av landet,
 - 2) bedre informasjon om fordeling, transformasjon og biotilgjengelighet av elementer i miljøet
 - 3) bedre informasjon om dose og eksponering for de forskjellige elementer i Norge,
 - 4) mer informasjon om eksponering av enkelte befolkningsgrupper, slik som foster, barn og eldre,
 - 5) mer informasjon om interaksjon av de forskjellige elementer med hverandre og med essensielle stoffer,
 - 6) mer informasjon om mindre kjente effekter, slik som fertilitet, atferdsforstyrrelser og effekter på immunsystemet.
-

FORORD

På oppdrag fra Program for miljøgifter i Norges Teknisk- Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) organisert et seminar om eksponering og helseeffekter av metaller/elementer i Norge. Hensikten med seminaret var å:

- gi en oversikt over situasjonen i Norge i dag,
- få samlet de forskjellige forskningsgruppene i Norge,
- diskutere forskning i fremtiden, hvilken retning bør den ta?

Seminaret var organisert slik at deltagerne presenterte pågående forskning i området med en nokså omfattende introduksjon først. Ved slutten av seminaret ble det holdt en paneldiskusjon hvor temaet var "Forskning i fremtiden, hva bør vi satse på?".

INNHOLD

	Side
SAMMENDRAG	1
FORORD	3
OPPSUMMERING AV PANELDISKUSJON	5
SEMINARETS PROGRAM	11
DELTAGERLISTE	13
VEDLEGG: Sammendragene og artikler av foredragene holdt på seminaret	17

OPPSUMMERING AV PANELDISKUSJON OM FORSKNING I FREMTIDEN, HVA BØR VI SATSE PÅ?

Panelets medlemmer var:

Erik Dybing, leder (Statens institutt for folkehelse)

Jan Aaseth (Hedmark Sentralsykehus)

Jan Alexander (Statens institutt for folkehelse)

Tore Syversen (Universitetet i Trondheim, Institutt for farmakologi og toksikologi)

Yngvar Thomassen (Statens forskningscenter for arbeidsmedisin og yrkeshygiene - AMY).

Paneldiskusjonen var delt i tre hovedtemaer: miljøeksponering, humaneksponering og humaneffekter. De elementene som er viktigst i eksponerings- og effektsammenheng er: bly, kvikksølv, kadmium, aluminium, krom og arsen. Diskusjonen kan kort oppsummeres som følgende:

I MILJØEKSPONERING

Forurensning fra toksiske metaller/elementer kan kvantifiseres. Det er vanligvis kjent hvor mye av disse komponenter som er brukt, og ofte er det kjent hvor mye som slippes ut til luft, jord eller vann. Det er vanskeligere å kvantifisere hvorvidt disse komponentene blir transformerte eller nedbrutt, viderefordeling i miljøet med mulig bioakkumulering og til slutt hvor mye av komponentene som er biotilgjengelige.

De områdene som trenger mest innsats ved videre forskning, er biotilgjengelighet av de enkelte komponenter, forventet fordeling i miljøet, ~~transformeringsevne, nedbrytbarhet og bioakkumulerende evne.~~ Diskusjonen gikk fra komponent til komponent, men det dominerende temaet var at utslipp kan måles og hovedsakelig er kjent, men det som skjer etter at komponenter slippes ut i naturen er mindre kjent. Det var likevel ønske om bedre informasjon om utslipp fra lokale kilder. De komponentene som det er viktigst å satse på, er krom og kvikksølv.

II HUMANEKSPONERING

Det er generelt altfor lite humandata i forhold til økologiske data. Eksponering av mennesker for metaller skjer ved inntak av matvarer, inntak av drikkevann, innånding av luft, og hudkontakt. Før vi kan diskutere effekt, må vi ha gode kunnskaper om den virkelige dose de enkelte målorganer er utsatt for. Den dosen et målorgan som f.eks. lever er utsatt for, er avhengig av både inntak og metabolismen av de enkelte metaller/elementer.

Den komponenten vi særlig trenger mer viten om på grunn av toksiske effekter, er kvikksølv. Bly og kadmium er relativt godt kjente, mens krom, arsen og aluminium er mye mindre kjent.

Bedre informasjon om virkelig dose og eksponering trengs for foster, barn og de eldre. I tillegg trenger vi å vite mye mer om interaksjoner mellom forskjellige komponenter og med essensielle stoffer.

III HUMANEFFEKTER

Humaneffekter av toksiske komponenter kan deles slik:

- Akutt toksisitet
- Irritasjon
- Sensibilisering
- Kronisk toksisitet
- Karsinogenitet
- Genotoksisitet
- Reproduksjonstoksisitet, inklusive teratogenitet
- Nevrotoksisitet, inklusive adferdseffekter.

Panelet diskuterte problemet i sin helhet uten å fokusere på enkelte komponenter. De områder som trenger mer satsing i årene fremover, er effekt av metaller/elementer på: atferdsforstyrrelser hos barn, fertilitet, andre effekter hos barn og eldre, og immunsystemet.

Det var også nevnt ønske om bedre registrering av helse og sykdom på individnivå i tillegg til kommunenivå.

Følgende er et stikkordreferat av diskusjonen under paneldebatten:

Paneldiskusjon - Forskning i fremtiden. Hva bør vi satse på?

Enkeltelementer og miljøeksponering:

- Pb: - Akseptabel metabolsk modell, kan måle dose på individuell basis.
- Uavklart fordeling i miljø og biotilgjengelighet.
 - Lite kunnskap om industrielt støvutslipp.
 - Hva med metylering av bly? Mange har lett etter det i naturen, ikke påvist hittil.
 - Nivået går ned. Ikke nødvendig med intens forskning lenger.
- Hg: - Mangler kunnskap om hvor det blir av Hg-holdige forbruksvarer (diffust utslipp av betydelig omfang).
- Mangelfull informasjon om hva som skjer med Hg i miljøet, industriutslipp, batterier, forbrenningsanlegg (utslipp i dampform, ukjent).
 - Hg-utslipp fra treforedlingsindustrien i vassdrag, behov for kartlegging av hva som skjer med naturdepoter (f.eks. i fisk), selv om treforedlingsindustrien har sluttet med Hg.
 - Frigjøring fra sediment.
 - Materialstrømsbalanse på større skala.
 - Metodeproblemer (partikulært Hg, hvor mye er Hg⁰, og hva med andre former).
 - Deponier med store mengder Hg, og organismer med store mengder Hg vekker bekymring, lite samsvar mellom utslipp (g/år) og tonn kvanta i deponier.
-

Cd: - Cd på vei ut fra yrkeslivet.

- Vi har gode kunnskaper om utslipp, f.eks. avfallsforbrenningsanlegg.
- Cd tilføres fra atmosfæren (langtransport av luftforurensninger) og gjennom kunstgjødsel (råfosfat) og evt. kloakkslam.
- Cd-akkumulering i jord er et problem (lite data om Cd i dyrket mark, lite data om jord og i matvekster (for Pb, Cd, Hg)).
- Dyra er gode indikatorer på miljøkontaminering (verdier for eksponering og trender).

Importen av Ni/Cd-batterier er sterkt økende.

Vi har bakgrunnsverdier for Cd i Oslo-regionen, men hva med kloakkslam/landbruk, referanser er ikke tilstrekkelig dekkende.

Al: - Noe vi må leve med pga. geologisk forekomst, men hva med biotilgjengelighet? (Vanskelig pga. mangel på radioaktiv isotop, må bruke kjemiske metoder.)

- Hva med å bruke gallium i stedet (radioaktiv og følger Al i naturen)? Ikke helt det samme.
- Al det viktigste elementet (alle er eksponert).
- Hva vet man om Al i næringsmidler i andre land?
- Endringer med forsurening, biotilgjengelighet er et viktig punkt.

Cr: - Forbrenning til luft. Cr har fått høyeste risikoestimat fra WHO pga. norske data. Antagelig slippes Cr ut som finpartikulært, 6-verdig krom - bekymringsfullt.

As: - Savner informasjon om opptak av As i matvarer (forskjell mellom natur og dyrket mark).

- Impregneringsmidler kan være en viktig miljøeksponering.
 - Dumpes tonnevis på land. Mangler informasjon om marine miljøer.
 - Mangler informasjon om enkelte kilder.
-

Humaneksponering

Det er generelt altfor lite humandata i forhold til økologiske data.

- Pb: - Det elementet vi vet mest om, dog behov for flere studier, navlestrengsblod hos nyfødte.
- Hvilke kroppsvæsker måler man forurensning i? Man benytter sædvæske for lite, og virkninger på sædcellers morfologi.
 - Hvilke elementer kan gå direkte via nesehulen over i hjernen?
 - Trenger flere data fra større befolkningsgrunnlag, barn osv. pga. betydning av aktivitet osv.
 - Vi mangler indikatorer på konsentrasjonen i målorganer.
 - Sammenheng mellom konsentrasjonen i forskjellige organer og i miljøet.
 - Startet studier i Trondheim av ulike elementer med NMR-teknikk (arbeider med bl.a. vanadium) - metoder ikke utviklet for mange elementer.
 - Et blyproblem i Norge i dag gjelder skyttere, hvem tar ansvaret for de ca. 10.000 berørte?
 - Interaksjoner mellom ulike elementer f.eks. påvirkning av selen (Se) på opptak av andre elementer.
- Hg: - Behov for mer viten om Hg's former i f.eks. hjernen og toksisitet.
- Se-avhengige enzymer og tungmetall-antagonister av disse. Hva er relativ betydning av Hg, Cd, Pb osv. for å innvirke på Se-enzymaktivitet?
 - Hva med samvirkning av flere stoffer under grensene hver for seg?
 - Mangel på essensielle stoffer bør med fordi de kan forsterke de toksiske effektene.
-
- ~~- Behov for studier av norske data for eksponering (virkningsstudier gjøres allerede).~~

Effektsiden

- Bør gå mer over til studier av småbarn, atferdsstudier, Pb, Hg, Cd, Al (påvirker atferden).
 - Behov for mere fertilitetsstudier og tungmetaller (alle).
 - Vet for lite om toksisitet av tungmetaller på enzymer (eks. membran ATP-aser m.m.).
 - Barn er mer utsatt pga. større opptak, mer følsomme organer (f.eks. hele hjernen). For dårlige data også om metyl-Hg på barn.
 - Effekter på immunsystemet - mangler data for intoleransevirkinger.
 - Savner å registrere de ulike toksiske effekter på individnivå, har det bare på kreft og tuberkulose i dag.
 - Hva med eldre? Akkumulering av tungmetaller og svekkete knokler osv. med innleiring av tungmetaller.
 - Hva med butyltinn i marine miljøer - anlegg for oppdrettsfisk.
 - La oss være åpne for nye fenomener.
-

PROGRAM

SEMINAR OM EKSPONERING OG HELSEVIRKNINGER AV METALLER/ELEMENTER
I NORGE, SORIA MORIA, 11. NOVEMBER 1987

- 0900 VELKOMST
Jocelyne Clench-Aas, Norsk institutt for luftforskning,
Lillestrøm
- INTRODUKSJON
Møteleder Erik Dybing, Statens institutt for folkehelse,
Oslo
- 0905 TUNGMETALLER - OVERSIKT OVER DAGENS SITUASJON
Jan Aaseth, Hedmark Sentralsykehus, Elverum
- 0930 BESTEMMELSER AV ELEMENTER I NORSKE BEFOLKNINGSGRUPPER
Yngvar Thomassen, Statens forskningssenter for arbeids-
medisin og yrkeshygiene, Oslo
- 1015 HELSEEFFEKTER AV LAVGRADIG METALLEKSPONERING
Jan Alexander, Statens institutt for folkehelse, Oslo
- 1045-1100 KAFFE
- EKSPONERINGSKILDER I NORGE
Møteleder Eilif Steinnes, Universitetet i Trondheim
- 1100 LUFT
Arne Semb, Norsk institutt for luftforskning, Lillestrøm
- 1115 VANN
Trond Flaten, Den allmennvitenskapelige høgskolen, Univer-
sitetet i Trondheim
- 1130 ERNÆRING
Sverre Omang, Oslo Helseråd, Oslo
- 1145 IATROGENE
Jan Aaseth, Hedmark Sentralsykehus, Elverum
- 1200 OVERVÅKING BASERT PÅ BIOLOGISKE PRØVER
Tore Syversen, Institutt for farmakologi og toksikologi,
Trondheim
- 1230-1330 LUNSJ
-
- METALLER I MILJØET
Møteleder Sverre Omang, Oslo Helseråd, Oslo
- 1330 SPORELEMENTER I TERRESTRISK MILJØ I NORGE: BETYDNING FOR
EKSPONERING
Eilif Steinnes, Universitetet i Trondheim
- 1350 SAMMENHENG MELLOM INDUSTRIELLE UTSLIPP AV TUNGMETALLER TIL
LUFT OG FORURENSNING AV JORD OG MATVEKSTER I ØSTFOLD
Hans A. Blom, A/S Denofa og Lilleborg Fabrikker, Fredrik-
stad

- 1410 FORHOLD SOM PÅVIRKER OPPTAK AV TUNGMETALLER FRA JORD
Einar Vigerust, Institutt for jordfag, Ås
- 1430 MULTIELEMENTANALYSE AV UTSLIPP FRA SØPPELFORBRENNINGSANLEGG
Kåre Karstensen, Kjemisk institutt, Universitetet i Oslo,
Oslo
- 1450 TUNGMETALLFORURENSNINGEN I SØRFJORDEN. BUNNSEDIMENTASJONENS
ROLLE SOM FORURENSNINGSKILDE (NYE OG FORELØPIGE RESULTATER)
Jens Skei, Norsk institutt for vannforskning, Blindern
- 1510 NORMALVERDIER OG EKSTREMVERDIER AV SPORELEMENTER I NORSKE
MARINE PRODUKTER
Kåre Julshamn, Fiskeridirektoratets ernæringsinstitutt,
Bergen
- 1530-1600 KAFFE
- METALLER OG HELSE
Møteleder Jan Alexander, Statens institutt for folkehelse,
Oslo
- 1600 NATURMILJØ OG HELSE, NOEN SAMMENSTILLINGER AV NORSKE DATA
Bjørn Bølviken, Norges geologiske undersøkelse, Trondheim
- 1620 KADMIUM I URIN HOS BEFOLKNINGEN I SØRUMSAND, HOLMESTRAND OG
OSLO-NYDALEN
Jocelyne Clench-Aas, Norsk institutt for luftforskning,
Lillestrøm
- 1640 ESTIMERING AV DEN KVANTITATIVE BETYDNINGEN AV CR(VI)-EKSPONERING
FOR SYKDOMSUTVIKLING I NORGE
Sverre Langård, Yrkesmedisinsk avd., Telemark Sentralsykehus,
Porsgrunn
- 1700 SELEN OG KREFT (RESULTATER FRA EN PROSPEKTIV CASE-CONTROL
UNDERSØKELSE I NORD-NORGE)
Jetmund Ringstad, Institutt for samfunnsmedisin, Tromsø
- 1720 TUNGMETALLER OG ISCHEMISK HJERTESYKDOM
Olav Albert Christophersen, Oslo
- 1740 BLY I BLOD I HOLMESTRANDBEFOLKNINGEN FØR OG ETTER ÅPNINGEN
AV TUNNELEN
Jocelyne Clench-Aas, Norsk institutt for luftforskning,
Lillestrøm
- 1800-1900 MIDDAG
-
- PANELDISKUSJON
Møteleder Erik Dybing, Statens institutt for folkehelse,
Oslo
- 1900-2030 FORSKNING I FREMTIDEN, HVA BØR VI SATSE PÅ?

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
P.B. 64, 2001 LILLESTRØM

SEMINAR OM EKSPONERING OG HELSEVIRKNINGER AV METALLER/ELEMENTER

I NORGE

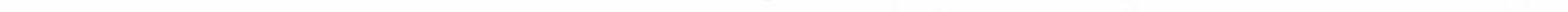
SORIA MORIA, 11. NOVEMBER 1987

DELTAGERLISTE

NAVN	INSTITUTT	TELEFON
ALEXANDER, JAN	STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE GEITMYRSVN. 75, 0462 OSLO 4	02-356020
ANDERSEN, ROLF A.	STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE GEITMYRSVN. 75, 0462 OSLO 4	02-356020
ANDERSEN, AAGE	KREFTREGISTERET, INST. EPIDEMIOLOGISK KREFTFORSKNING, MONTEBELLO, 0310 OSLO 3	02-506050
AUNE, TORE	NORGES VETERINÆRHØGSKOLE INSTITUTT FOR NÆRINGSMIDDELHYGIENE P.B. 8146 DEP., 0033 OSLO 1	02-693690
BECKMANN, SISSEL LYBERG	NAV, SANDAKERVN. 99, 0483 OSLO 4	02-157012
BENDVOLD, ERIK	KVINNEKLINIKKEN, RIKSHOSPITALET 0027 OSLO 1	02-201050
BERGERSEN, LONE	ARB.TILSYN 8.DISTRIKT P.B. 2354, 5037 SOLHEIMSVIK	05-292005
BJERK, JOHN ERIK	ARBEIDSDIREKTORATET HOLBERGS PL. 7, 0166 OSLO 1	02-111070
BJERKE, TORE	UNIVERSITETET I TRONDHEIM, PSYKOLOGISK INSTITUTT 7055 DRAGVOLL	07-920411
BLOM, HANS A.	A/S DENOFA OG LILLEBORG FABRIKKER P.B. 40, 1601 FREDRIKSTAD	032-21040
BØLVIKEN, BJØRN	NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSER P.B. 3006, LADE, 7002 TRONDHEIM	07-921611
CHRISTOPHERSEN, OLAV A.	RAGNHILD SCHIBBYESV. 32, 0968 OSLO 9	02-105126
CLENCH-AAS, JOCELYNE	NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING POSTBOKS 64, 2001 LILLESTRØM	06-814170

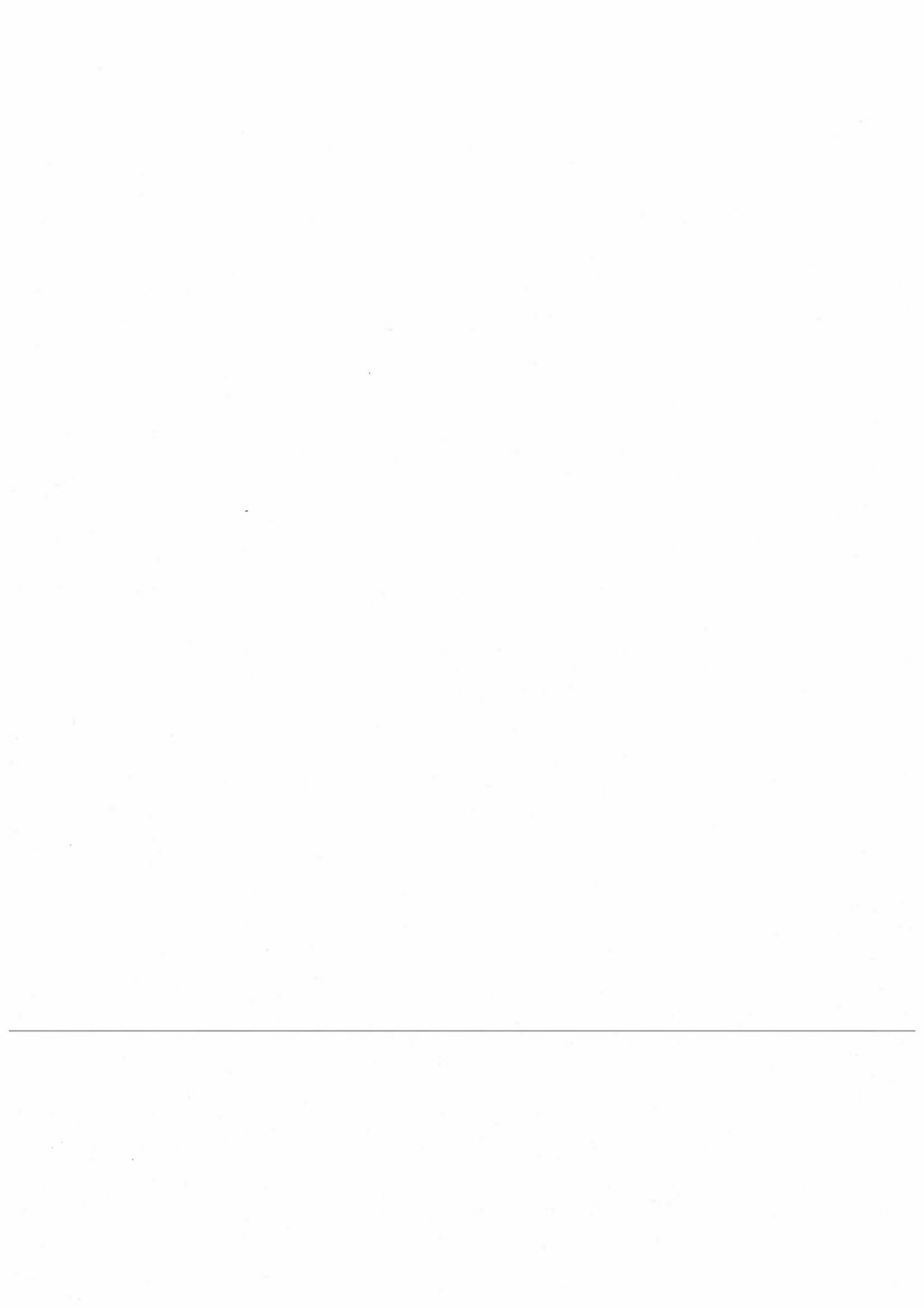
DYBING, ERIK	STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE GEITMYRSVN. 75, 0462 OSLO 4	02-356020
EVJE, MAGNUS	ARBEIDSDIREKTORATET HOLBERGS PL. 7, 0166 OSLO 1	02-111070
FLATEN, TROND P.	UNIT-AVH, KJEMISK INSTITUTT 7055 DRAGVOLL	07-596118
FRØSLIE, ARNE	VETERINÆRINSTITUTTET, P.B. 8156, OSLO DEP., OSLO 1	02-463900
GJØS, NINA	SENTER FOR INDUSTRIFORSKNING, P.B. 24, BLINDERN, 0314 OSLO 3	02-452010
GLATTRE, EYSTEIN	KREFTREGISTERET, 0310 MONTEBELLO OSLO 3	02-506050 (9832)
HAUG, EVA	ARBEIDSDIREKTORATET HOLBERGS PL. 7, 0166 OSLO 1	02-111070
HELSETH, ARE	KREFTREGISTERET, INST. FOR EPIDEMIOLOGISK KREFTFORSKNING, 0310 MONTEBELLO OSLO 3	02-506050
HOLMSEN, EVA	DRAMMEN HELSERÅD, AMT. BLOMSGT. 1 3000 DRAMMEN	03-830301
HVATUM, O.A.	INST. FOR JORDFAG, NLH P.B. 28, 1432 ÅS-NLH	02-948530
JENSEN, FRED O.	ARB.TILSYN 7. DISTR. LANGFLÅTVN. 29, 4000 STAVANGER	04-589526
JERKØ, HILDE	NAVF, SANDAKERVN. 99, 0483 OSLO 4	02-157012
JULSHAMN, KÅRE	FISKERIDIREKTORATETS ERNÆR.INST. P.B. 4285, 5028 BERGEN	05-200070
JØRGENSEN, GEIR	STATENS FORURENSNINGSTILSYN P.B. 8100, OSLO DEP., 0032 OSLO 1	02-659810
KARSTENSEN, KÅRE HELGE	KJEMISK INST., UIO, BLINDERN P.B. 1033 BLINDERN, 0315 OSLO 3	02-455534
LANGMARK, FRØYDIS	KREFTREGISTERET, INST. FOR EPIDEMIOLOGISK KREFTFORSKNING, 0310 MONTEBELLO, OSLO 3	02-506050
LANGÅRD, SVERRE	YRKESMED. AVD. TELEMARKE SENTRALSJUKEHUS 3900 PORSGRUNN	03-556100
LUND, WALTER	KJEMISK INST. UIO, BLINDERN P.B. 1033 BLINDERN, 0315 OSLO 3	02-455534
LUNDE, ELLEN	ARB.TILSYN 2. DISTR. P.B. 8174, OSLO DEP., 0034 OSLO 1	02-111040

MATHISEN, OLAV	ARB.TILSYN 2. DISTR. P.B. 8174, OSLO DEP., 0034 OSLO 1	02-111040
MIKALSEN, ARNE	STATENS INSTITUTT FOR FOLKEHELSE GEITMYRSVN. 75, 0462 OSLO 4	02-356020
MOSENG, JON	OSLO HELSERÅD, ST.OLAVSPL. 5, OSLO 1	02-201070
NORHEIM, GUNNAR	VETERINÆRINSTITUTTET P.B. 8156, DEP., 0033 OSLO 1	02-133007
NYGAARD, JARLE	NAVF, SANDAKERVN. 99, 0483 OSLO 4	02-157012
OMANG, SVERRE	OSLO HELSERÅD, ST.OLAVSPL. 5, OSLO 1	02-201070
RINGSTAD, JETMUND	UNIVERSITETET TROMSØ, INST. FOR SAMFUNNSMEDISIN, P.B. 417, 9001 TROMSØ	083-52211
RØYSET, ODDVAR	NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING P.B. 64, 2001 LILLESTRØM	06-814170
SEMB, ARNE	NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING P.B. 64, 2001 LILLESTRØM	06-814170
SKEI, JENS	NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING P.B. 33, BLINDERN, 0313 OSLO 3	02-235280
STEINNES, EILIV	AVH, UNIVERSITETET I TRONDHEIM 7055 DRAGVOLL	07-596600
SYVERSEN, TORE	UIT, INST. FOR FARMAKOLOGI OG TOKSIKOLOGI, EIRIK JARLSGT. 10, 7030 TRONDHEIM	07-598848
THOMASSEN, YNGVAR	STATENS FORSKNINGSENTER FOR ARBEIDS- MEDISIN OG YRKESHYGIENE, P.B. 8149 DEP., 0033 OSLO 1	02-466850
THORSEN, STEINAR Ø.	KREFTREGISTERET, INST. FOR EPIDEMIOLOGISK KREFTFORSKNING, 0310 MONTEBELLO, OSLO 3	02-506050
TVEITO, GURI	STATENS FORURENSNINGSTILSYN P.B. 8100 OSLO DEP., 0032 OSLO 1	02-659810
VIGERUST, EINAR	INST. FOR JORDFAG, P.B. 28, 1432 ÅS-NLH	02-948497
WEIDEMANN, FREDRIK	STATENS FORURENSNINGSTILSYN P.B. 8100 OSLO DEP., 0032 OSLO 1	02-659810
AASETH, JAN	HEDMARK SENTRALSYKEHUS, 2400 ELVERUM	064-12000



VEDLEGG I

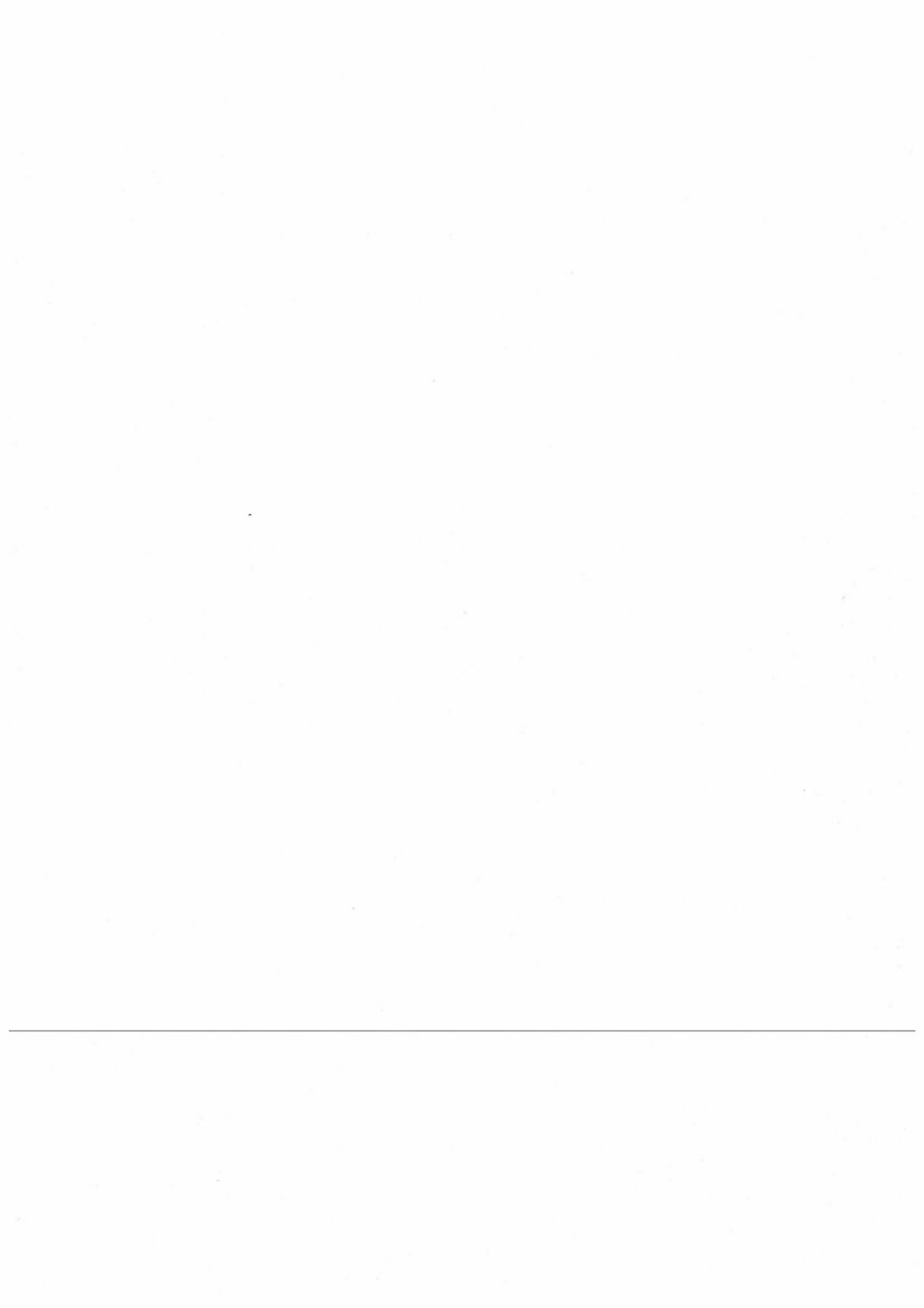
Abstrakt og artikler av foredragene holdt på seminaret



SESJON I

INTRODUKSJON

Møteleder Erik Dybing, Statens institutt for folkehelse



TOXICOLOGY OF HEAVY METALS - SURVEY ON
SOME IMPORTANT PROBLEMS TODAY

by

Jan Aaseth
Hedmark Central Hospital
N-2400 Elverum , Norway

Yngvar Thomassen
National Institute of Occupational Health
P.O.Box 8149 Dep, N-0033 Oslo 1, Norway

An excellent review of the general toxicology of metals and their compounds has been written by several authors in Handbook on The Toxicology of Metals edited by Friberg, Nordberg and Vouk(1). It has been known for centuries that some elements are toxic to man. Cases of acute metal intoxication have been recognized for many years, but nowadays such cases seldom occur in developed countries because preventive measures in both industrial and "general" environments are taken. Most of our knowledge of metal toxicity in humans is derived from industrial health situations. The toxic effects on man of about twenty elements are well-defined, but it is much more difficult to obtain conclusive evidence of exposure to low concentrations of metal compounds, the effect of which has a longer period of latency. A deeper understanding of effects that may be induced by long-term metal exposure, e.g. in-

teractions with central nervous functions , carcinogenesis and increased risk of birth defects is required. The toxic, and non-essential heavy metals lead, cadmium and mercury will be discus-

sed here in order to illustrate the hazards of long-term and low-level exposure. It has been found that cadmium and lead, as well as mercury, can disturb cellular functions by interacting with thiol groups on cellular proteins. The sensitivity and availability of the various thiol groups in various cellular systems differ greatly, and the "critical functions" or "critical organs" of different metal compounds of lead, cadmium and mercury are therefore not the same. Furthermore, it has been found that some endogenous protein-SH, e.g. metallothionein, as well as some selenol groups, can exert a protective influence, thereby increasing the "critical" concentrations in individuals exposed to toxic elements.

Occupational lead exposure occurs during smelting and refining, storage battery production, ship breaking, welding, printing and many other lead-handling operations. About 40% of inhaled aerosol lead is absorbed in the breathing system, while a smaller percentage (5-10%) of ingested lead is absorbed in the intestines. Those figures may be higher for children, however, since they absorb lead more easily than adults. Inorganic lead appears in the blood, soft tissue, such as liver and kidney, and in the bones. The biological half-life of lead in bones (~ 5 years) is much longer than that of lead in soft tissue (~ 30 days). Biochemically, lead interferes with heme biosynthesis, in that it inhibits δ -aminolevulinic acid dehydratase and causes accumulation of zinc protoporphyrin in erythrocytes. Results of neurobehavioral tests have shown that psychological dysfunction is more prevalent in those who have had exposure to lead. While the biological effects of lead in man are fairly well known, the amount of exposure which causes such effects are not. Considerable occupational health problems due to lead exposure has arisen in the industrialized world and similar problems may exist in underdeveloped countries where less attention is paid to conditions in the work environment. The recommendation for the maximum amounts of lead in the work room atmosphere must take into consideration the adverse effects of lead on peripheral nerve conduction velocity,

which is considered to be the critical effect. In Norway the permissible lead concentration in the working atmosphere was reduced from 0.1mg to 0.05 mg Pb/m³ in 1981. Since alkyllead compounds have been added to increase the octane rating of gasoline, exhaust from vehicles has become a major source of lead pollution in urban areas. Lead intake from water and food grown in polluted areas is also an important contributor to the body burden of lead in the general population. Although rare, there have been instances of lead poisoning due to lead-glazed pottery. In recent years attention has been focused on the subclinical effects of lead, particularly as related to intelligence and behavior. Children between the ages of 12 and 36 months run the highest risk of neurological damage from exposure to lead (2).

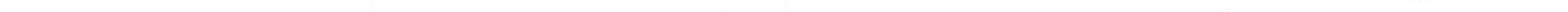
Cadmium is chemically similar to zinc and therefore occurs in nature with zinc and lead in ores and minerals. This heavy metal is used in pigments, as an anticorrosive and electric batteries and in electronic components. The main routes of cadmium intake are via respiration and ingestion. Cadmium has a very long biological half-life (> 30 years in kidneys), which explains the observation that the amount in the human body gradually increases with age. Chronic exposure to cadmium may result in a variety of disorders, the most severe of which may be related to kidney functions. Proteinuria (tubular loss of β_2 -microglobulin) has been found to be common among cadmium workers, but as well there is a higher incidence of renal stones. Long-term secondary effects from kidney damage may also be seen. Failure of the kidneys to regulate the calcium and phosphate balance could lead to mineral changes in bones. Effects of cadmium on zinc or copper metabolism could possibly also be of importance. Raised blood pressure has in some cases been attributed to cadmium exposure, but these findings are ambiguous. Due to the long half-life of cadmium in the critical organ and the irreversibility of the critical effect, primary prevention is essential.

Mercury occurs in various chemical forms of which the three most common are elemental mercury (Hg^0), inorganic mercuric salts and methyl mercury (CH_3Hg^+). While the latter compound may occur in hazardous concentrations in fish from contaminated lakes, occupational exposure problems are caused almost exclusively by elemental mercury vapor. Metallic mercury is used in certain industrial laboratory instruments, in chloralkali production, in pulp and paper industries, and mercury amalgams have found widespread use in dentistry. Because of the cytotoxic properties of mercury compounds they are commonly used as fungicides and germicides. About 80 % of inhaled mercury vapor is absorbed in the breathing system and is easily dissolved in the blood. Most of it is rapidly oxidized to Hg^{++} by the red blood cells, but since Hg^0 easily traverses cellular membranes, some may reach the brain and other tissues before it is converted to Hg^{++} . Unlike Hg^{++} , which traverses cellular membranes very slowly, methyl mercury (as a contaminant in food) is absorbed almost completely from the gastrointestinal tract. The biological half-life of methyl mercury is about 3 months while inorganic and elemental mercury are eliminated more rapidly from all organs except the brain, where they may be retained for years. The nervous system is the critical organ with regard to long-term exposure to elemental mercury vapor. Neurasthenia followed by insomnia, loss of weight and appetite and tremors may be the first symptoms. Methyl mercury gives rise to other symptoms of nervous system damage such as impaired vision and ataxia.

In conclusion, it should be emphasized that much is unknown about the fate and effects of mercurials, cadmium and lead as well as other toxic elements. Future investigations may elucidate which concentrations produce the first "critical" symptoms, and ~~improve our possibilities for biological and environmental monitoring.~~

References:

1. Handbook on the Toxicology of Metals.
Eds. Lars Friberg, Gunnar F. Nordberg and Velimir B. Vouk.
Elsevier Science Publisher B.V. 1986.
 2. R.L. Boeckx: Lead Poisoning in Children.
Analytical Chemistry Vol. 58, No 2, 274A- 287A.
-



INTERNATIONAL REFERENCE VALUES

P. Grandjean, R.M. Parr, Y. Thomassen

Within the context of trace elements in human health and disease, a reference value is a reliable estimate of the amount of a trace element (or a specific chemical species of that element) in a biological material (e.g. tissue, foodstuff, or a separated fraction of one of these) that may be considered to be representative of a specific population group. Such a population may be defined in terms of any of a large number of different parameters such as age, sex, geographical location, socioeconomic status, smoking history and type of work. If applied to a healthy population group, reference values are also often described as "normal" or "baseline" values (for essential and toxic elements respectively). However, "reference values" is now generally considered to be the preferred terminology since what is normal or baseline for one population group may be abnormal or excessive for another, and may indeed not represent the optimum in terms of what is required for good health.

Reference values are required for various purposes, and only through their specific use may they be considered reference values at all. Common examples are found in clinical chemistry and in occupational health studies in which it may be desired to compare the value for a single individual with a reference value used in decision-making (e.g. to answer questions such as: Does this person have this disease or has he/she been exposed to this toxic element in an amount that might have an adverse health effect?) Reference values are also used in research studies to compare one population group with another, or to make comparisons with guidelines or standards, such as the recommended dietary allowances (for essential elements) and tolerable intakes or permissible exposure levels (for toxic elements). A further important use is in establishing relevant parameters for the "reference man" (i.e. data used in radiological protection calculations which have been published by the International Commission on Radiological Protection). These levels are now being updated; two or more reference men may eventually be defined which are representative for different geographical areas.

Reference values need not necessarily be international reference values. According to the purpose for which they are used, they could also be national reference values, or even values that are specific to a particular study. Regardless of the purpose, however, it is important that they be defined reliably according to a detailed experimental protocol, which should include all of the following points: 1) definition of the study area (e.g. country) and study group (e.g. socioeconomic status); 2) procedures for sample collection, preparation, shipment and storage; 3) analytes to be determined; 4) analytical methods; 5) analytical quality control; and 6) data reporting, evaluation and interpretation.

Sampling and Quality Control

Experience of various international programmes has shown that difficulties may arise in connection with every part of the

investigation, even starting with the definition of the study group; because of large socioeconomic differences, comparable study groups may be difficult to identify in different countries. One of the most important sources of error (or at least of uncertainty) arises in connection with sample collection since, in international studies, this usually has to be delegated to individual collection centres. Quality assurance at this stage may be tackled by providing collection vessels and other items from a central stock, and by recommending strict adherence to the experimental protocol. However, some potential sources of error may still exist that cannot be positively excluded.

Quality control of the analytical procedures is also a matter of vital importance which often does not receive the attention that it deserves. Many of the so-called reference values reported in the scientific literature should not be regarded as such because the quality control of the analyses has not been adequately documented. However, even the most experienced and conscientious of analysts may have difficulty in validating his/her analytical methods due to a lack of suitable certified reference materials (CRMs). For some of the elements of interest (particularly such trace elements as aluminium that have only recently started to attract widespread interest), very few suitable CRMs are available. Moreover, the confidence intervals quoted for the certified values are, in many cases, very wide (e.g. greater than $\pm 50\%$), which severely restricts their usefulness and also implies that reference values based on the use of such CRMs must be subject to similar uncertainties.

Statistical Concerns

Underlying every reference value is some form of statistical distribution. This implies that a reference value should not be quoted just as a single value but that some measure of the statistics should also be indicated. For symmetrical distributions, the mean, standard deviation and number of measurements are commonly quoted. However, many trace element distributions are not symmetrical and, in such cases, no general agreement has been reached as to how the data should be reported. One method that is gaining increasing acceptance is to quote the median and relevant percentiles (e.g. the 10th and the 90th).

Whichever method of presentation is used to define the dispersion (e.g. standard deviation or percentiles) interpretation may be difficult. What a biostatistician would generally like to know is: What is the real biological variability in the group of samples that has been analysed? Generally, however, the results reported include both biological variability and analytical variability, and it may be unclear how these two components are to be separated. This is a topic which probably deserves more-detailed attention in the future.

A final difficulty for the biostatistician is that many so-called reference values are based on only a very small number of observations. This situation may arise either from difficulties in obtaining an adequate number of samples for analysis or in actually performing the analyses. In either case, the validity of the reference value may be seriously questioned if it is based on only a very small number (e.g. <10) of observations.

The following remarks about selenium will illustrate many of

the practical problems that still have to be faced.

Selenium

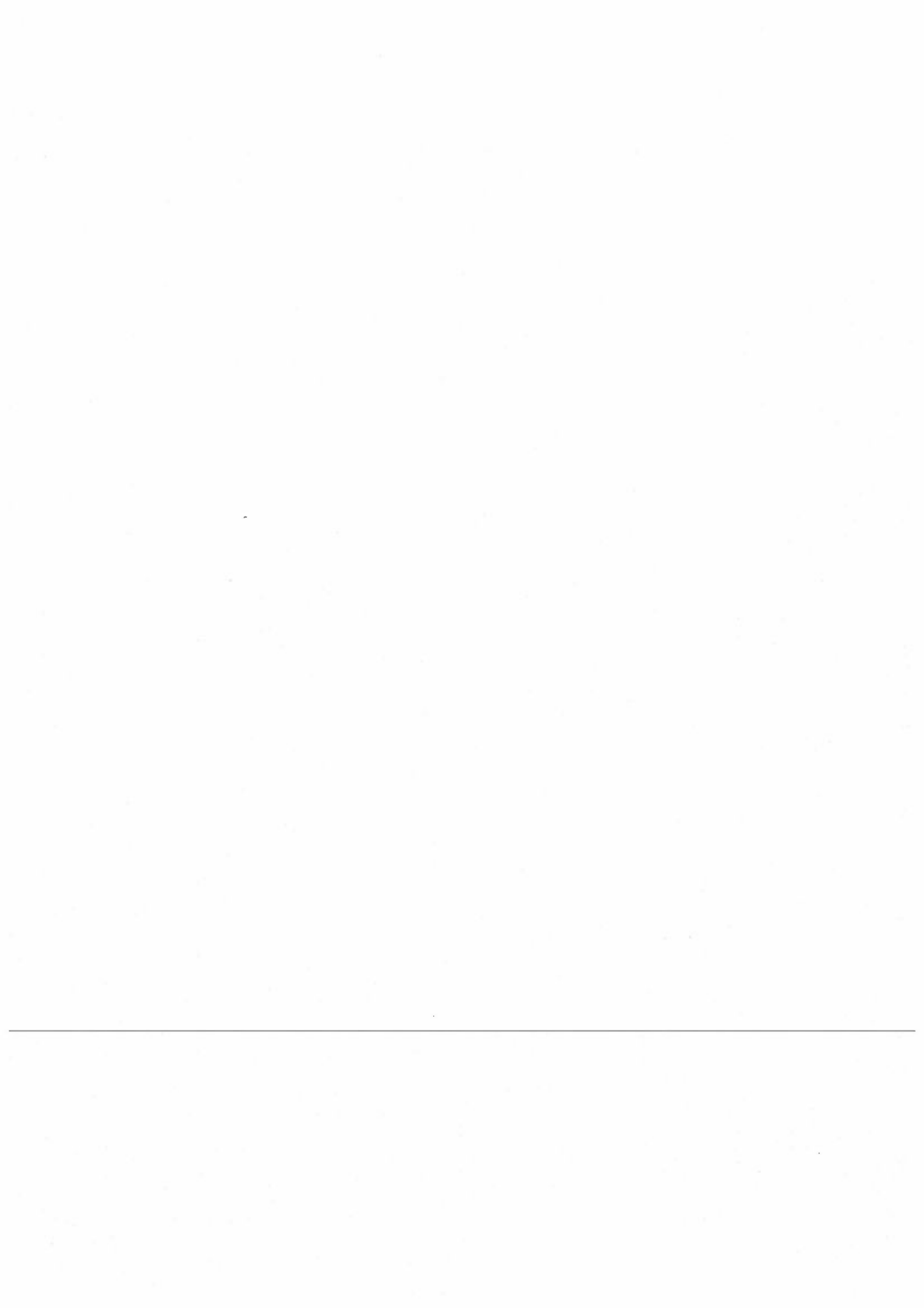
Due to large variations in the amount of selenium in the soil of different geographical areas, the daily intake of a local population may be below or above the recommended intake limits of 50-200 ug/d suggested by the U.S. National Research Council in 1980. This variation will give rise to large differences in the concentrations found in human tissues. Substantial regional differences in human tissues are reported in the literature. The concentrations of selenium are influenced by several other factors of both biological and environmental origin, for example occupational/environmental exposure, alcohol intake, tobacco smoking, mineral supplementation, physical activity, health status and age.

The amount of selenium found in human materials varies as follows: Enshi, China > Caracas > South Dakota > Guatemala > Canada and most parts of USA > Norway and UK > most parts of Europe > New Zealand and Egypt > Keshan, China. The levels of selenium in most countries in South America, Asia and Africa are still not known.

Numerous selenium projects have been initiated in recent years by both the analytical and medical communities, unfortunately in numerous instances without elaborate quality control measures. The possibility of large analytical errors must therefore be taken into account when evaluating the reliability of published selenium data. The existence of suitable reference materials for selenium has now facilitated the performance of adequate quality assurance.

The development of simple methods for the determination of sulfur (e.g. ICP-AES) may stimulate the scientific world to study the possible interaction between selenium and sulfur. As an important metabolic methylation of the reduced form of selenium precedes selenium excretion, methods able to identify different forms of selenium are highly needed.

As almost no information on the concentrations of selenium in human tissues from developing countries is presently available, obtaining such data is crucially important to identify and ultimately prevent any endemic selenium-associated diseases.



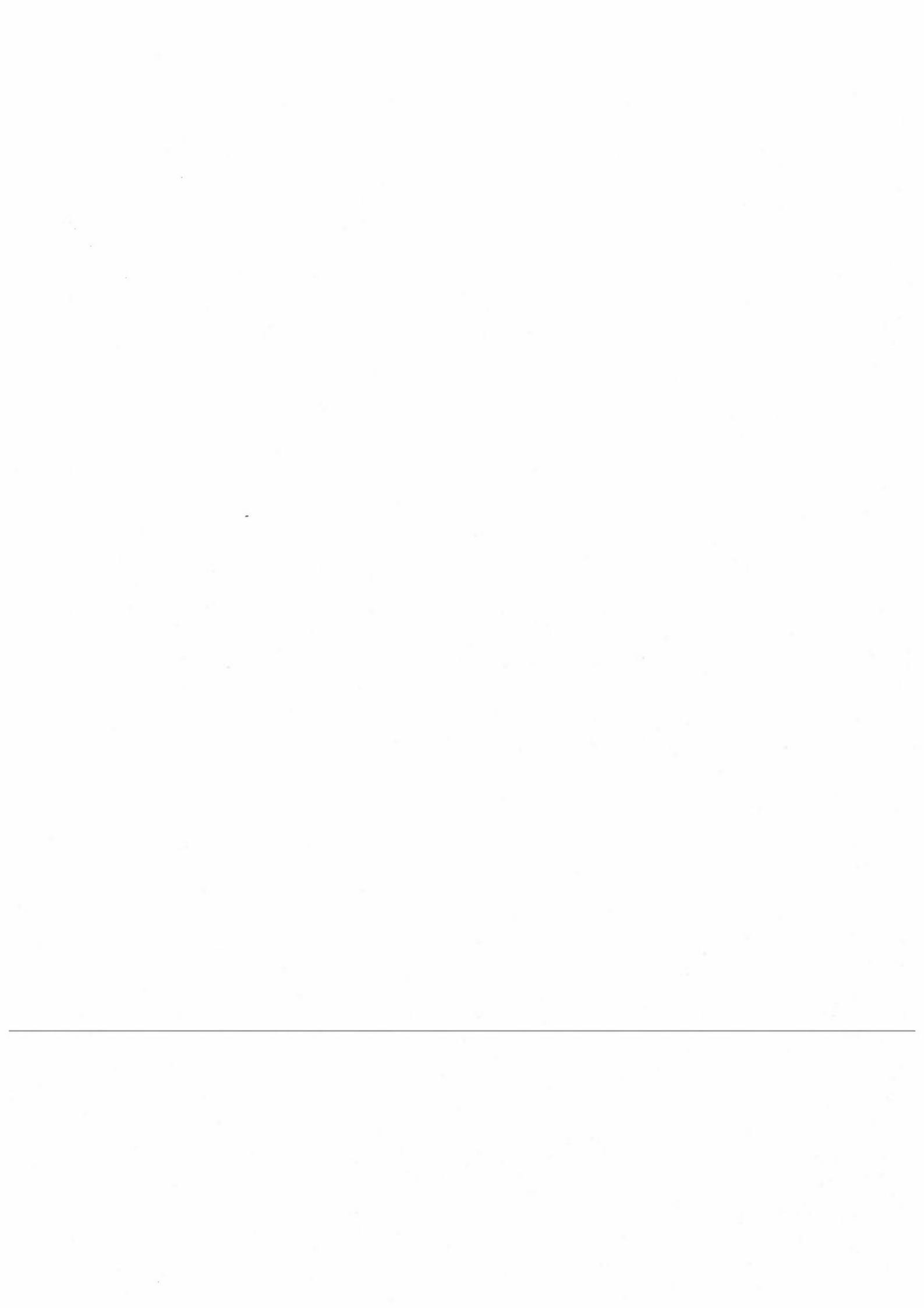
Helseeffekter av lavgradig metalleksponering

Jan Alexander, Statens Institutt for Folkehelse

Uttalte toksiske effekter og sykdom forårsaket av metaller sees stort sett ved akutte forgiftninger og ved høy eksponering i yrkeslivet.

Slik eksponering forekommer i mindre grad i våre dager, selv om situasjonen i enkelte industrier er langt fra bra. I løpet av de seneste ti år har interessen i stadig sterkere grad blitt fokusert på uheldige helsemessige effekter av lavgradig metalleksponering og særlig på utsatte grupper som f.eks. barn. Slike effekter vil som oftest være lettere, ha mer uspesifikk natur og dermed være vanskeligere å påvise. Nervesystemet har i mange tilfeller vist seg å være svært sensitivt. Effektene påvises ved å sammenlikne eksponerte og ueksponerte grupper. Flere av studiene har vært omstridte i det betydningen av utenforliggende faktorer for de målte effekter har vært vanskelige å fastslå. I enkelte tilfeller kan man også diskutere om den målte effekt kan betegnes som en helseeffekt eller om det er en biologisk effekt uten helsemessig betydning.

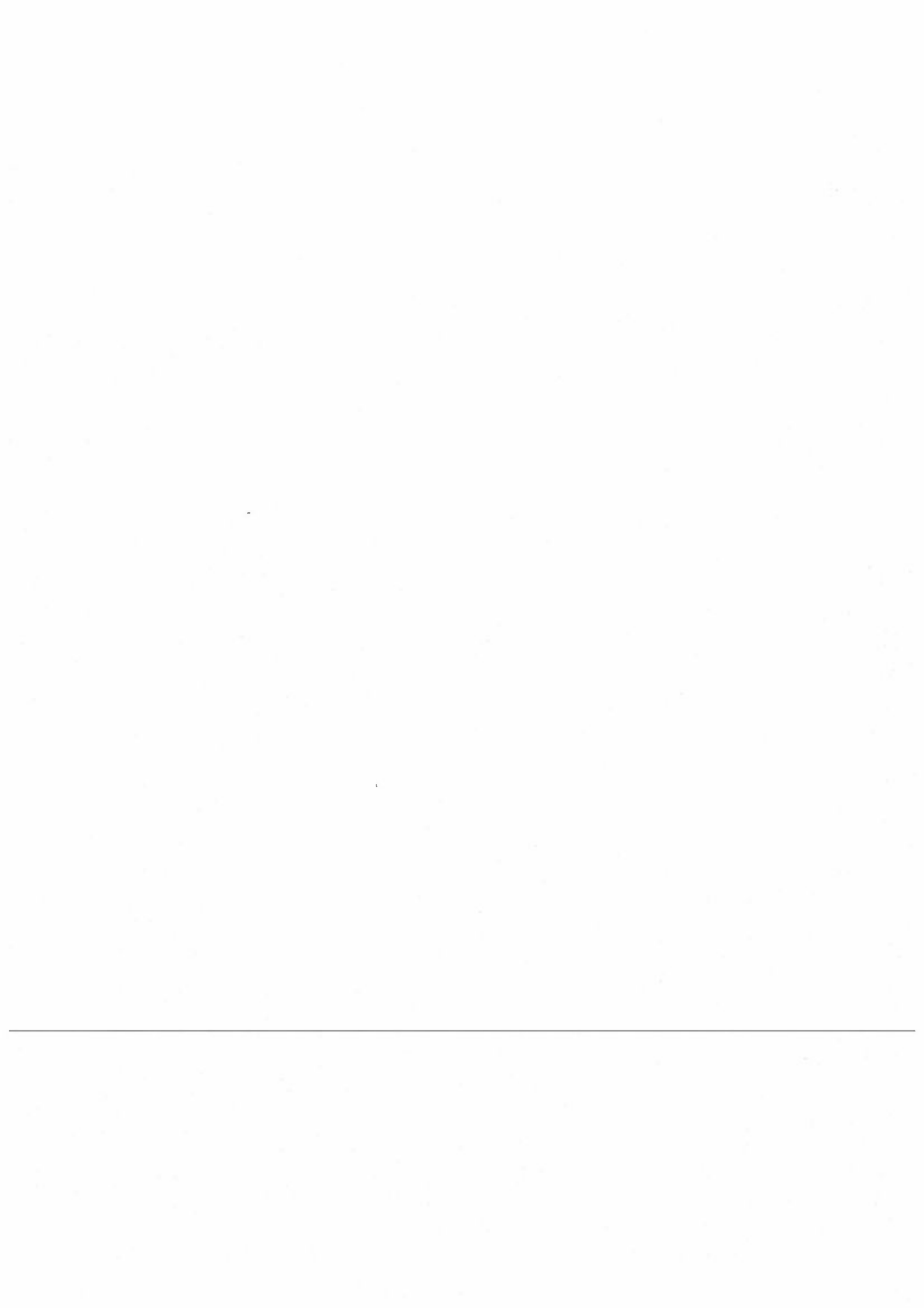
Lavgradig eksponering for metaller som tenderer til å hoppe seg opp i organismen kan få betydning først etter lang tid. Ved metaller som utløser allergi hos sensitive personer eller virker kreftfremkallende er dose-spørsmålet mer komplisert i det effekten i disse tilfeller i stor grad er uavhengig av dosen. Økende dose vil i disse tilfeller bety økende sannsynlighet for at slike virkninger skal opptre i en befolkningsgruppe. Aktuelle metaller vil bli diskutert i lys av disse problemene.



SESJON II

EKSPONERINGSKILDER I NORGE

Møteleder Eilif Steinnes, Universitetet i Trondheim



TUNGMETALLER OG SPORELEMENTER I LUFT

av Arne Semb, Norsk institutt for luftforskning

I geokjemisk sammenheng defineres sporelementer som de elementer som finnes i ppm-mengder i geologisk materiale. Wedepohl (1971) har sammenlignet elementsammensetningen i sedimentære og magnetiske bergarter, og finner en anrikning i sedimentære bergarter av elementer som er flyktige ved høy temperatur. En relativ anrikning av de samme elementene kan også påvises i støvprøver fra vulkanutbrudd, men også, og da i langt større konsentrasjoner, i forbindelse med forurensninger. Dette har sammenheng med innholdet av sporelementer i fossilt brensel, spesielle anvendelser av bestemte sporelementer, og innholdet av sporelementer i råstoffer og malm for høy-temperatur prosesser i industrien, særlig metallurgisk industri.

En oversikt over sporelementinnholdet i bergarter, jord og luft er gitt i tabell 1. Produksjonsvolumet for endel viktige metaller er også angitt.

Vi ser at tungmetallene kobber, sink og bly utvinnes i store kvanta på tross av at disse elementene er sjeldne i geokjemisk sammenheng. Når dette er mulig, er årsaken i ikke liten grad at disse elementene er konsentrert i kisminaler som er lette å identifisere, og at utvinningen ved karbotermiske metoder er enkel. Andre elementer som As, Se er imidlertid også i stor utstrekning akkumulert sammen med Pb, Zn og Cu i sulfidmalmer.

Fossilt brensel inneholder også høyere konsentrasjoner av endel elementer, enn annet geologisk materiale. For jordolje gjelder dette spesielt elementene V og Ni og i en viss grad også Se. Kull har et askeinnhold på opptil 40%, vanlig askeinnhold for kraftverkskull er 5-15%. Innholdet av sporelementer i kull er også variabelt. Tabell 2 gir noen eksempler, interesserte henvises til sammenstillinger av Gluskoter et al (1981), Swaine (1985) og KHM (1983).

Ved forbrenningen blir 20-90% av askeinnholdet omdannet til flyveaske, som deretter skilles ut i sykkloner, elektrostatiske filtere, osv.

Tabell 1: Innhold av sporelementer i geologisk materiale, produksjon og konsentrasjoner i luft.

	Gjennomsnittlig innhold ($\mu\text{g/g}$)			Verdens- produksjon ⁶ 10 ⁶ kg/år	Middelkonsentrasjon i luft ³ ng/m	
	Magmatiske bergarter	Sedimenter	Jord		Birkenes	Jergul
Si	305 400	274 000				
Fe	35 400	48 000	38 000	~1 000 000	84	54
Ca	28 700	15 800	13 000		97	67
V	95	130	100		3.45	1.34
Cr	70	90	100	5 920	1.1	0.4
Mn	690	850	850	9 200	5.9	1.5
Co	12	19	8	22	0.2	0.1
Ni	44	68	40	692		
Cu	30	45	20	7 140	7	3
Zn	60	95	50	5 670	(~30)	6
As	1.7	10	6	51	1.16	0.82
Se	0.09	0.6	0.2	1	0.6	0.3
Mo	1	2.6	2	71		
Cd	0.1	0.8	0.06	15	0.29	0.13
Sn	3	6	10	185		
Sb	0.2	1.5	2	66	0.46	0.14
Hg	0.03	0.4	0.03	9	(3)	(2)
Pb	15	20	10	3 410	20.78	6.37
Ag	?	?	0.1	92		

Tabell 2: Innhold av sporelementer i fossilt brensel og biobrensel. Etter KHM (1983).

Energiinnholdet for olje: 40.5 MJ/kg
 " " kull: 26 " "
 " " ved: 19 " "
 " " torv: 22 " "

Innhald av sporelement	Hg	As	Cd	Pb	Cr	Ni	V
	$\mu\text{g/MJ}$						
Energikommisjonens medelolja (Eo5)	0.05	0.15	0.5	20	0.15	360	1170
Energikommisjonens medelkol	3.5	170	7	350	415	500	860
Ett Australiskt kol, aktuelt för import till Sverige (S-halt 0.12 g/MJ)	1.8	3.5	1.8	350	-*	-*	350
Kol, använt vid kraftverket i Ingå Finland	4.2	112	7.9	875	1375	583	541
Torv (AC-län) (S-halt, 0.12 g/MJ)	<2.5	250	1	125	375	500	500
Torv (Z-län) (S-halt 0.12 g/MJ)	<5	300	10	40	100	150	150
Flis (ek), prov 1	6.4	<2.3	11	180	<70	<70	<1000
Flis (ek), prov 2	10	0.3	<11	700	<53	<53	<750

Exempel på halter av spårämnen i olja, kol, torv och ved. Ovan angivna värden för det australiska kolet gäller ett nyligen slutet kontrakt och är inte medelvärden för kol i allmänhet från Australien. -* Uppgift saknas.

Utskillingsgraden er fra 90% til 99.5%, avhengig av utstyr og driftsbetingelser. De flyktige sporelementene kondenserer imidlertid i stor utstrekning på de minste av flyveaskepartiklene og utslippet av disse blir derfor forholdsmessig større for disse enn for de ikke-flyktige askebestanddelene Al, Si, Fe osv.

Kvikksølv, og i en viss grad selen, foreligger som gassformige forbindelser i utslippet. Det er gjort en lang rekke undersøkelser av utslipp av sporelementer fra varmekraftverk og av innholdet av sporelementene i de ulike støvfraksjonene (KHM, 1983; Smith, 1987).

Det bør nevnes at naturgass kan inneholde kvikksølv, og at også bio-brensel vil ha et visst innhold av sporelementer avhengig av voksestedet.

Fossilt brensel og annen energiproduksjon står imidlertid bare for en mindre del av utslippene. Pacyna (1983/84) har foretatt overslagsberegninger over utslippene til luft i Europa. Et forenklet sammen- drag, fordelt på kildekategorier, er gitt i tabell 3. Merk at referanseåret her er 1982, med blyinnhold i bensin 0.4 g/l i en rekke land i Europa!

Den viktigste delen av utslippene, bortsett fra bly i bensin, skriver seg fra den metallurgiske industrien. Her har det skjedd store forbedringer, men utslipp av arsen, selen, kadmium og bly skyldes stadig produksjonen av bly, kobber og nikkel ved anlegg og produksjonsmetoder som er umoderne etter dagens standard.

Utslipp fra jern- og stålindustrien har bl.a. sammenheng med resirkulering av skrapjern.

Forbrenning av kommunalt husholdingsavfall er en relativt ubetydelig kilde. Her bør det innskytes at de data vi har, kanskje er noe misvisende med hensyn til hvor store mengder kadmium- og kvikksølvholdig avfall som går til forbrenning. Forbruket av batterier og elektronikk- utstyr er i sterk vekst.

I Norge er utslipp i andre land og transport over lange avstander hovedkilden også til sporelementer i luft og nedbør utenfor industri-

Tabell 3: Utslipp av As, Cd, Hg og Pb fra forskjellige kildekategorier i Europa i 1982 (Pacyna, pers. medd.).
Enhet: tonn/år.

	As	Cd	Hg	Pb
Fossilt brensel	710	270	250	2900
Jern og stål	230	50	-	3900
Annen metallurgisk industri	3660	730	20	13000
Sement	200	10	-	600
Avfallsforbrenning	10	40	30	500
Ved	30	15	15	400
Produksjon og anvendelse av spesielle produkter	130	5	70	-
Bensin	-	-	-	68500
	4970	1120	385	89800

områder og tettbygde strøk. utbredelses- og nedfallsmonster er derfor nokså likt "sur nedbør", selv om utslippene ikke først og fremst er knyttet til fossilt brensel.

Undersøkelser av sporelementinnholdet i luft er foretatt i 1973, 1978-79 og i 1985-86 (Semb, 1978; Hanssen et al., 1980; Pacyna et al., 1984; Amundsen, 1987). Analyser av sporelementer i nedbør er utført siden 1974 (SFT, 1986); og det er gjennomført landsomfattende innsamlinger av analyse av moseprøver i 1977 og 1985 (Rambæk og Steinnes, 1980; Rühling et al., 1987). Konsentrasjonen av en lang rekke sporelementer i moseprøver er godt korrelert med nedbørtilførselen, slik at moseprøver kan brukes til å anslå nedbørtilførselen også i mg/m^2 (Hanssen et al., 1980; Steinnes, 1985; Rühling et al. 1987).

Tabell 4 er en sammenligning av sporelementkonsentrasjoner i luft på Birkenes i 1979-79 og 1985-86.

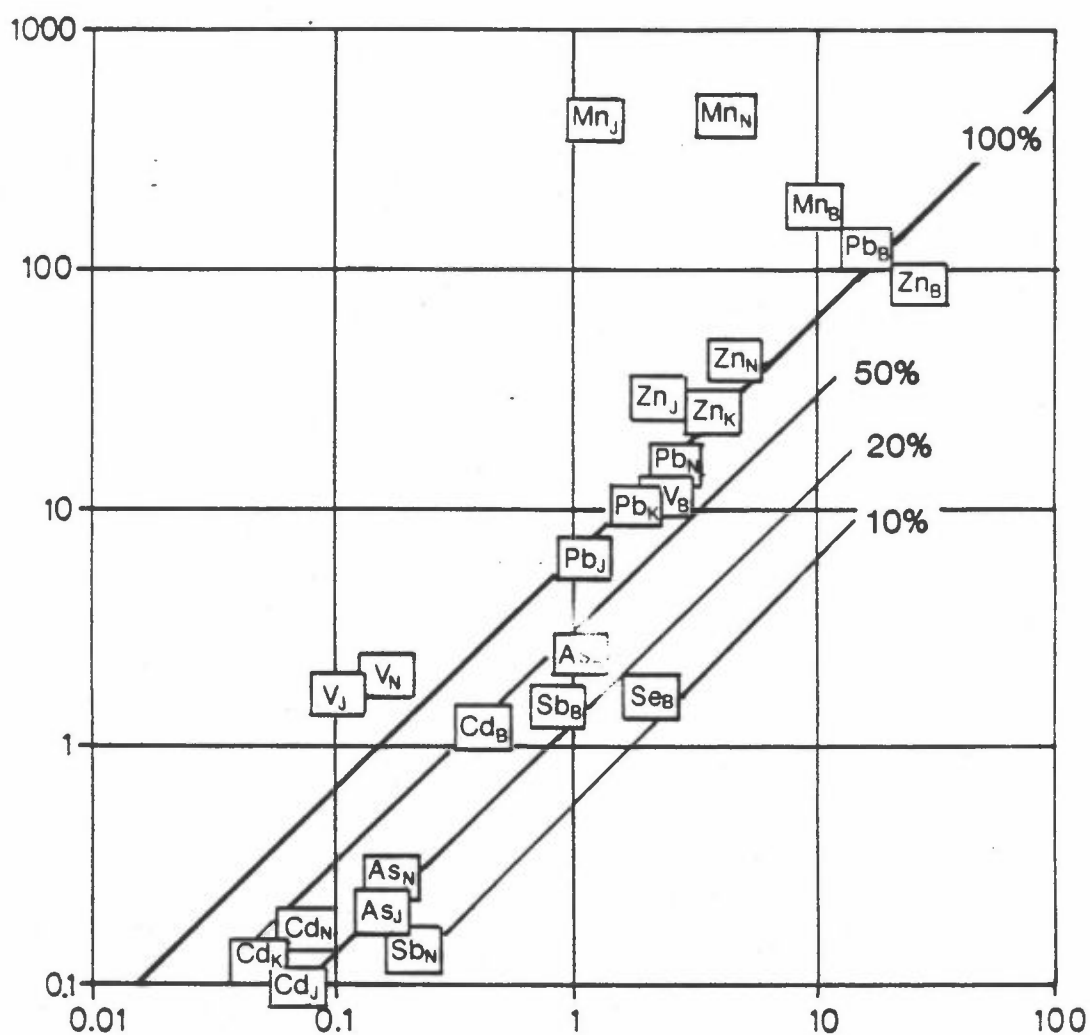
Sammenligningen av gjort sektor-vis, basert på luft-trajektorer i 850 mb beregnet ved Meteorologisk Institutt. Denne viser en nedgang i konsentrasjonene som er ganske markert for Pb og Cd.

Det er naturlig å sette denne nedgangen i sammenheng med redusert blyinnhold i bensin, og restriksjoner på utslipp av kadmium. Også andre endringer bør nevnes. Forbruket av tunge fyringsoljer i Vest-Europa er sterkt redusert, mens England hadde streik og stopp i kull-

industrien i første del av 1985. I Øst-Europa har kullforbruket vært økende i perioden, og det er også økning i personbiltrafikken.

Nedbør- og moseanalysene viser stort sett samme tendens som luftfiltrene, markert nedgang for Pb og Cd.

Kvikksølv forekommer i atmosfæren som gassformig elementært kvikksølv ($\text{Hg}(0)$), molekylære gassformige kvikksølvforbindelser, og bundet eller adsorbent til aerosolpartikler.



Figur 1: Konsentrasjon i moseprøver (ppm).

Tilført med nedbøren, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{år}$.

Etter: Hanssen, J.E., Rambæk, J.P., Semb, A. og Steinnes, E. (1980).

Definisjon av trajektoriesektorer:



Prøven regnes å tilhøre en bestemt sektor dersom trajektorien ligger innenfor sektoren minimum 50% av tiden.

Tabell 4: Konsentrasjoner av sporelementer i luft, Birkenes.
Enhet: ng/m^3 .

Sektorvise middelværdier for 1978-79, og 1985-86.

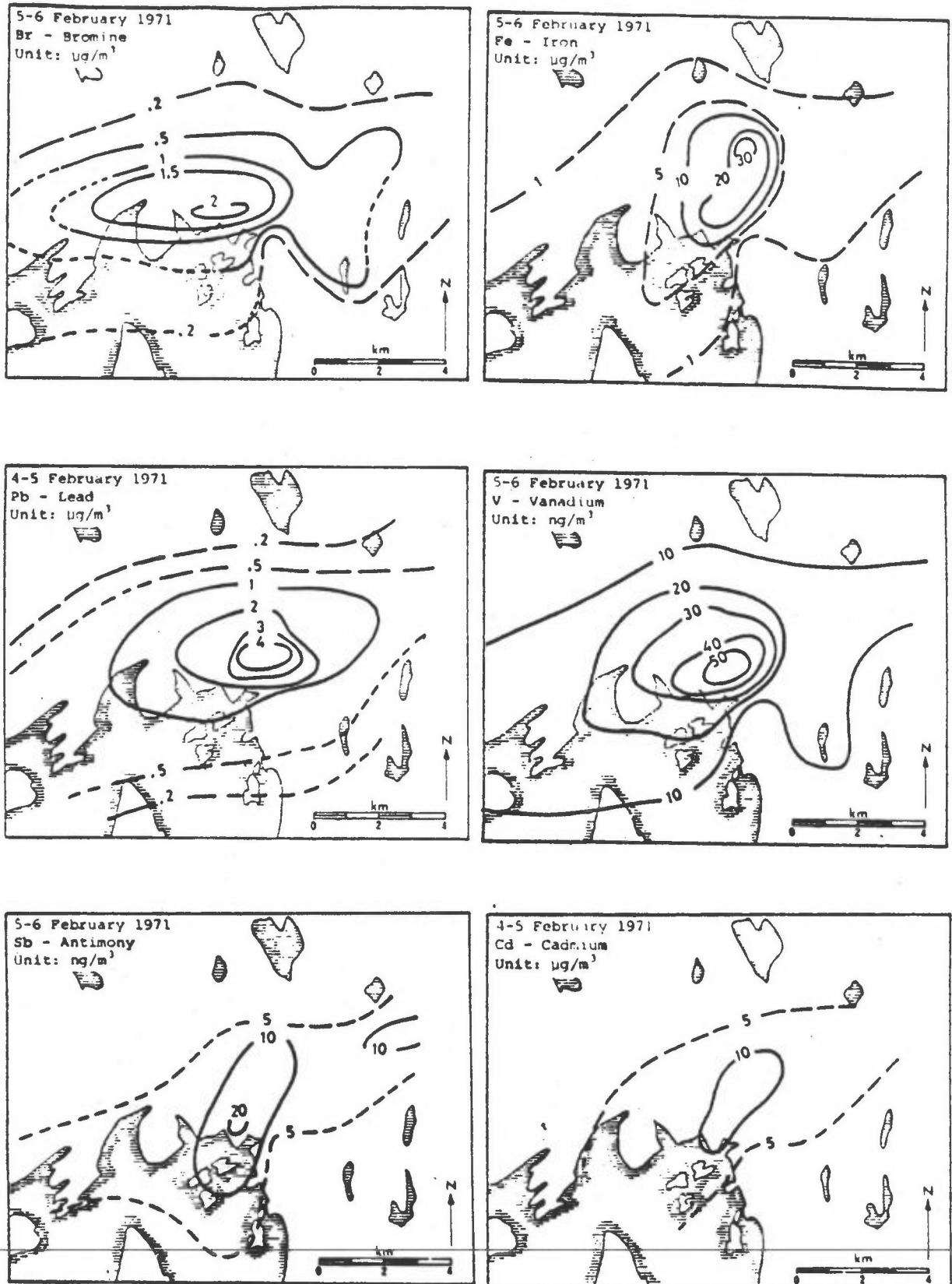
Sektornummer:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alle sektorer
Antall prøver	7 10	10 9	17 14	11 13	6 15	16 43	42 16	19 7	49 33	180 160
Na	245 148	132 92	170 121	238 118	273 447	897 534	863 474	360 376	457 323	508 350
Al	61 28	94 115	78 163	227 124	49 62	128 65	38 24	34 30	90 67	80 73
As	0.32 0.32	1.1 0.44	1.2 0.99	1.6 1.2	1.7 0.8	2.0 0.69	0.61 0.33	0.51 0.17	1.5 0.50	1.2 0.63
Sb	0.15 0.13	0.32 0.42	0.37 0.48	0.67 1.1	0.41 0.58	1.1 0.79	0.31 0.16	0.11 0.05	0.60 0.28	0.46 0.51
Se	0.21 0.07	0.31 0.19	0.34 0.32	0.60 0.48	0.57 0.54	1.5 0.60	0.53 0.18	0.22 0.06	0.70 0.27	0.60 0.37
Zn	- 7.6	- 13	- 21	- 26	- 18	- 18	- 7.0	- 3.3	- 14	- 15
Cd	0.07 0.023	0.17 0.10	0.22 0.16	0.37 0.21	0.49 0.19	0.77 0.22	0.19 0.05	0.08 0.03	0.33 0.09	0.29 0.14
Pb	5.4 3.0	15 7.2	21 12	26 15	29 17	30 17	15 5	3.4 1.3	20 8.0	18 11

Kvikksølv i luft følger ikke det samme utbredelses- eller nedfalls-mønstreet som de andre sporelementene. I luft er totalkonsentrasjonen av kvikksølv relativt høy, 2-20 ng/m³, og det meste av dette foreligger som elementært, gassformig kvikksølv. En del foreligger imidlertid også som gassformige molekylære kvikksølvforbindelser, og det er disse reaktive kvikksølvforbindelsene som kan felles ut med nedbør, absorberes i vegetasjon, osv. Elementært kvikksølv kan overføres til vannløselig kvikksølv ved reaksjon med oksidanter (ozon) i atmosfæren, men de reaktive kvikksølvforbindelsene vil også kunne dannes ved forbrenningsprosesser, industriprosesser o.l. (Brosset, 1981; Lindqvist og Rodhe, 1985; Iverfeldt og Lindqvist, 1986).

Utslipp av sporelementer i Norge er, bortsett fra biltrafikken, særlig knyttet til metallurgisk industri. De landsomfattende innsamlingene av moseprøver gir gode opplysninger om hvor utslippene befinner seg, og hvilke elementer som finnes i utslippene.

Ellers er det analysert luftfiltre i forbindelse med Oslo-undersøkelsen i 1971 (Joranger et al., 1977). Utenom utslipp av bly og vanadium fra tunge fyringsoljer, viser undersøkelsen også utslipp av jernoksid, sink, mangan, kadmium og bly fra Christiania Spigerverk i Nydalen.



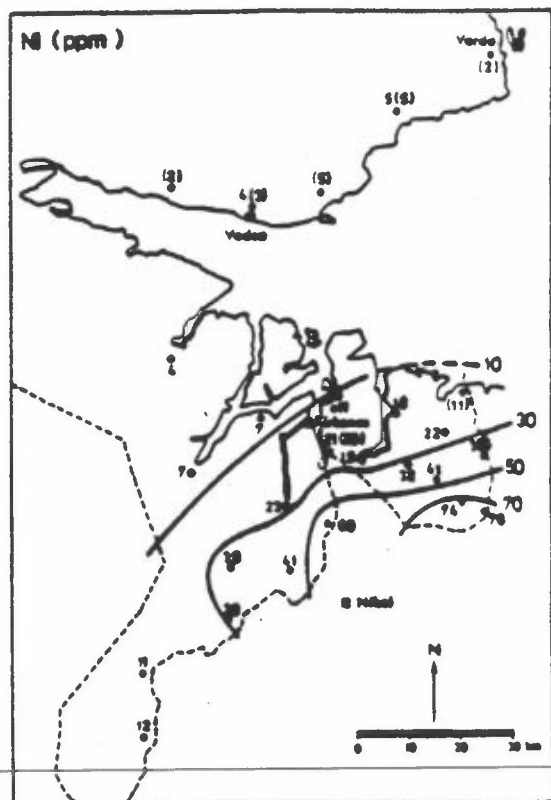
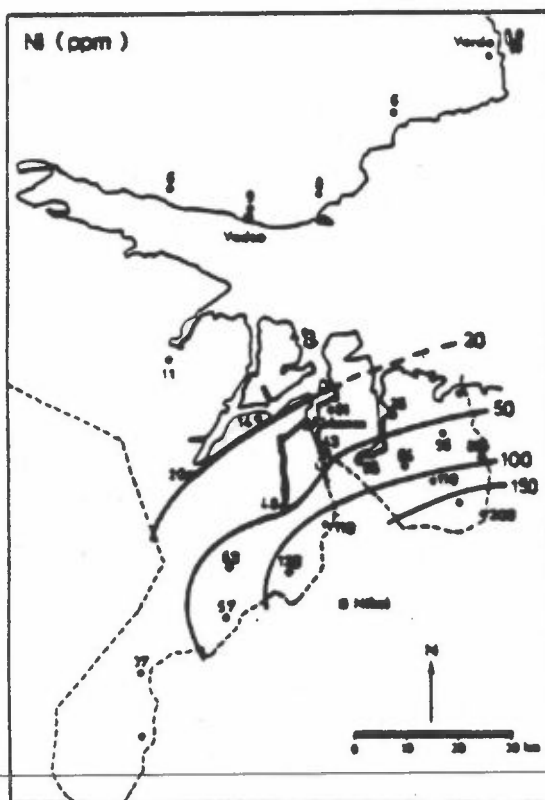
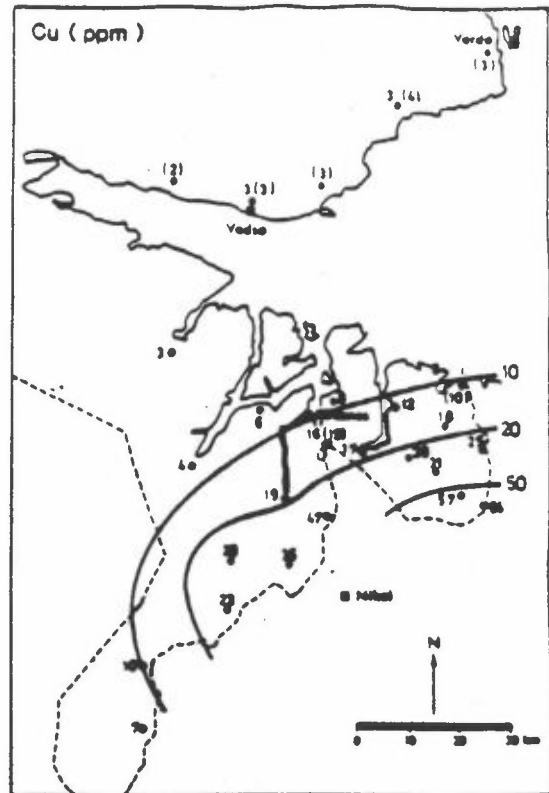
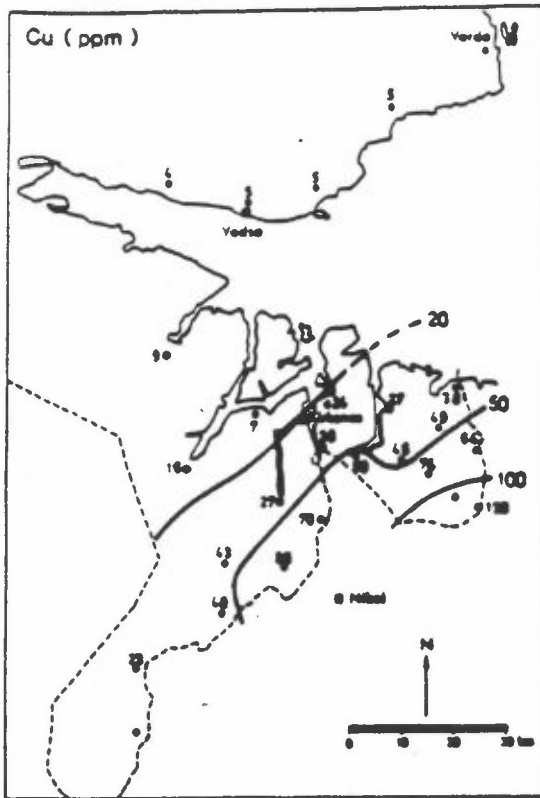
Figur 2: Konsentrasjonsfordelingen av endel elementer i luft under en inversjonsperiode i Oslo 5-6 februar 1971. Etter Joranger et al., NILU OR 27/77.

I februar i år ble smeltehytta i Sulitjelma nedlagt. Foruten å ha Norges høyeste SO_2 -konsentrasjoner i utendørs luft, hadde dette samfunnet også høye verdier for bly, sink, arsen og kadmium i luft. Dette er imidlertid nå historie.

Tabell 5: Luftkonsentrasjonen av 6 elementer på filter, samt SO_2 ved 5 stasjoner i Sulitjelma. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som 24-timers middelerverdier.
B. Sivertsen, NILU, notat 22.1.1975.

1974		Element ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)						
Stasjon	Dato	S (som S)	Fe	Pb	Zn	Cd	Cu	SO_2
Furulund	7-8.2	16	5.0	3.3	8.4	0.2	0.5	1470
Giken	"	14	1.4	5.3	17.4	0.25	0.8	2400
Lomi	"	17	9.2	3.3	8.6	0.2	0.7	1700
Charlotta	8-9.2	13	3.9	3.3	8.6	0.2	0.5	1040
Sandnes	"	15	6.7	3.1	9.0	0.15	0.7	760

For å finne konsentrasjoner av betydning må vi nå reise til Øst--Finmark, der vi har et nikkelverk noen få km øst for Svanvik i Pasvik. Dette verket har et utslipp av SO_2 som er større enn Norges totalutslipp og konsentrasjonene av nikkel og kobber i lav og moseprøver er betydelige (figur 3).



Etasjemose, *Hylocomium splendens*

Kvitkrull, *Cladina stellaris*
(Reinlav, *Cladina arbuscula/mitis*)

Figur 3: Konsentrasjonen av kobber og nikkel i moseprøver, Pasvik 1981, (Schjoldager m.fl., 1983).

LITTERATURHENVISNINGER

- Amundsen, C.E. (1987) Langtransport av luftforurensninger studert ved analyse av filterprøver fra Birkenes. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Trondheim, AV.H.
- Brosset, C. (1981) The mercury cycle. Water, Air, Soil, Pollut., 16, 253-255.
- Gluskoter, H.J., Shimp, N.F., Ruch, R.R. (1981) Coal analyses, trace elements, and mineral matter. In: Chemistry of Coal Utilization, M.A. Elliott (ed.) Wiley, New York, pp 369-424.
- Hanssen, J.E., Rambæk, J.P., Semb, A., Steinnes, E. (1980) Atmospheric deposition of trace elements in Norway. Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980.
- Iverfeldt, Å., Lindqvist, O. (1986) Atmospheric oxidation of elemental mercury by ozone in the aqueous phase. Atm. Environm., 20, 1567-1573.
- Joranger, E., Gram, F., Hanssen, J.E., Steinnes, E. (1977) Chemical composition and sources of aerosols in Oslo, Norway, during the winter 1971. Lillestrøm (NILU OR 27/77).
- KHM (1983) Kolets hälso- och miljöeffekter. Slutrapport. Statens Vattenfallsverk, Sverige.
- Lindqvist, O., Rodhe, H. (1985) Atmospheric mercury, a review. Tellus, 37B, 136-159.
- Pacyna, J.M. (1983) Trace element emissions from anthropogenic sources in Europe. Lillestrøm (NILU TR 10/82).
- Pacyna, J.M. (1984) Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. Atm. Env., 18, 41-50.
- Pacyna, J.M., Semb, A., Hanssen, J.E. (1984) Emissions and long-range transport of trace elements from anthropogenic sources in Europe. Tellus, 36, 163-178.
-
- Rambæk, J.P., Steinnes, E. (1980) Kartlegging av tungmetallnedfall i Norge ved hjelp av mose. Work Report A-7. Institutt for Atomenergi, Kjeller.

- Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A., Steinnes, E.
(1987) Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries 1985 - monitored by moss analyses. Nordisk Ministerråd, København. (NORD 1987:21).
- Schjoldager, J., Semb, A., Bruteig, I.E., Hanssen, J.E., Rambæk, J.P.
(1983) Innhold av elementer i mose og lav, Øst-Finnmark 1981. Lillestrøm (NILU OR 55/83).
- Semb, A. (1978) Deposition of trace elements from the atmosphere in Norway. SNSF-prosjektet, OR 13/78.
- Sivertsen, B. (1975) Innholdet av metaller i svevestøvet fra Sulitjelma. Notat, Norsk institutt for luftforskning, Lillestrøm.
- SFT (1986) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1985. (Rapport 256/86). Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Smith, I.M. (1987) Trace elements from coal combustion: emissions. IEA Coal Research, London.
- Steinnes, E. (1985) Use of mosses in heavy metal deposition studies. Lillestrøm (EMEP/CCC-Report 3/85).
- Swaine, D.J. (1985) Modern methods in bituminous coal analysis: trace elements. CRC Critical Reviews in Analytical Chemistry, 15, 316-346.
- Wedepohl (1968) Chemical fractionation in the sedimentary environment. In: L.H. Ahrens (ed.). Origin and distribution of the elements, Pergamon Press, Oxford, pp 999-1016.
-

KJEMISK SAMMENSETNING AV NORSK DRIKKEVANN:
VANN SOM EKSPONERINGSKILDE FOR METALLER/ELEMENTER I NORGE

Trond Peder Flaten,
Kjemisk institutt, Den allmennvitenskapelige høgskolen,
Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Det er samlet inn 4 vannprøver, en for hver årstid, fra hvert av 384 norske vannverk som pr. 1.1.1982 forsynte 70,9% av Norges befolkning. I alt 30 ulike bestanddeler (tabell 1) ble bestemt i vannprøvene. Det er gjennomført en relativt grundig analysekontroll: Prøvene for hver årstid er analysert i tilfeldig rekkefølge sammen med standarder, dubletter, null-løsninger og tidligere analyserte prøver. Analyseresultatene virker, med enkelte mindre unntak, pålitelige.

Norske kvalitetskrav eksisterer for 14 av de undersøkte parametrene. Disse kravene er gitt i tabell 1, sammen med den prosentvise andelen av enkeltobservasjoner som ikke oppfylte kvalitetskravene. For de fleste bestanddelene var kravene stort sett oppfylt. Når det gjelder pH, fargetall, Cu og Fe, var det imidlertid mer enn 10% av vannprøvene som ikke oppfylte kvalitetskravene. Dette gjenspeiler to av de viktigste problemene i norsk vannforsyning: (1) Mange vannkilder har høyt humusinnhold. Dette er i første rekke et estetisk problem. (2) I store deler av landet er vannet surt og bløtt. Dette fører til korrosjon av vannrør og andre installasjoner.

Tabell 1 viser at det er store variasjoner i sammensetningen av norsk drikkevann. For flere bestanddeler er de høyeste verdiene mer enn 100 ganger de laveste. De fleste bestanddelene viser også markerte geografiske mønstre. Mønstrene kan tolkes ut fra ulike typer prosesser som bidrar til drikkevannets kjemiske sammensetning:

- Kjemisk forvitring av berggrunn, løsmasser og sedimenter i vannkildenes nedslagsfelt (f.eks. Al, Ba, Ca, F, K, Mg, Na, Si og Sr).
- Tilførsel av havsalter (f.eks. Na, Cl, Br, Mg og SO₄).

- Regional eller lokal forurensning (f.eks. Al, Mn, SO₄, NO₃ og TOC).
- Utløsning fra vannrør/armatur (f.eks. Cu, Zn, Fe, Ca og Sr).
- Vannbehandling (f.eks. Na, Ca, Sr, Cl, Al og SO₄).
- Nedbrytning av planterester fra myrer og annen organisk jord (f.eks. TOC, fargetall og NO₃).

Generelt bidrar drikkevannet lite til totalinntaket av de fleste elementer. Det finnes imidlertid unntak, det mest kjente er fluor. Dessuten varierer den kjemiske sammensetningen mye (se over), slik at for de høyeste konsentrasjonene kan drikkevannet gi betydelige bidrag av ulike elementer. P.g.a. utløsning fra vannrør, armatur og loddinger kan drikkevannet dessuten i enkelte tilfeller inneholde betydelige mengder av metaller, både toksiske (Pb, Cd) og andre.

Ved eksponeringsvurderinger må det, i tillegg til totale mengder, tas hensyn til den biologiske tilgjengeligheten av ulike fysikalsk-kjemiske former av det aktuelle elementet. Det kan tenkes at de formene som finnes (oppløst) i drikkevann kan absorberes mer effektivt enn former som finnes i mat og andre kilder. Dette kan kanskje ha betydning for elementer som f.eks. aluminium, krom og vanadium.

Tabell 1. Konsentrasjoner og kvalitetskrav for 30 bestanddeler i norsk drikkevann.

Bestanddel	Medianverdi	Konsentrasjonsområde	Kvalit. krav	Over- ¹⁾ skridelser
Silisium (mg Si/l)	0,88	<0,30-9,17	-	-
Aluminium (mg Al/l)	0,055	<0,10-4,10	-	-
Jern (µg Fe/l)	47	<10-4373	<200	11,1%
Titan (µg Ti/l)	<4	<4-61,5	-	-
Magnesium (mg Mg/l)	0,69	<0,07-13,0	<10	0,2%
Kalsium (mg Ca/l)	2,87	0,17-57,4	<35	0,7%
Natrium (mg Na/l)	3,79	0,32-115,3	-	-
Mangan (µg Mn/l)	6,3	<50-991	<100	4,7%
Kopper (µg Cu/l)	11,7	<1-2886	<50	21,2%
Sink (µg Zn/l)	13,5	<6-3215	<300	2,6%
Bly (µg Pb/l)	<90	<90-675	<50	≥0,07%
Nikkel (µg Ni/l)	<40	<40-57	-	-
Kobolt (µg Co/l)	<20	<20	-	-
Vanadium (µg V/l)	<10	<10	-	-
Molybden (µg Mo/l)	<10	<10	-	-
Kadmium (µg Cd/l)	<10	<10	<5	?
Barium (µg Ba/l)	8,5	<25-481	-	-
Beryllium (µg Be/l)	<2	<2	-	-
Strontium (µg Sr/l)	14,8	1,5-571	-	-
Litium (µg Li/l)	<5	<5-12,5	-	-
Kalium (mg K/l)	0,14	<0,5-5,27	-	-
Fluorid (µg F ⁻ /l)	58	13-1208	<1500	0
Klorid (mg Cl ⁻ /l)	6,40	0,46-117,0	<100	0,3%
Bromid (µg Br ⁻ /l)	11	<5-441	-	-
Nitrat (mg NO ₃ ⁻ /l)	0,46	<0,05-21,4	<11	0,5%
Sulfat (mg SO ₄ ²⁻ /l)	5,28	1,36-39,6	<100	0
pH	6,75	4,50-10,28	8,0-8,5	98,0%
Konduktivitet (µS/cm)	50,4	8,0-620	-	-
TOC (mg C/l)	2,35	0,22-10,02	-	-
Fargetall (mg Pt/l)	11	0-145	<15	35,1%

1) Prosentvis andel av enkeltobservasjoner i denne undersøkelsen som ikke oppfyller norske kvalitetskrav.

EKSPONERINGSKILDER I NORGE

ERNÆRING

SVERRE H. OMANG, OSLO HELSERÅD

Ernæringspolitikken har de senere år fokusert oppmerksomheten sterkest om kostens høye innhold av fett og sukker og uttalt at det generelt bør spises mer av magre og stivelsesholdige matvarer. De direkte råd til befolkningen har gått ut på at vi må øke inntaket av brød og andre kornvarer, spesielt basert på sammalt mel, spise mer fisk, poteter, frukt og grønnsaker og bytte ut fete meieri- og kjøttvarer med magre varer. Videre skal vi spise mindre smør, margarin og sukker og mer fet fisk som inneholder de riktige umettede fettsyrer.

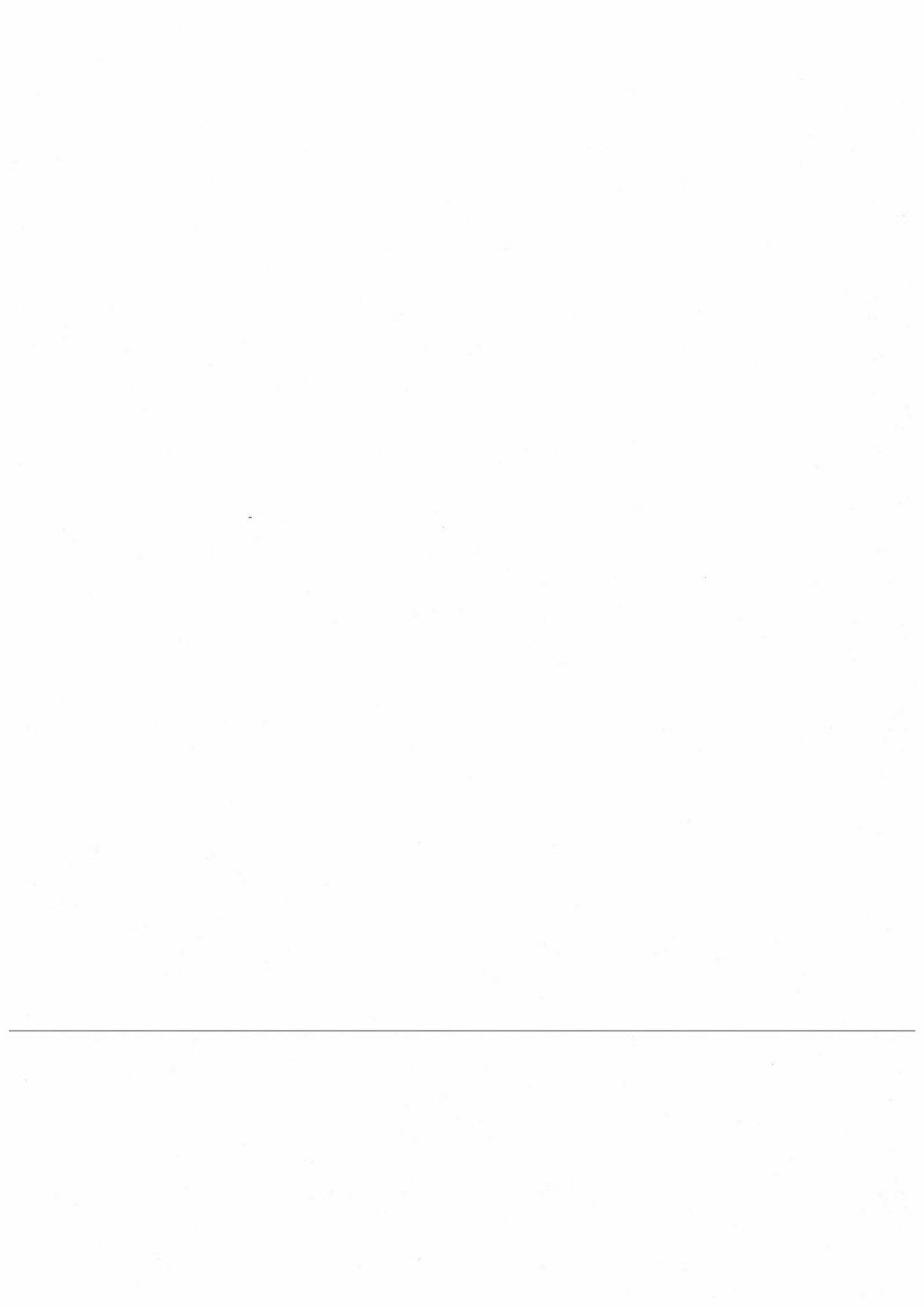
Hvorledes vil så disse rådene, dersom de følges, virke inn på individenes sporelementstatus?. Svaret er helt klart! Virkningen vil være udelt positiv, i og med at både vitamin, mineral og sporelementinntaket vil øke. Dette er meget gledelig. Selv om vi hittil ikke har hatt noen klare indikasjoner på at den vanlige norske kost gir mangel hos den alminnelige befolkning, vinner forskningen stadig ny erkjennelse. Våre kunnskaper på området er således fortsatt mangelfulle. Mens vi vet at det er store individuelle forskjeller i tilførselen, savner vi mer kjennskap både til behovet for sporelementer, til innholdet i matvarene, til den biologiske tilgjengelighet og til hvilke synergistiske eller antagonistiske reaksjoner som foregår de enkelte metallene imellom. Nye tilbud på matsektoren, kanskje spesielt på snack og fastfood siden, gjør dessuten at vi de senere år har fått relativt store endringer i kostens sammensetning for visse grupper. Syke samt eldre med lavt energiinntak, må også i denne sammenheng betraktes som utsatte grupper. Det er dessuten et stort spørsmål om ikke visse alvorlige sykdommer, eksempelvis multipel sklerose, kan ha sammenheng med manglende tilførsel av visse metaller eller med uballanse i mengdeforholdene mellom de enkelte metaller.

DE ENKELTE ELEMENTER

Av elementer det er naturlig å konsentrere seg om i sammenheng med eksponering for elementer og ernæring kan nevnes bly, jern, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, mangan, nikkel, selen og sink.

KONKLUSJON

Innlegget kommer nærmere inn på situasjonen for de enkelte metaller, og legger vekt på at i forbindelse med tilførselen gjennom kosten må vi ikke glemme serveringsutstyr som kjeler, kopper og kar som kan tilføre betydelige mengder uønskede metaller, spesielt bly, når uhellet er ute. Det henvises spesielt til ukontrollert bruk av bl.a. billig keramikk innkjøpt på reise i land der kontrollen med slike varer er svært mangelfull.



IATROGENIC METAL TOXICITY

J. Aaseth, J. Savory

Iatrogenic metal toxicity is becoming increasingly important as new pharmacologic agents and treatments are developed and used in patient care. Two aspects of this topic are the adverse side effects of metal-containing drugs and metal contamination of solutions used either in patients undergoing treatment by dialysis for chronic renal failure, or patients on total parenteral nutrition.

Precious Metals

Adverse effects of silver, gold and platinum are frequently observed during the clinical use of these precious metals as drugs. Gold salts are used in the treatment of rheumatoid arthritis. Platinum as cis-dichlorodiamino platinum (cis-platinum) is used as a cytostatic agent in cases of testicular or ovarian cancers. Iatrogenic intoxication due to silver may result from the medical use of silver nitrate solutions as bactericidal agents. These three precious metals have similarities with regard to chemical reactivity, since all of them are so-called "sulfur seekers", also called "soft" metals, characterized by high affinity for thiols and selenide groups. Their toxic effects may be influenced by this reactivity.

Silver intoxication (argyria) is characterized by blue-grey discoloration of the skin. Increased concentrations of selenium as well as of silver have been found in skin from silver-exposed patients. Electron-dense particles can be found, for example, in kidney biopsy material from such patients, and X-ray microanalysis of these particles has demonstrated the presence of silver selenide.

Platinum intoxication may occur from treatment of cancer patients with cis-platinum chemotherapy. Upon dissolution in water, chloride groups in cis-position exchange for hydroxy groups. The resulting hydroxy compound is highly nephrotoxic, and this effect constitutes the major drawback of cis-platinum chemotherapy. Even a short course of such therapy may induce sustained kidney disorder, characterized by elevated creatinine, hypomagnesemia and tubular proteinuria. The essential lesion is proximal tubular necrosis. Co-administration of hypertonic saline has been used to reduce the nephrotoxic potential. Some sulfur-containing agents (dithiocarbamates), as well as selenium, will prevent the toxic effects. Animal experiments have indicated that selenite administration lowers the toxicity of cis-platinum without reducing its therapeutic potential.

Gold toxicity is often observed when rheumatic patients are treated with gold salts, the most commonly used compound being gold thiomalate. Gold is rapidly separated from thiomalate after injection and is initially bound to albumin in blood plasma. Later, gold concentrates mainly in the kidneys and to a lesser

extent in the macrophages in the liver, the spleen and rheumatoid tissue. The most common side effects are skin reactions, haematological effects and again nephrotoxicity. Whereas transient proteinuria is common, the more serious nephrotic syndrome seldom develops. It is characterized by deposition of immunoglobulins in glomerular lesions and particulate matter, possibly gold, in renal tubuli. Treatment with steroids or penicillamine may improve the condition.

Animal experiments have also shown that selenite administration alters the distribution of gold. The affinity of the precious metals for sulfur and selenium-containing ligands is an important field for further research in relation to their biological toxicity and the possible preventive measures in connection with treatment with the metal-containing drugs.

Aluminium

Aluminium, a common constituent of antacids, is different from the precious metals with regard to biochemical reactivity; it is classified as an "oxygen seeker" or "hard" metal. The major toxic metal problem encountered during haemodialysis treatment for chronic renal failure is aluminium toxicity. Major clinical consequences are the neurological syndrome (dialysis encephalopathy) and metabolic bone disease (dialysis osteodystrophy). Evidence for the role of aluminium in these disorders comes from epidemiological studies relating aluminium content of public water supplies with the incidence of the disease. Contamination by aluminium of such water sources results in contamination of dialysis solutions. Purification of water used for the preparation of dialysate has reduced greatly the incidence of aluminium-related diseases. However, many uraemic patients are treated with aluminium-containing phosphate binders which constitute another major source of iatrogenic aluminium poisoning. Both nickel and chromium concentration in plasma are markedly elevated during haemodialysis treatment and may contribute to other forms of iatrogenic toxicity. Clinical consequences of hypernickelaemia and hyperchromiumaemia are as yet unknown.

Aluminium contamination of intravenous fluids used for total parenteral nutrition can produce metabolic bone disease similar to that seen in patients on haemodialysis treatment. Particular problems are phosphate solutions, calcium gluconate and albumin. Casein hydrolysates have also been found to be contaminated. Infants in particular seem to be extremely susceptible to this type of iatrogenic poisoning. Children are also susceptible to developing aluminium-related bone disease if they have impaired renal function and are taking aluminium-containing phosphate binders, even if they are not on dialysis treatment. Children are probably more inclined to exhibit signs of aluminium toxicity than are adults in this situation.

Thus, iatrogenic metal poisoning is an important clinical problem requiring close interactions between the physician and the analyst. Good analytical performance is crucial to the care of the patient.

OVERVAKNING BASERT PÅ BIOLOGISKE PRØVER

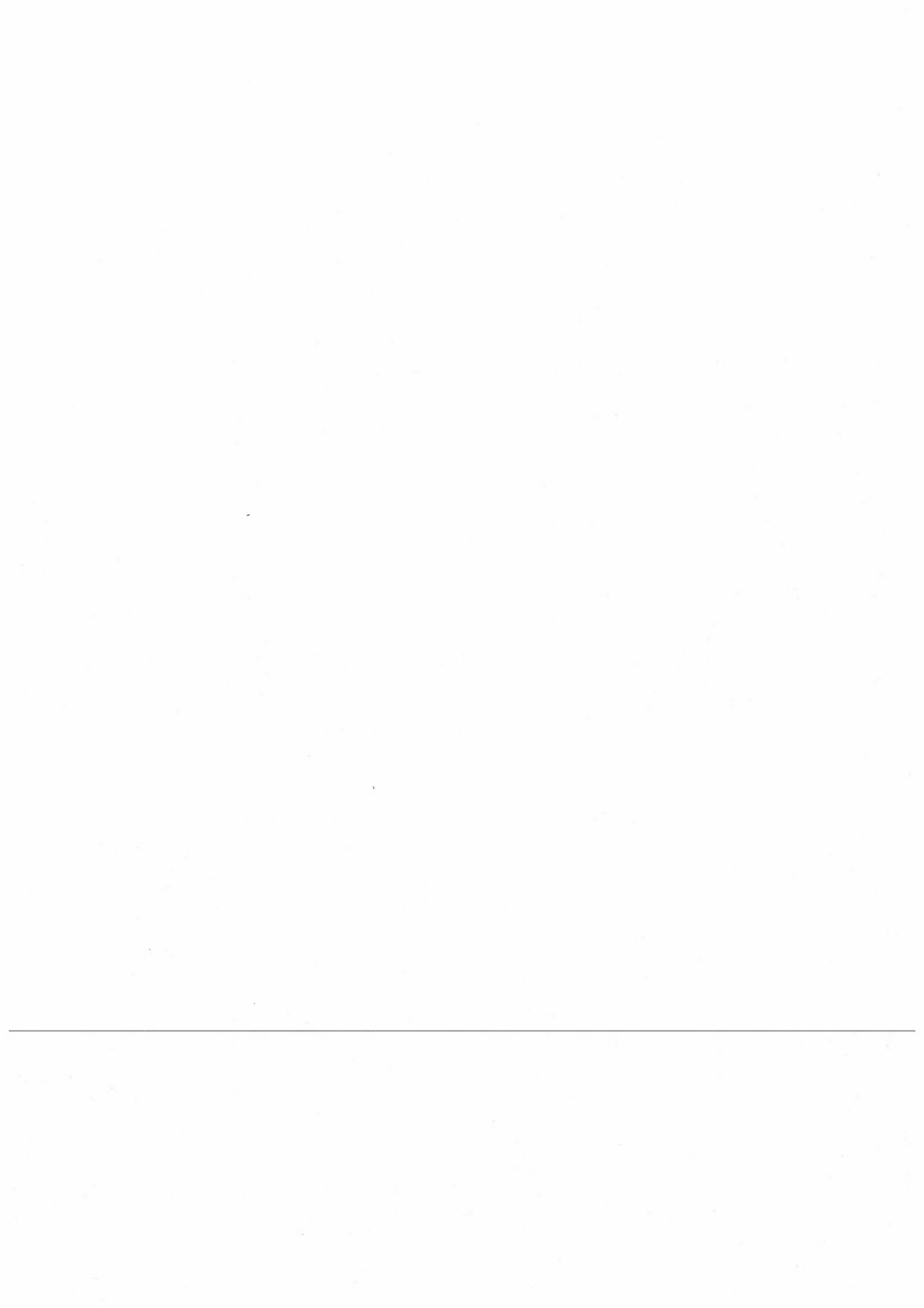
Tore Syversen, Institutt for farmakologi og toksikologi, Universitetet i Trondheim, Eirik Jarlsgt. 10, 7030 Trondheim.

Biologisk monitorering er en individ-rettet måte å overvåke menneskers eksponering for miljøgifter. I mål og metode er den forskjellige fra emisjonsmålinger som er knyttet til bestemte kilder eller miljømonitorering hvor vi karakteriserer bestemte deler av våre omgivelser. Noen særtrekk ved disse ulike arbeidsmåtene blir kommentert, og fordelene ved biologisk monitorering vil bli spesielt trukket frem.

Biologiske media kan være lett tilgjengelig (f.eks. urin og hår) eller er vanskelig tilgjengelig (organ-biopsier). De kan også i ulik grad reflektere den total belastning individet er utsatt for. De mest aktuelle biologiske medier vil bli gjennomgått og kommentert m.h.t. tilgjengelighet for prøvetagning og anvendbarhet som indikatorer.

Ved opplegg av biologisk monitorering bør man ha etiske regler for hvordan undersøkelsene skal legges opp, gjennomføres og rapporteres. Man bør klargjøre hva formålet ved undersøkelsene er, hvordan resultatene skal anvendes og hvem skal få delaktighet i resultatene.

Mulighetene for biologisk monitorering av metaller vil bli gjennomgått for et lite utvalg av metallene; kvikksølv, bly, kadmium, arsen og aluminium.



SESJON III

METALLER I MILJØET

Møteleder Sverre Omang, Oslo Helseråd

Seminar om eksponering og helsevirkning av metaller/elementer
i Norge, Soria Moria 11.11. 1987

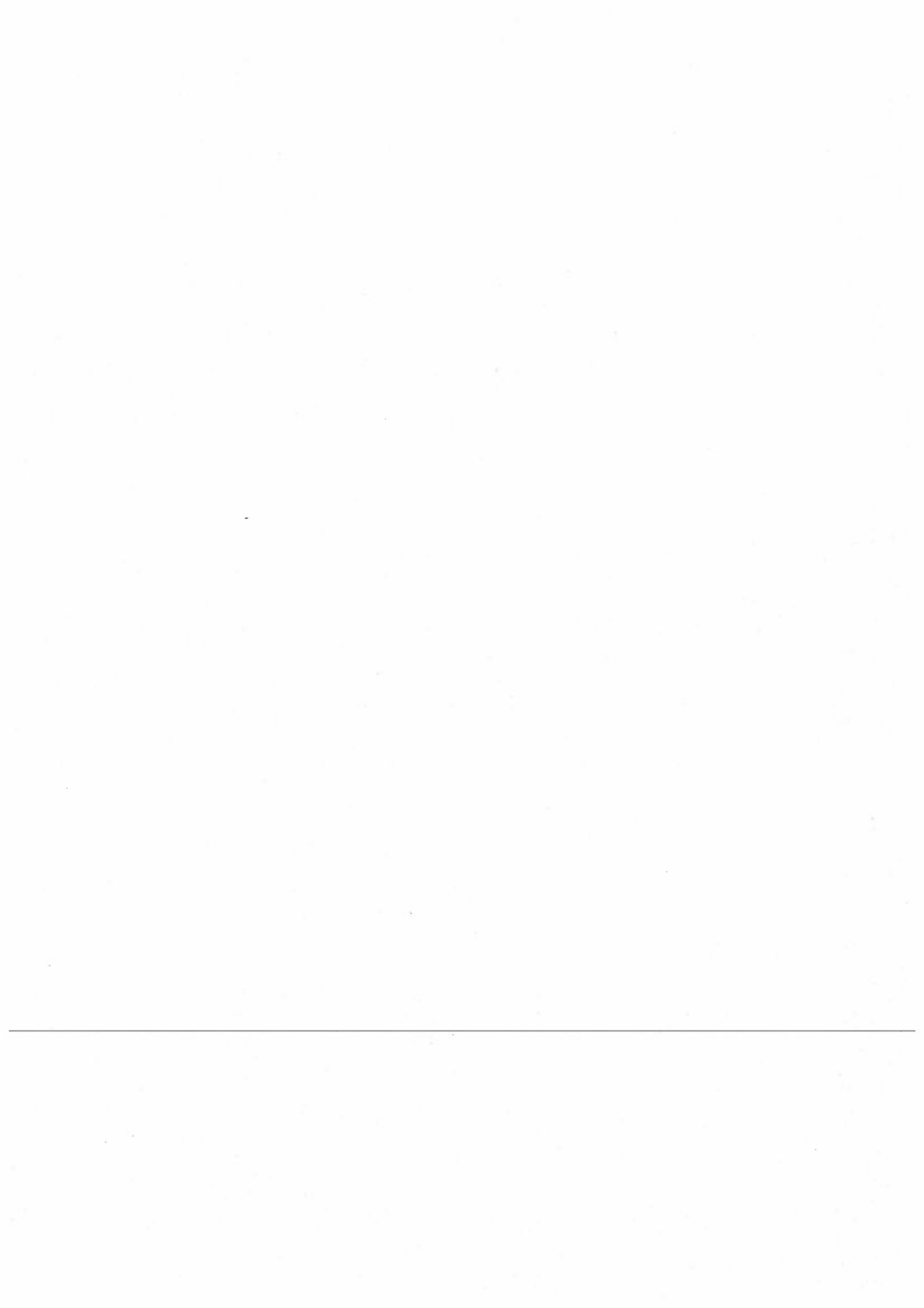
SPORELEMENTER I TERRESTRISK MILJØ I NORGE:
BETYDNING FOR HUMAN EKSPONERING

Eiliv Steinnes, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll

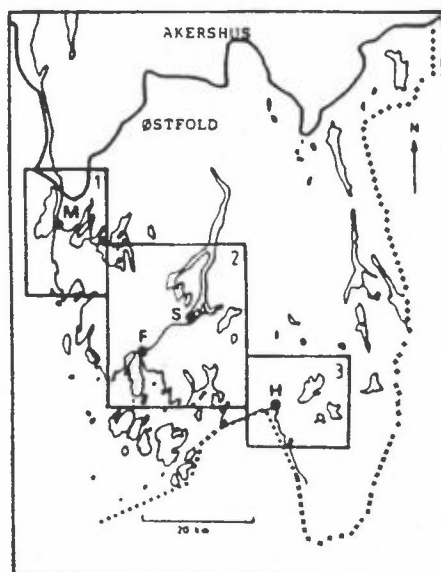
SAMMENDRAG

Ved eksponeringsstudier knyttet til giftige metaller eller essensielle sporelementer er det høyst utilstrekkelig bare å betrakte forholdene i luft og vann når man skal anslå bidrag fra det lokale miljøet. Kunnskap om kilder og spredningsveier i terrestrisk miljø for de stoffene det gjelder er også vesentlig for å kunne gi et mål for total eksponering til mennesker. Denne kunnskapen må omfatte både naturlige bidrag og forhold som har med forurensning å gjøre.

Dette foredraget vil skissere en del faktorer som er viktige for å karakterisere bidrag fra terrestrisk miljø til eksponering av befolkningen i Norge med visse essensielle eller toksiske elementer. Matematiske modeller kan være et nyttig redskap i denne sammenheng.



SAMMENHENG MELLOM INDUSTRIELLE UTSLIPP AV TUNGMETALLER TIL LUFT OG JORDFORURENSNING I ØSTFOLD

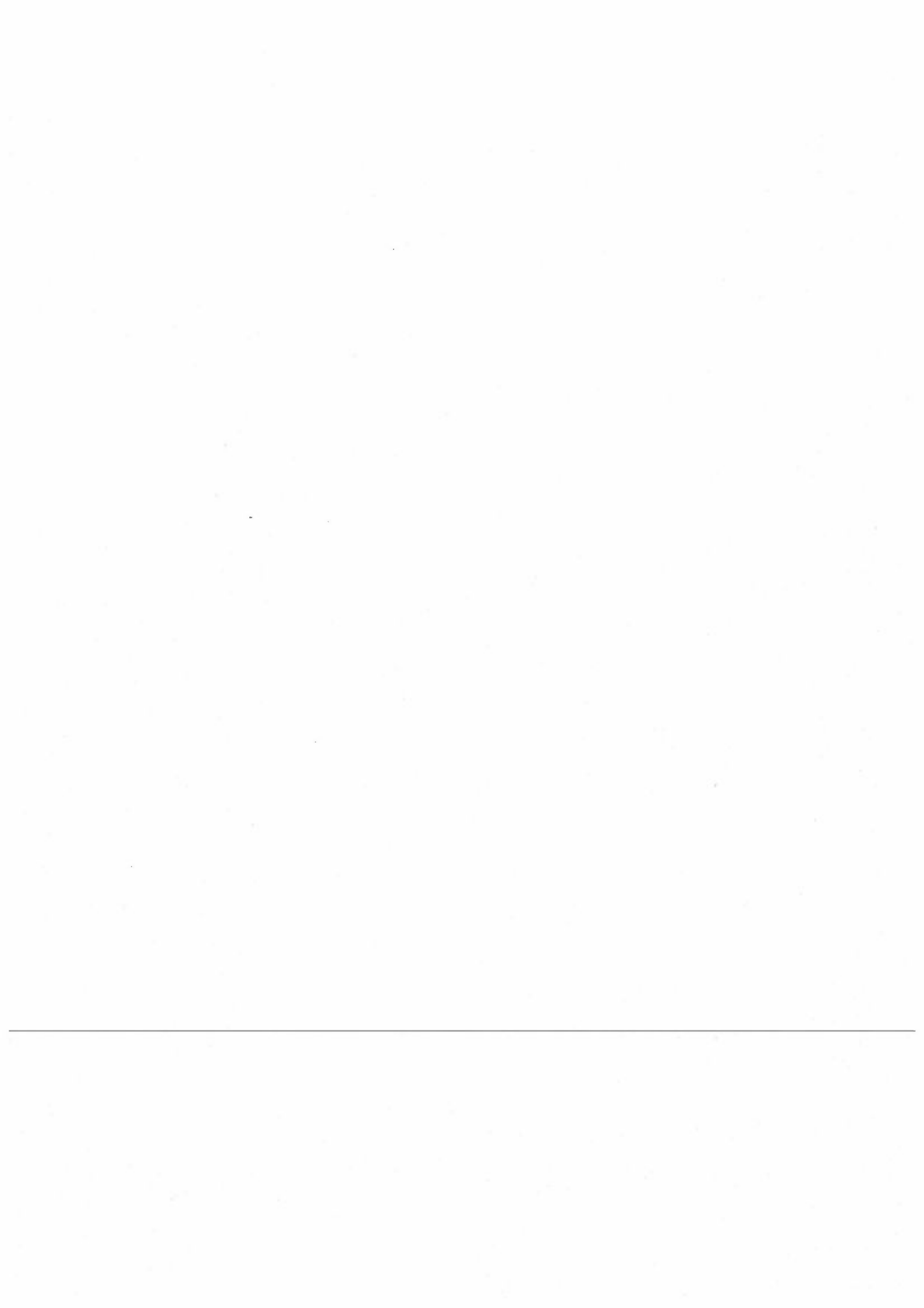


av

Siv.ing./Dr.scient.

Hans A. Blom

A/S Denofa og Lilleborg Fabriker



1. INNLEDNING

Forurensninger med tungmetaller har i de siste 10-år vært viet stor oppmerksomhet. Høye konsentrasjoner av tungmetaller i jord er et alvorlig miljøproblem fordi tungmetallene overføres fra jord via vekster til mennesker og dyr. F.eks. i Japan har slik forurensning ført til alvorlig sykdom hos mennesker (Kitagishi & Yamane, 1981; Låg, 1982).

Tungmetaller foreligger vanligvis i relativt lave konsentrasjoner i uforurenset jord, selv om naturlige forgiftninger med tungmetaller forekommer. I den senere tid er man imidlertid blitt klar over at betydelige mengder tungmetaller transporteres over lange avstander på lignende måter som for den sure nedbøren. Lokale tungmetallutslipp fra industri, boligoppvarming, veitrafikk m.m. kan også tilføres jorda.

Siden Østfold fylke tidlig ble industrialisert, var det grunn til å tro at jorda der var påvirket av tungmetallutslipp fra lokale kilder i tillegg til de bidrag som kommer via langtransport. For å kaste lys over denne problemstilling, ble det besluttet å undersøke innholdet av tungmetaller i jorda omkring østfoldbyene Halden, Moss, Sarpsborg og Fredrikstad. Resultatene fra denne undersøkelsen foreligger som en dr. scient.-avhandling (Blom, 1986), og deler av arbeidet er under publisering (Blom 1987a, 1987b). Hovedresultatene fra dette arbeidet er presentert i det etterfølgende.

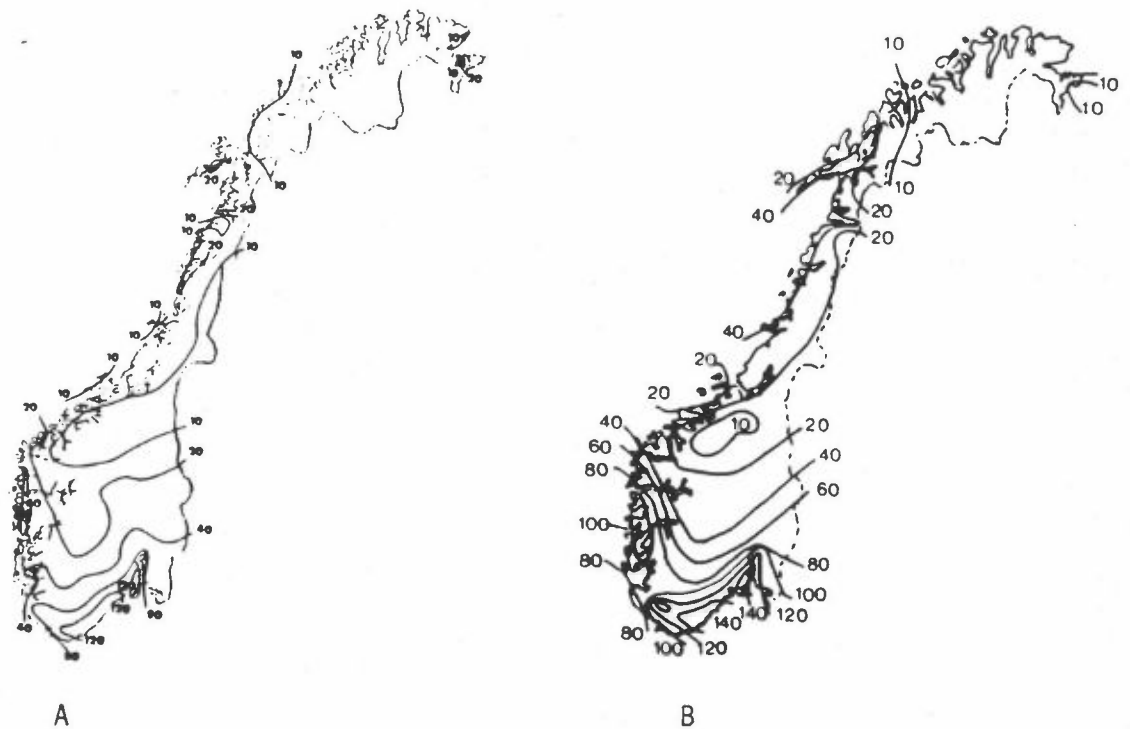
2. LITTERATUR

2.1 Langtransport av tungmetaller

Tungmetaller som slippes ut til luft fra industri, boligoppvarming, biltrafikk m.m., kan transporteres over lange avstander før de avsettes på bakken. Det fins flere metoder for å beregne dette nedfallet, f.eks. ved å måle tungmetallinnholdet i luft, mose, lav eller jord. Det er utført flere undersøkelser over tungmetallinnholdet i mose i Skandinavia (f.eks. Rambæk & Steinnes, 1980a, 1980b; Rühling & Tyler, 1973, 1984). Innholdet av bly i mose er vist i fig. 1A. Som det fremgår av figuren, er konsentrasjonen av bly i mose størst lengst sør i landet og avtar gjennomgående mot nord

og mot innlandet. Disse og andre resultater tyder på at det foregår en betydelig langtransport av bly og andre elementer til Norge fra kilder som ligger sørvest til sørøst for landet.

Tungmetallinnholdet i overflatejord (humus) fra Norge er vist i fig. 1B. Konsentrasjonsmønsteret for bly i overflatejord ligner mye på mønsteret for mose (fig. 1A). Dette indikerer at også jordprøver er et egnet prøvemedium for å studere atmosfærisk nedfall av tungmetaller. Jordprøver vil kunne gi et bilde av nedfallsmønsteret som representerer et mye lengre tidsrom enn f.eks. moseprøver.



Figur 1 Innhold av bly (ppm) i mose (A) og humus (B). Steinnes, 1984.

2.2 Luftforurensninger i Østfold

Østfold ble tidlig industrialisert (Kiær, 1915; Grønsund, 1978) og har derfor vært utsatt for luftforurensninger fra lokale kilder i lengre tid. Haugbotn (1976) fant at svovelinnholdet i nedbør avtok med økende avstand fra Borregaard i Sarpsborg, mens Steinnes og Krog (1977) observerte at innholdet av kvikksølv i naturlig forekommende lav i Sarpsborg-området viste en liten, men jevn nedgang med økende avstand fra industrikomplekset. I en basisundersøkelse av luftkvaliteten i Sarpsborg og Fredrikstad for perioden 1981-83 (Hagen, 1985), ble det funnet at konsentrasjonen av svoveldioksyd, sot, nitrogendioksyd og karbonmonoksyd overskred anbefalte grenseverdier for luftkvalitet i undersøkelsesperioden. Det er også funnet at totalt artstall av lav i Sarpsborg-Fredrikstad-området minket med økende nivå av svoveldioksyd i lufta (Hilde, 1983). Saugstad (1985) har observert signifikant høyere dødelighet av hjerte-/karsykdommer enn forventet for begge kjønn i Østfold. Det hevdes at resultatene indikerer at andre faktorer enn livsstil og livsforhold er viktige for denne observasjon, og at generelle miljøfaktorer som forurensning av luft, vann og jord knyttet til den tidlige industrialisering er mulige forklaringer.

3. METODER

3.1 Jordprøver

Det er samlet inn jordprøver fra udyrka og dyrka mark i Østfold i perioden 1982-83. Fra udyrka mark ble det samlet inn humusprøver og fra dyrka mark jordprøver fra plogsjiktet (0-20 cm). Minst 10 delprøver ble samlet inn innenfor en sirkulær prøveflate på 100 m². Fra et spesielt forurenset område ble det også samlet inn jordprøver fra private hager. På laboratoriet ble jordprøvene tørket ved ca. 35 °C, knust og siktet, og fraksjonen ≤ 2 mm benyttet under den kjemiske analysen. Tørrstoff ble bestemt ved tørking av prøven ved 105 °C. Innholdet av bly, sink, kadmium, kobber, nikkel, krom og kvikksølv ble bestemt v.h.a. atomabsorpsjonsspektrofotometri etter behandling av prøvene med konsentrert salpetersyre. Alle kjemiske analyser av jord er utført med 2 paralleller. Innholdet av tungmetaller i jord er oppgitt som mg pr. kg (ppm) tørrstoff.

3.2 Planteprøver

Fra 2 spesielt forurensede områder er det samlet inn prøver av matvekster. På laboratoriet ble prøver av kruspersille og salat vasket med deionisert vann. Prøver av gulrot og potet ble vasket i springvann og skrelt, og prøver av korn ble tresket for hånd. Plantematerialet ble oppdelt om nødvendig og tørrstoff bestemt ved tørking ved 105 °C. For bestemmelse av bly, sink, kadmium og kobber ble prøvene forasket ved 450 °C, behandlet med konsentrert salpeter - og saltsyre og innholdet av tungmetallene bestemt v.h.a. atomabsorpsjonsspektrofotometri. Kvikksølv ble bestemt v.h.a. flammeløs atomabsorpsjonsspektrofotometri etter oppslutning av prøvene med salpetersyre og kaliumbromat. Resultatene er oppgitt som mg pr. kg (ppm) tørrstoff.

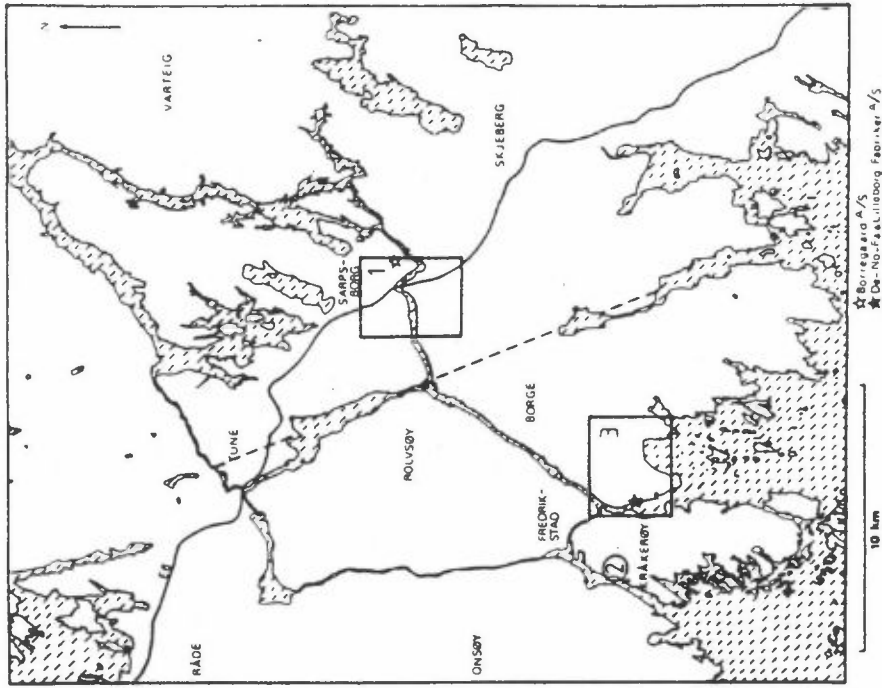
3.3 Undersøkte områder

Det ble valgt å undersøke 3 hovedområder i Østfold: Halden-, Moss- og Sarpsborg-Fredrikstad-området (fig. 2). Langs Glomma mellom Sarpsborg og Fredrikstad er det en betydelig bebyggelse og industriell aktivitet, og det ble derfor valgt å betrakte Sarpsborg-Fredrikstad-området som ett hovedområde. Under vurderingen av resultatene fra Sarpsborg-Fredrikstad-området ble området delt opp i underområder. Disse er vist i fig. 3. Området nordøst for den stiplede linjen med unntak av Sundløkka-området er kalt Sarpsborg-området. Området sørvest for den stiplede linjen med unntak av Glombo- og Øra-området er kalt Fredrikstad-området. Områdene Glombo, Sundløkka og Øra er industriområder. Det er laget kart over innhold av tungmetaller, glødetap og pH i jordprøver for hovedområdene Halden, Moss og Sarpsborg-Fredrikstad og for delområdene Sundløkka og Øra (Blom, 1986).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

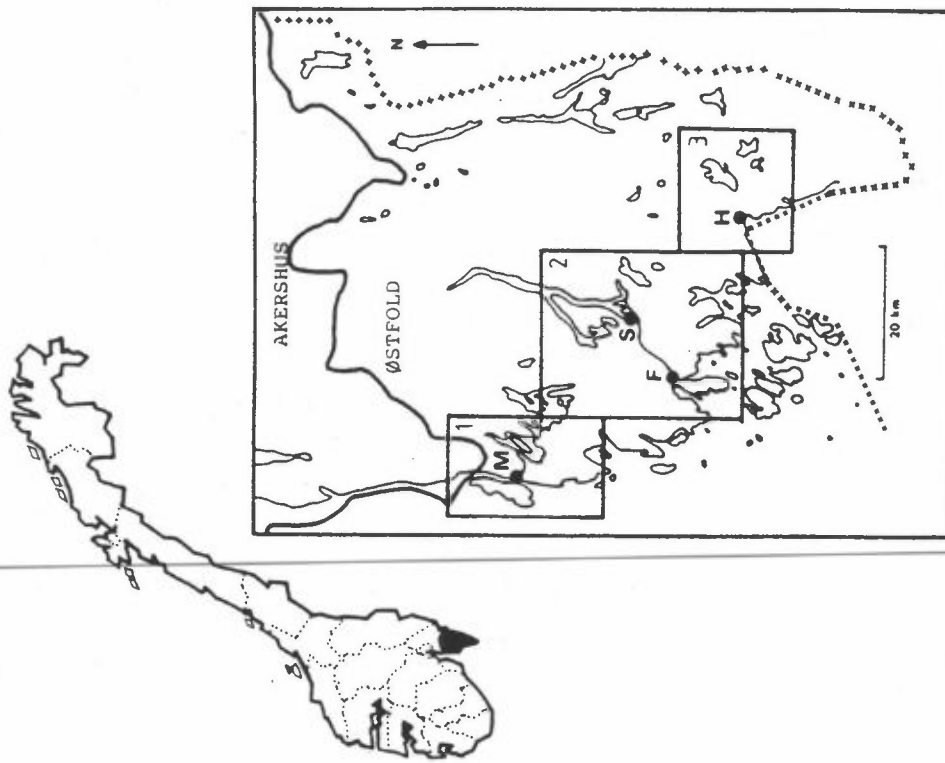
4.1 Halden, Moss og Sarpsborg-Fredrikstad

Det midlere tungmetallinnholdet i hvert av de undersøkte områder er vist i fig. 4-10. Middelveiene er oppdelt i antatt naturlig bakgrunnsverdi, antatt bidrag fra atmosfærisk langtransport og antatt bidrag fra lokale forurensningskilder på grunnlag av resultater omtalt



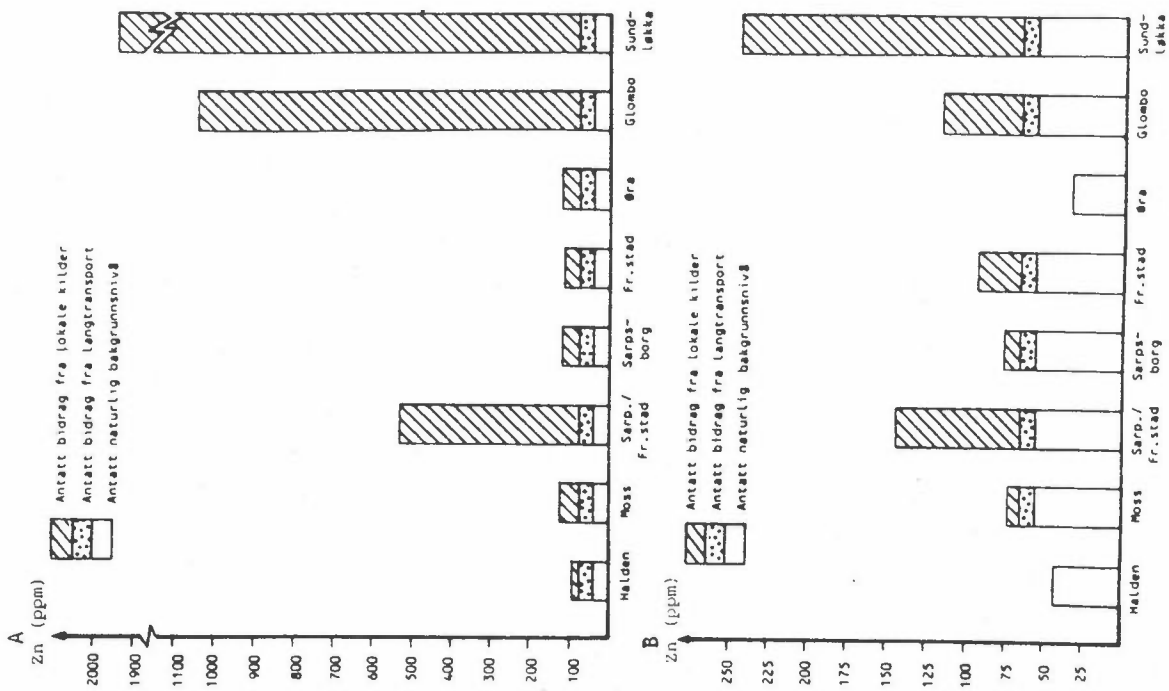
Figur 3 Oppdeling av Sarpsborg - Fredrikstadområdet i delområder.

1. Sundløgkaområdet
2. Glombo-området
3. Øraområdet

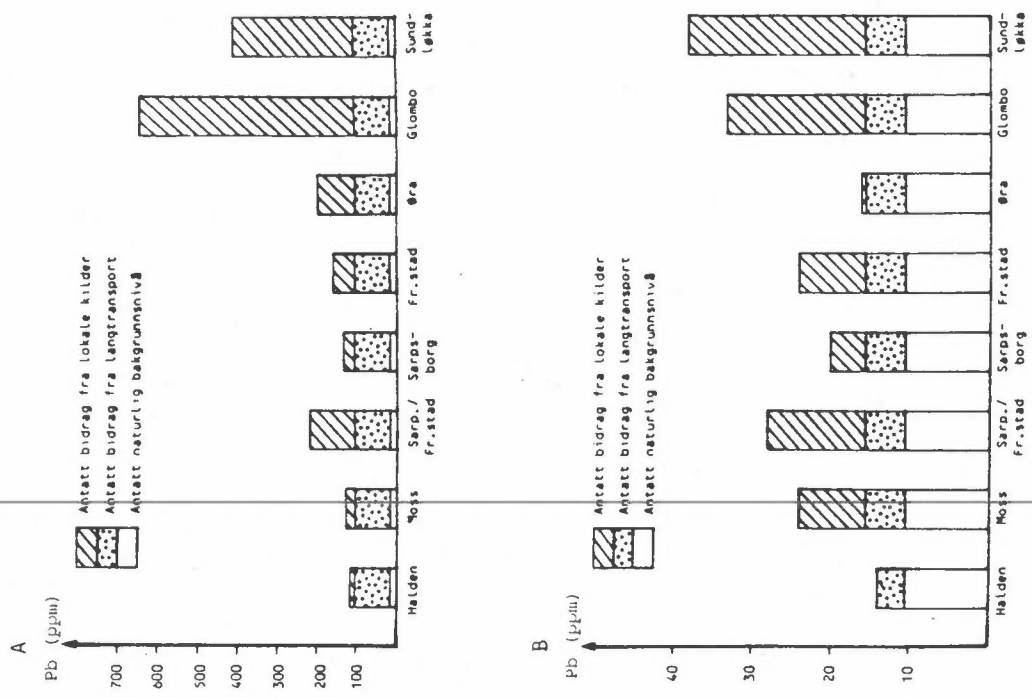


Figur 2 hovedområder for prøveinnsamlingen.

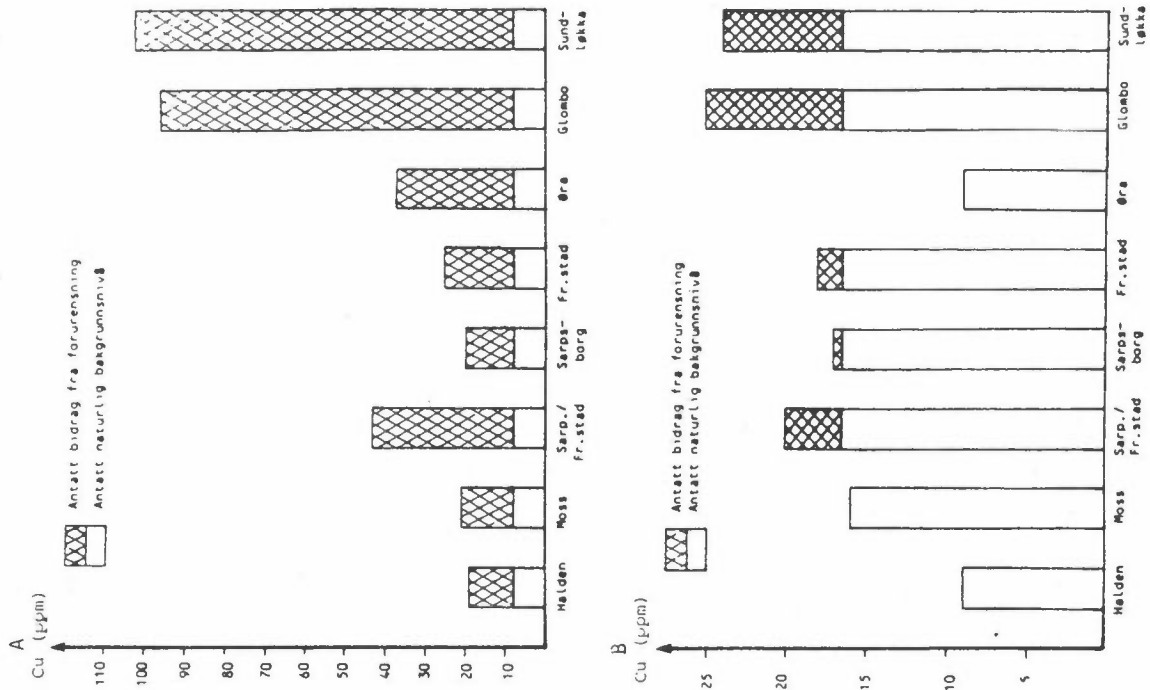
1. Mosseområdet
2. Sarpsborg - Fredrikstadområdet
3. Haldenområdet



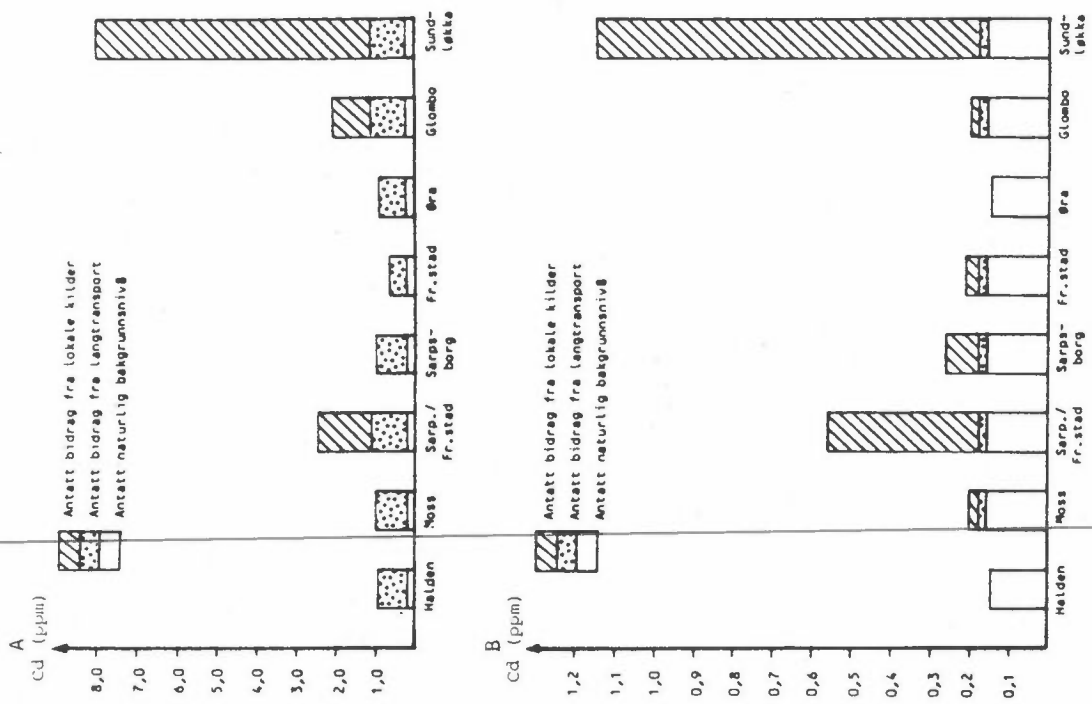
Figur 5 Middelværdier for Zn i humusprøver fra udyrka mark (figur 5A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 5B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatte bidrag fra langtransport og lokale kilder.



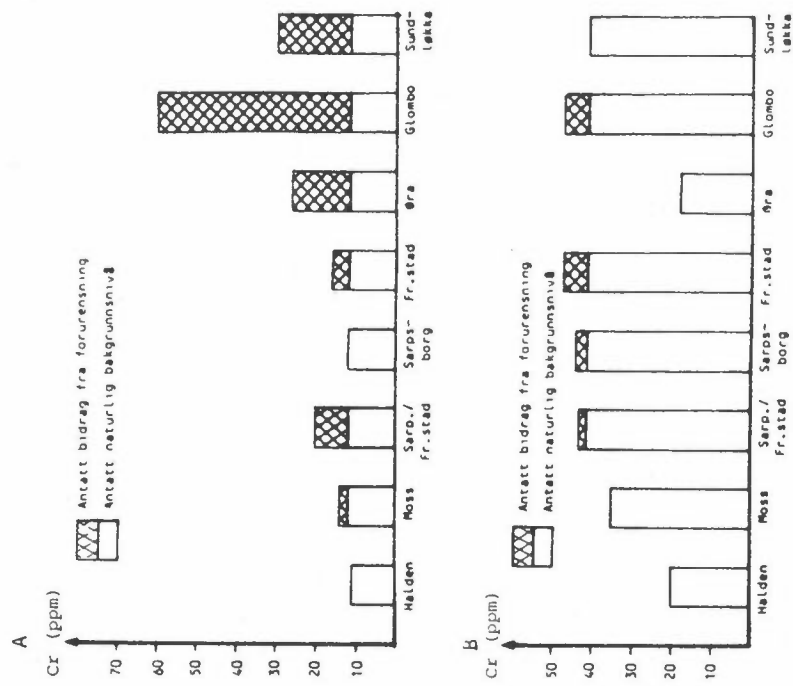
Figur 4 Middelværdier for Pb i humusprøver fra udyrka mark (figur 4A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 4B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatte bidrag fra langtransport og lokale kilder.



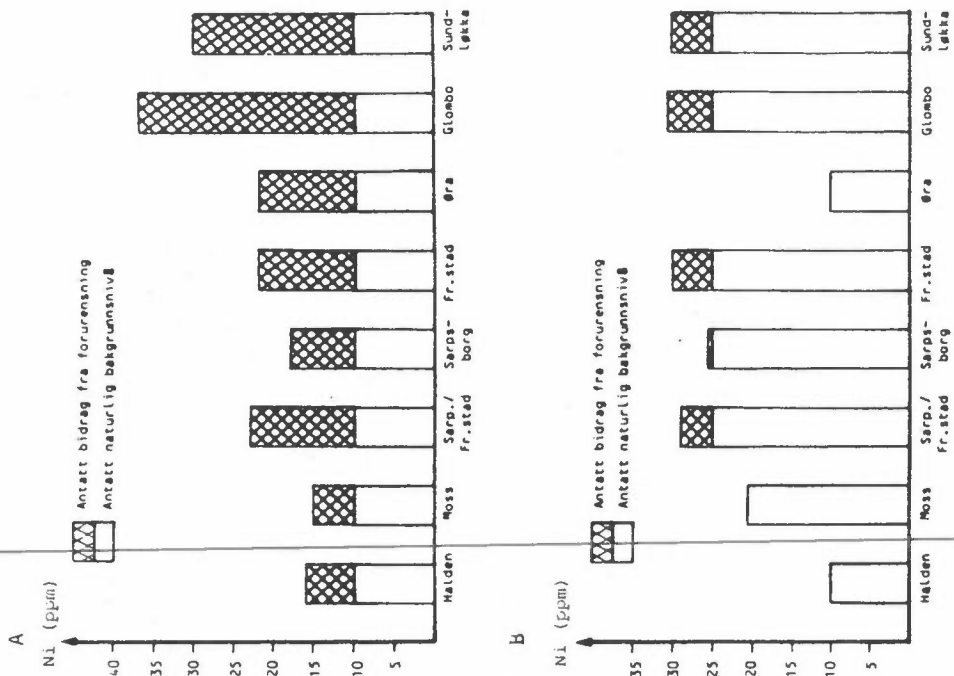
Figur 7 Middelværdier for Cu i humusprøver fra dyrka mark (figur 7A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 7B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatt bidrag fra forurensning.



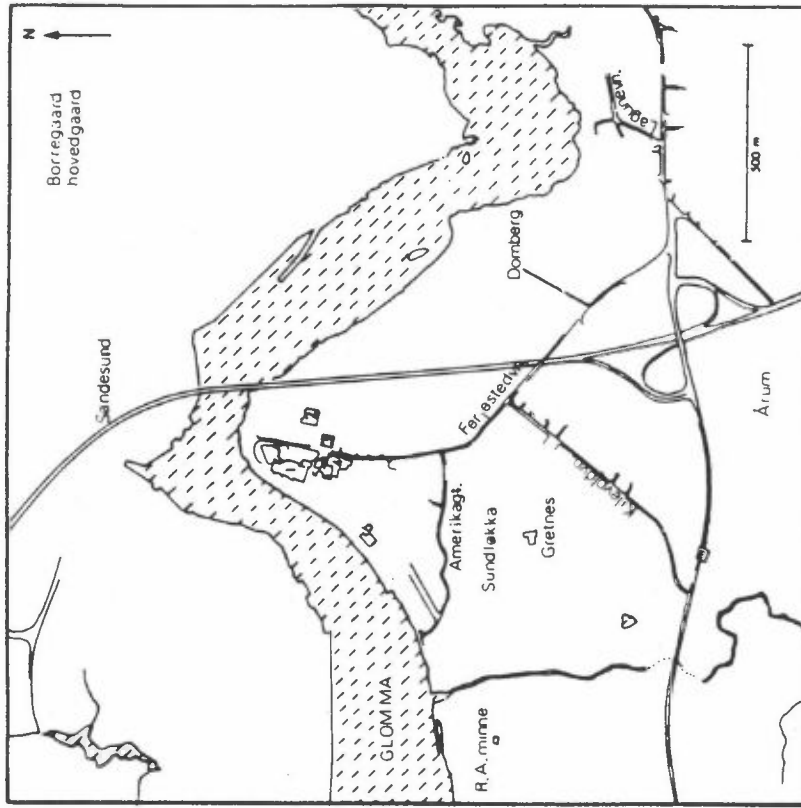
Figur 6 Middelværdier for Cd i humusprøver fra dyrka mark (figur 6A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 6B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatte bidrag fra langtransport og lokale kilder.



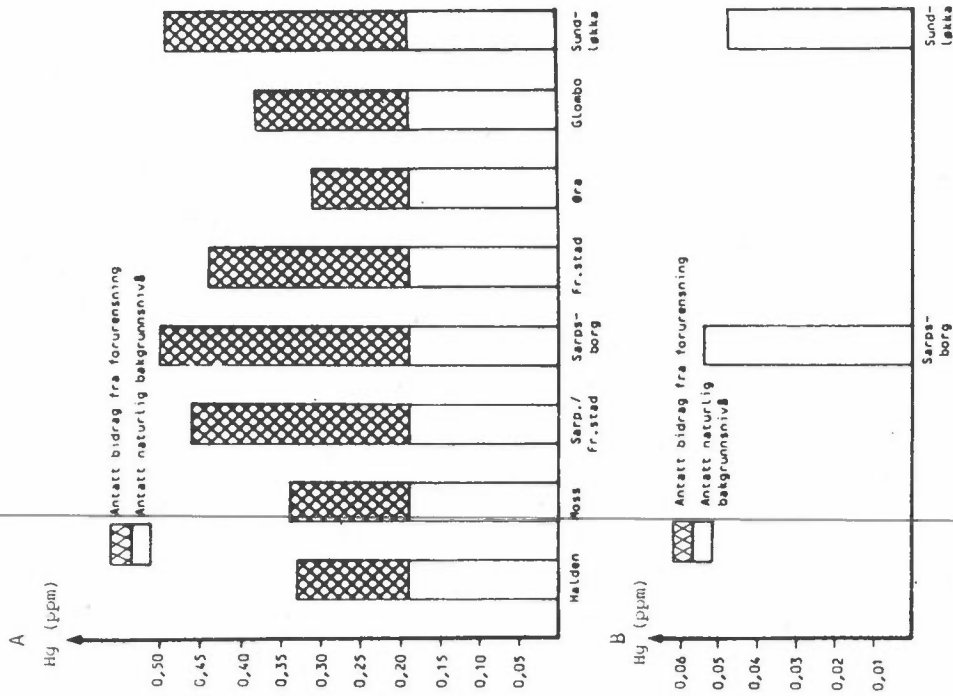
Figur 9 Middelværdier for Cr i humusprøver fra udyrka mark (figur 9A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 9B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatt bidrag fra forurensning.



Figur 8 Middelværdier for Ni i humusprøver fra udyrka mark (figur 8A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 8B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatt bidrag fra forurensning.



Figur 11 Kart over Sundløkkaområdet
 1. Lokalene til den nedlagte fabrikk
 Norsk Elektrisk Metalindustri
 2. Sinkaskeanlegg
 3. Støperi for anoder
 4. Valseverk og/eller støperi
 5. Produksjon av kobbersulfat
 6. Mulig plassering av et tidligere
 jernstøperi



Figur 10 Middelerverdier for Hg i humusprøver fra dyrka mark (figur 10A) og i jordprøver fra dyrka mark (figur 10B) fra ulike områder fordelt på antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatt bidrag fra forurensning

i litteraturen (Blom, 1986). Ut fra disse litteraturstudier er det funnet at bidraget av bly, sink og kadmium fra atmosfærisk langtransport synes å være betydelig for forurensning av jord i Østfold, mens bidraget fra langtransport synes å være relativt lite for kobber, nikkel, krom og kvikksølv. Det beregnede bidraget fra forurensning for de sistnevnte tungmetallene (fig. 7-10) skyldes derfor sannsynligvis lokal forurensning og i liten grad langtransportert forurensning. Det fremgår av fig. 4-6 at antatt bidrag fra langtransportert forurensning er betydelig for bly, sink og kadmium sammenlignet med antatt naturlig bakgrunnsnivå. Dette gjelder i større grad for udyrka enn for dyrka mark og ser ut til å ha sammenheng med forskjellen mellom prøver fra udyrka og dyrka mark. Humusprøver fra udyrka mark er samlet inn fra tynnere sjikt nærmere jordoverflaten enn jordprøvene fra plogsjiktet (0-20 cm) i dyrka mark.

Blant hovedområdene Halden, Moss og Sarpsborg-Fredrikstad er de høyeste middelverdier for samtlige tungmetaller både i udyrka og dyrka mark observert i Sarpsborg-Fredrikstad-området. Blant de ulike deler av Sarpsborg-Fredrikstad-området er de høyeste middelverdier i udyrka mark for samtlige tungmetaller unntatt kvikksølv observert på industriområdene Glombo og Sundløkka. For kvikksølv er de høyeste middelverdiene i udyrka mark observert i områdene Sarpsborg og Sundløkka. I dyrka mark er de høyeste middelverdier for bly, sink og kadmium observert på Sundløkka. Middelverdien for enkelte tungmetaller i dyrka mark er også relativt høy på Glombo. Det bemerkes at antall observasjoner fra Glombo er lite både for udyrka og dyrka mark.

I Halden-området er det generelt sett ikke observert tungmetallinnhold i jorda som indikerer store lokale forurensningskilder, mens middelverdiene for Moss-området er noe høyere.

4.2 Sundløkka

Som det fremgår av fig. 4-10, er både udyrka og dyrka mark kraftig forurenset med bly, sink, kadmium og kobber på Sundløkka-området. Det fremgår også av figurene at det meste av forurensningen synes å

skyldes forurensning fra lokale kilder. På Sundløkka-området ble det også samlet inn jordprøver fra private hager (tab. 1).

Tab. 1: Innhold av tungmetaller (ppm) i jordprøver fra private hager på Sundløkka; aritmetisk middelvei.

Tungmetall	Bly	Sink	Kadmium	Kobber	Nikkel	Krom
Middelvei	124	773	2,38	60	32	52

Sammenlignet med antatt naturlig bakgrunnsnivå og antatt bidrag fra langtransport for dyrka mark (fig. 4-10), viser resultatene i tab. 1 kraftig forurensning av hagejord med bly, sink, kadmium og til dels kobber. Dette er de samme tungmetaller som udyrka og dyrka mark på Sundløkka er forurenset med.

Fra omkring århundreskiftet og frem til 1929 lå det et smelteverk for sink på Sundløkka (fig. 11). Senere har det vært annen sinkbearbeidende industri på dette området. Idag ligger Scancor A/S på Sundløkka, og denne bedriften har blant annet et anlegg for opparbeiding av sinkaske, et avfallsprodukt. Dette anlegget slipper ut et sinkholdig støv til luft (Sem, 1965; Steintveit, 1977; Blom, 1986).

Ut fra innsamlede opplysninger er det funnet 3 lokale kilder som i størst grad kan tenkes å ha ført til de høye innhold av tungmetaller i jorda på Sundløkka-området:

1. Nedfall av støvutslipp fra det nedlagte smelteverket for sink.
2. Nedfall av støvutslipp fra sinkaskeanlegget som ligger på Sundløkka idag.
3. Deponering av slagg fra det nedlagte smelteverket for sink.

For å teste muligheten av pkt. 1 og 2 ovenfor, er sammenhengen mellom konsentrasjonen av de enkelte tungmetaller i jord og avstanden fra de 2 mulige forurensningskildene undersøkt. Det er benyttet matematiske modeller omtalt i litteraturen (Blom, 1986). Spredningsmønsteret for bly, sink, kadmium og kobber i udyrka mark ≤ 400 m fra industrien på Sundløkka synes å kunne forklares som et resultat av støvutslipp fra det nedlagte smelteverket for sink, mens støvutslipp fra

sinkaskeanlegget også synes å være av betydning for spredningsmønsteret for sink og kadmium (Blom, 1987b). Overslagsberegninger for støvutslipp fra sinkaskeanlegget antyder at utslippene av bly, kadmium og kobber er små, mens utslippet av sink kan være av betydning for forurensning av jord (Blom, 1986). Spredningsmønsteret for tungmetaller i dyrka mark kan ikke forklares ut fra de benyttede matematiske modeller, mens spredningsmønsteret for bly og kadmium i hagejord kan forklares ut fra avstanden fra begge bedrifter. Grunnen til at spredningsmønsteret for tungmetaller i dyrka mark ikke kan forklares ut fra de benyttede matematiske modeller, kan muligens skyldes deponering av slagg; kfr. pkt. 3 ovenfor (Blom, 1987b).

Det er observert et slagg-lignende materiale deponert langs Glomma fra nordspissen av Sundløkka og til Domberg (fig. 11). Prøver av dette materialet viste høye konsentrasjoner av bly, sink og kobber (Blom, 1987b). Disse resultater indikerer at dette er slagg fra det nedlagte smelteverket for sink, noe som er i overensstemmelse med innsamlede opplysninger (Blom, 1986).

Samlet vurdert synes den kraftige forurensningen av jord på Sundløkka-området med bly, sink, kadmium og kobber hovedsakelig å skyldes nedfall av støvutslipp til luft fra det nedlagte smelteverket for sink. Men utslipp til luft fra sinkaskeanlegget synes også å kunne være av betydning for forurensningen av jorda med sink. Slagg fra det nedlagte smelteverket for sink ser ut til å være deponert langs Glomma fra nordspissen av Sundløkka og til Domberg (fig. 11). Dette slagget ser ut til å inneholde store mengder bly, sink og kobber.

På Sundløkka-området er det også samlet inn prøver av matvekster. Innholdet av tungmetaller er sammenlignet med resultater fra en finsk undersøkelse som angir vanlig (normalt) innhold av blant annet tungmetaller i matvekster (Koivistoinen, 1980). Maksimale konsentrasjoner av tungmetaller i matvekster fra Sundløkka-området overstiger maksimale konsentrasjoner observert i den finske undersøkelsen for følgende matvekster og tungmetaller (Blom, 1986):

Bygg (korn)	:	Sink, kadmium
Gulrot	:	Kvikksølv
Kruspersille	:	Sink, kadmium, kobber
Potet	:	Sink, kobber
Salat	:	Sink, kadmium, kobber

En foreløpig grenseverdi for inntak av kadmium motsvarer ca. 0,075 mg pr. dag (Låg, 1975). Det er beregnet at det må spises nærmere 300 g av den mest forurensede salaten fra Sundløkka pr. dag for å nå denne grenseverdien. Selv om det neppe er vanlig å spise så mye salat, minnes det imidlertid om at inntaket av kadmium fra salat kommer i tillegg til inntak av kadmium fra andre kilder. Grundigere undersøkelser er nødvendige for å kunne vurdere de helsemessige forhold med større sikkerhet.

Tiller et al. (1976) har påpekt faren som ligger i at barn spiser jord med et høyt tungmetallinnhold, og Thornton (1977) opplyser at kyr på beite kan spise betydelige mengder jord. Det er muligheter for store tilførsler av tungmetaller til kyrene via jord dersom denne er forurensset. Det er beregnet (Blom, 1986) at kadmiuminnholdet i 1,3 g av den mest forurensede jorda på Sundløkka tilsvarer den nevnte grenseverdi for kadmium på ca. 0,075 mg pr. dag. Resultatene antyder at inntak av få gram jord kan gi betydelige tilførsler av kadmium. Dette gir grunn til helsemessig bekymring.

4.3 Glombo

Det er observert høye innhold av særlig bly, sink, kadmium og kobber i udyrka mark på Glombo-området. På dette området ligger jernstøperiet Jøtul A/S. Forløperen for denne bedriften var jernstøperiet Kråkerøy Verk som ble etablert i 1916.

Forurensningen av udyrka mark på Glombo synes å skyldes støvutslipp fra jernstøperiet. Resultater fra kjemisk analyse av kornprøver fra Glombo viser høyere blyinnhold enn forventet. Kjemisk analyse av blyinnholdet i støv fra posefiltre installert på Jøtul A/S i 1985, viste 9,0% bly. Dersom det støvet som ble sluppet ut fra fabrikkens i 1983 (året for prøveinnsamling av korn) inneholdt en tilsvarende mengde bly som prøven av filterstøvet, kan direkte deponisjon av blyholdig støv være hovedårsaken til det høye blyinnholdet i kornet (Blom, 1986).

Antall observasjoner fra Glombo er imidlertid for lite til å kunne trekke noen klare konklusjoner.

5. SAMMENDRAG

Det er samlet inn 187 humusprøver fra udyrka mark, 99 jordprøver fra plogsjiktet (0-20 cm) i dyrka mark og 21 jordprøver fra private hager omkring byene i Østfold. Innholdet av tungmetallene bly, sink, kadmium, kobber, nikkel og krom er bestemt for samtlige jordprøver, mens innholdet av kvikksølv er bestemt i et utvalg på 64 av disse. Tungmetallinnholdet i jordprøvene er bestemt v.h.a. atomabsorpsjonsspektrofotometri etter behandling av prøvene med konsentrert salpetersyre. Innholdet er oppgitt som mg pr. kg (ppm) tørrstoff.

På Sundløkka-området ca. 2 km sørvest for Sarpsborg, og på Glombo-området på Kråkerøy sør for Fredrikstad, er det samlet inn tilsammen 25 prøver av matvekster. Tungmetallinnholdet i plantematerialet er bestemt v.h.a. atomabsorpsjonsspektrofotometri etter behandling av prøvene med konsentrert salpetersyre og saltsyre (konsentrert salpetersyre og kaliumbromat for kvikksølvbestemelsene). Alle jord- og planteprøver ble samlet inn i 1982-83.

Ut fra litteraturstudier er det funnet at bidraget fra atmosfærisk langtransport av tungmetaller til forurensning av jord i Østfold synes å være betydelig for bly, sink og kadmium, men betydelig mindre for kobber, nikkel, krom og kvikksølv.

Blant hovedområdene Halden, Moss og Sarpsborg-Fredrikstad er de høyeste midlere konsentrasjoner av tungmetaller i jord funnet i Sarpsborg-Fredrikstad. Innen sistnevnte område er det observert kraftig forurensning av jorda med bly, sink, kadmium og kobber på Sundløkka-området. Tungmetallinnholdet i matvekster fra Sundløkka viser forurensning med særlig sink, kadmium og kobber. Hovedårsaken til forurensningene synes å være utslipp av tungmetallholdig støv fra ~~et nedlagt smelteverk for sink på Sundløkka, men nåværende industri~~ på Sundløkka synes også å kunne være av betydning for forurensning av jorda med sink. Forurensningene på Sundløkka kan tenkes å ha visse helsemessige konsekvenser. På Glombo er det observert forurensning av jord med tungmetaller, men antall jordprøver samlet inn i dette

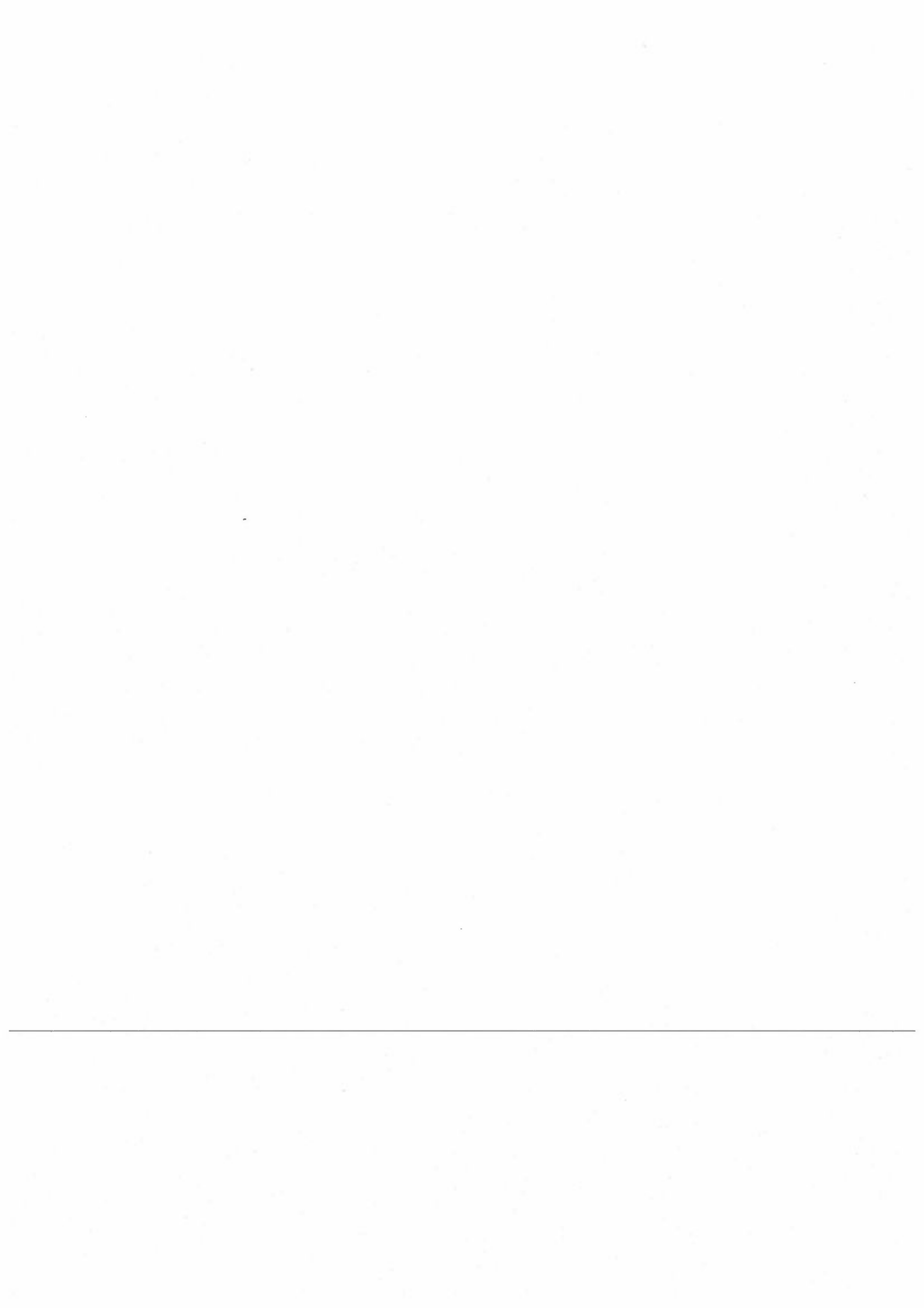
området er for lite til å kunne trekke noen klare konklusjoner. Innholdet av bly i et lite antall kornprøver samlet inn i dette området, er høyere enn forventet i et uforurenset område, og indikerer lokal forurensning. Årsaken til forurensningen på Glombo synes å være lokal industri.

6. LITTERATURLISTE

- Blom, H.A. 1986. Forurensning av jord med tungmetaller omkring byene i Østfold. (Heavy metal contamination of soils around the cities of Østfold County, Norway). Thesis, Agricultural University of Norway, Ås, 248 pp. (English summary).
- Blom, H.A. 1987a. Heavy metal contamination of surface soils around the cities of Østfold County, Norway. Acta Agric. Scand., in prep.
- Blom, H.A. 1987b. Heavy metal contamination of surface soils and crops in the industrial area of Sundløkka, Norway. Acta Agric. Scand., in prep.
- Grønsund, S.O. 1978. Næringslivet. In: Øy, N.E. (ed.) Østfold. "Bygd og by i Norge", Gyldendal Norsk Forlag, Oslo, 207-230.
- Hagen, L.O. 1985. Basisundersøkelse av luftkvaliteten i Sarpsborg og Fredrikstad 1981-1983. Hovedrapport. NILU OR 18/85, Lillestrøm, 75 pp.
- Haugbotn, O. 1976. Effects of a local SO₂-emitter on the chemical properties of soil. Scientific Reports of the Agricultural University of Norway, vol. 55, no. 8, 18 pp.
- Hilde, E. 1983. Utbreiing av epifyttiske lav og svovelkonsentrasjon i lav som indikator på luftforureining i Sarpsborg/Fredrikstad-området. Hovedoppgave ved Norges landbrukshøgskole, Ås, 143 pp.
-
- Kitagishi, K. & Yamane, I. (ed.) 1981. Heavy metal pollution in soils of Japan. Japan Scientific Societies Press, Tokyo, 302 pp.

- Kiær, A.T. 1915. Smaaleneenes amt 1814-1914. E. Sem, Fredrikshald, 543 pp.
- Koivistoinen, P. 1980. Mineral element composition of Finnish foods: N, K, Ca, Mg, P, S, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, Co, Ni, Cr, F, Se, Si, Rb, Al, B, Br, Hg, As, Cd, Pb and Ash. Acta Agric. Scand., Suppl. 22, 171 pp.
- Låg, J. 1975. Innhold av tungmetaller og enkelte andre stoffer i noen prøver av kulturjord og matvekster fra Odda-området. Ny Jord, 62, 47-59.
- Låg, J. 1982. Sporstoffproblemer i Japan. Jord og Myr, 4, 100-103.
- Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1980a. Kartlegging av tungmetallnedfall i Norge ved analyse av mose. Work Report A7. Institutt for atomenergi, Kjeller.
- Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1980b. Atmospheric deposition of heavy metals studied by analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry. Nuclear Methods in Environmental and Energy Research (CONF-800433), 175-180.
- Rühling, Å. & Tyler, G. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. Water, Air, and Soil Pollution, 2, 445-455.
- Rühling, Å. & Tyler, G. 1984. Recent changes in the deposition of heavy metals in Northern Europe. Water, Air, and Soil Pollution, 22, 173-180.
- Saugstad, L.F. 1985. Mortality, population density and occupational structure in six counties in Norway 1966-1978. Norsk Geogr. Tidsskr., 1, 17-26.
- Sem, Ø. 1965. Forsøk på fremstilling av sink ved elektrisk smelting. En kort historikk. Tidsskr. Kjemi, Bergv., Metallurgi, vol. 25, no. 3, 53-62.
-

- Steinnes, E. 1984. Some geographical trace element distributions of potential geomedical relevance. In: Låg, J. (ed.) 1984. Geomedical research in relation to geochemical registrations. Universitetsforlaget, 175-186.
- Steinnes, E. & Krog, H. 1977. Mercury, arsenic and selenium fall-out from an industrial complex studied by means of lichen transplants. *Oikos*, 28:2-3, 160-164.
- Steintveit, G. 1977. Zink i Norden. Lecture, NTNf, 17.02.1977, 15 pp.
- Thornton, I. 1977. Geochemical aspects of heavy metal pollution and agriculture in England and Wales. In: Ministry of Agriculture, Fisheries and Food 1977. Inorganic pollution and agriculture. Reference book 326, proceedings of a conference organised by the Agricultural Development and Advisory Service, London, 105-125.
- Tiller, K.G., de Vries, M.P.C., Spouncer, L.R., Smith, L. & Zarcinas, B. 1976. Environmental pollution of the Port Pirie region. 3. Metal contamination of home gardens in the city and their vegetable produce. Division of Soils Divisional Report, 15, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Australia, 18 pp.
-



FORHOLD SOM PÅVIRKER OPPTAK AV TUNGMETALLER I PLANTER

Av Einar Vigerust
Institutt for jordfag, NLH

Ved Institutt for jordfag, NLH er det utført et stort antall vekstforsøk med kloakkslam og tungmetaller tilført i uorganisk form.

Konklusjonen er at mengder kloakkslam som er aktuelle til jordbruksformål medfører ubetydelig meropptak i avlingen. Disse resultatene førte til at det ble anlagt forsøk med meget store mengder kloakkslam hvor en sammenlignet 0, 10 og 40 cm godt opptørket og omsatt kloakkslam. Forsøkene gikk over 3 år og i alt ble det dyrket 30 ulike vekster. Til dels er ulike deler av plantene analysert. Utslagene for behandlingen var svært forskjellig for ulike tungmetaller. Et gjennomsnitt i innholdet av alle vekstene viste følgende middeltall, der konsentrasjonen i planter dykret uten slam = 100:

	Cd	Pb	Zn	Ni	Cu	Cr	Mn
10cm slam	127	115	269	130	114	110	109
40cm slam	168	127	420	218	157	110	485

I forhold til de mengdene av slam som var tilført kan meropptaket av flere tungmetaller karakteriseres som meget beskjedent.

Det var en klar tendens til at metallene i særlig grad ble avleiret i de vegetative partedelene. Innholdet i generative plantedeler er lavere i kontrollleddet og spesielt mindre påvirket av tungmetaller tilført med slam. Potet og korn som er viktige norskproduserte næringsmidler, var i liten grad påvirket av tilførselen til jord. Det samme var til dels også tilfelle for røttene av gulrot og kålrot. Utslagene kunne derimot være betydelige i halm, potetris og annet bladmateriale. Det var også tilfelle for matvarer som salat og spinat. Dette er likevel vekster som i tørrstoffmengde har et beskjedent konsum.

I de seinere årene er det i forsøkene tilført ulike mengder tungmetaller i uorganisk form til jorda. På grunnlag av undersøkelsene kan vi trekke visse konklusjoner som bør tillegges vekt når helheten i problemet med tungmetaller skal vurderes:

1. Opptaket av tungmetaller reduseres sterkt når pH i jorda tiltar. Kalking kan effektivt redusere opptaket av flere tungmetaller i plantene. Dette er et viktig middel der en har en betenkelig høy belastning. Kalking reduserer problemet på kort sikt og bør evt følges opp seinere. Ved bruk av kloakkslam legger vi hovedvekten på det langsiktige problemet som ikke reduseres ved kalking. Norske retningslinjer har derfor ikke stilt krav om kalking ved bruk av slam.

2. I jorda bindes metallene sterkt til organisk stoff. Metaller tilført med organisk stoff kan gradvis bli frigjort ved omsetning. En opprettholdelse av høyt humusinnhold i jorda vil likevel skjerme for plantenes opptak av metaller. Tilføring av samme mengde tungmetaller i uorganisk form har ført til tydelig større innhold i planteveksten enn tilfellet etter tilføring av kloakkslam.

3. Høyt innhold av leirpartikler i jorda fører også til sterk binding av tungmetaller i jord og dermed redusert tilgjengelighet for plantene.

4. Avhengig av berggrunnsmaterialet varierer det naturlige innholdet av ulike tungmetaller i jorda. (1)

5. Plantene kan ta opp tungmetaller direkte fra forurensninger i luft. Mesteparten av metallene som er tilført jord blir akkumulert i ploglaget. Røttene går normalt dypere, derfor har også undergrunnen betydning for plantenes innhold, som antydnet i en dansk undersøkelse. Fig 1 og 2 (2). Virkningene er likevel avhengig av størrelsen av luftforurensningene, planteslag og ulike forhold i jord.

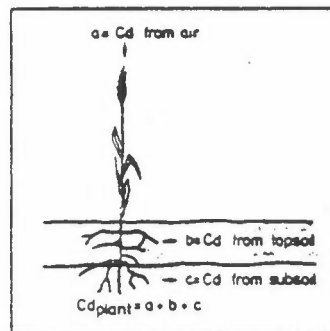


Figure 1 : Sources of plant Cd

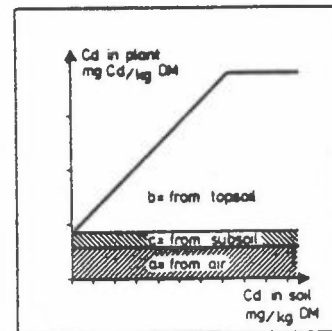


Figure 2 : Theoretical plant Cd response curve to increasing topsoil Cd concentrations

6. Undersøkelser tyder på at utvasking av tungmetaller fra matjordlaget i dyrka jord normalt er meget liten (se pkt 1-4). Mengdene av metaller som normalt tilføres jorda synes å være markert større enn det som føres bort ved utvasking og planteopptak tilsammen (3). Dette betyr at vi er inne i en akkumuleringsfase for tungmetaller i jord. Selv om problemet på kort sikt ikke synes å være faretruende så skjer det en jevn økning av innholdet i vår dyrka jord. For Cd er dette for Sverige beregnet til å ligge på ca 0,4% årlig (4). Vi må likevel regne med at dette svarer til en sterkere økning av plantetilgjengelig Cd. Dessuten vil en slik økning være større i visse sydlige og sentrale distrikter ved samvirke av flere kilder for tungmetalltilføring.

7. Det er meget stor forskjell på ulike vekster og ulike plantedeler når det gjelder å akkumulere tungmetaller fra jord.

8. Mengden av tungmetaller som totalt tilføres jordbruksarealer i Norge er liten i forhold til andre kilder for tungmetalltilførsel. Vurderer vi metallmengden i slam i forhold til aktuelt spredeareal så er det ca 10 ganger høyere i Oslo-området i forhold til andre tettstedsområder i Norge. Også andre kilder for metall-tilføring til jord kan være relativt stor i Oslo-området. Bynære strøk er også

spesielt aktuelle for grønnsakdyrking. På den andre siden tilføres slam vesentlig til jordbruksarealer med ensidig korndyrking og til dårlig jord hvor det knapt vil bli aktuelt å dyrke grønnsaker.

Det er aktuelt å sammenholde ulike kilder for metalltilføring til jord i det det er den totale belastningen som har interesse.

Metallpåvirkningen via slam kan styres, ved retningslinjer og anbefalinger.

9. Avlingen kan fra ulike steder ha et noe ulikt innhold av tungmetaller etter "punktvisse tilføringer." Ved markedsføring av produktene vil det skje en effektiv blanding og dermed "fortynning". Ved dyrking av korn oppnår en nesten en ideell fortynning. Selv ved markedsføring av grønnsaker vil det skje en viktig fortynning, særlig over en årrekke. Et viktig unntak har en når produkter dyrka på det samme areal år etter år utgjør en viktig del av kosten. I så måte er korn og potet lite betenkelige vekster i forhold til grønnsaker.

10. De som legger vekt på kosthold med høyt innhold av jern fra grønne plantedeler, vil generelt motta mer også av andre tungmetaller. Det er også et argument for å unngå grønnsakproduksjon på arealer som kan betraktes som belasta med tungmetaller.

11. Plantetoksiske effekter gjør seg gjeldende spesielt ved dyrking i svært sur jord. Innenfor et "normalt forhold" mellom innholdet av ulike metaller i jord synes risikoen for skade på planteveksten å avta i denne rekkefølgen:



Vi har her sett bort fra Mn hvor pH og red-oks-forhold synes å bety mye mer for plantenes opptak enn totalinnholdet. For andre tungmetaller er det relativt liten risiko for skader på planteveksten. Når det gjelder zootoksiske virkninger legges det størst vekt på Cd, Hg og Pb. Et forhøyet Ni-innhold i kosten kan øke frekvensen av Ni-betinget allergi.

12. For kjemiske analyser av jord er ulike ekstraksjonsmetoder vurdert. Totalinnhold eller andre former for syreekstraksjoner gir liten sammenheng med innhold i plantevekst når en foretar beregning for planter fra ulike voksesteder. Fortynna nøytralsalter (CaCl_2 og NaNO_3) synes særlig aktuelle. Undersøkelsene tyder likevel på at slike analysetall blir vesentlig sterkere påvirket av jordas pH enn tilfelle er for plantenes innhold.

Hvis en legger vekt på at hovedproblemet med tungmetaller er langsiktig, så er totalinnholdet i jord prinsippielt viktigere enn en vurdering av det som på kort sikt blir plantetilgjengelig.

Spørsmålet om hvordan innholdet av tungmetaller i planteveksten blir påvirket er meget komplisert. Her er det behov for fortsatt forskning. Vi går inn i en tid da det må legges langt større vekt på det kvalitative innholdet i jordbruksprodukter enn den tradisjonelle vektlegging på avlingsstørrelser.

LITTERATUR

1. Follestad, B.A. 1974. Tangen. Beskrivelse av kvartærgeologisk kart 1916 II-M 1:50000 NGU Nr 313- 62 s.
 2. Christensen, T.H. og J.C. Tjell. 1983. Interpretation of experimental results on cadmium crop uptake from sewage sludge amended soil. CEC-Proceedings of the Third International Symposium, Brighton. Sept. 83:358-369.
 3. Houmand, M.F. 1981. Cirkulationen af bly, cadmium, kobber, zink og nikkel i dansk landbrug. Slammets jordbrugsanvendelse. II. Fokusering. Poly-teknisk forlag, Lyngby, s. 85-118.
 4. Naturvårdsverket. 1987. KADMIUM i miljøen. Bedømningsgrunder. Rapport 3317. Solna, Sverige. 76 s.
-

MULTIELEMENTANALYSE AV RESTPRODUKTER FRA AVFALLS-
FORBRENNINGSANLEGG

Kåre Helge Karstensen og Walter Lund

Kjemisk institutt, Universitetet i Oslo

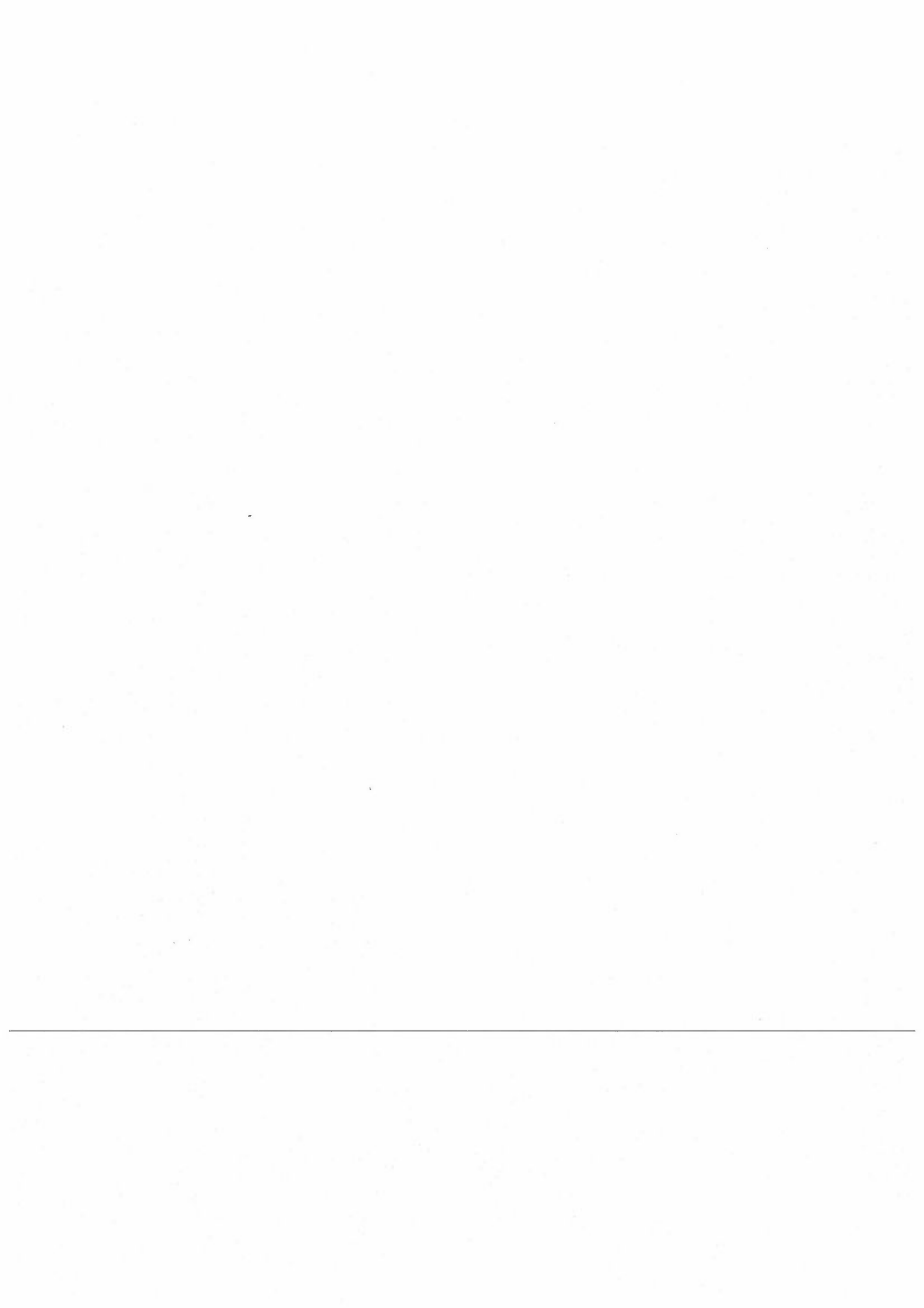
Behandling av avfall ved forbrenning blir stadig vanligere i de fleste land. Ved avfallsforbrenning dannes det imidlertid store mengder miljøfarlige restprodukter, som det er viktig å vite sammensetningen og langtidsbestandigheten av for å sikre forsvarlig behandling og oppbevaring.

I en undersøkelse av restprodukter fra et forbrenningsanlegg er det samlet inn prøver av elektrofilterstøv og slagget både før og etter at myndighetene startet en organisert oppsamling av batterier. Problemer knyttet til prøvetaking fra slike anlegg vil bli diskutert.

Prøvene er blitt analysert ved hjelp av induktivt koplet plasma atomemisjonsspektrometri. Forskjellige prosedyrer for dekomponering av prøvene er studert. Det er vist at langvarig oppvarming med fluss-syre under høyt trykk er nødvendig for å få en fullstendig oppløsning av prøven. 50 elementer er studert; et flertall av disse er bestemt kvantitativt i prøvene. Spektralinterferenser vanskeliggjør bestemmelsen av enkelte av elementene, når ICP-spektrometri benyttes som analyseteknikk. Egnede referansematerialer for kontroll av metodens nøyaktighet vil bli omtalt.

Det er også gjennomført noen utlekkingsforsøk, der lett mobiliserbare metaller vaskes ut med vann. Problemer knyttet til slike forsøk vil bli diskutert.

Elektrofilterstøvet inneholder store mengder av metaller. Konsentrasjonen av de mest giftige metallene synes å øke med minskende partikkelstørrelse, og er dessuten høyere i elektrofilterstøvet enn i slagget. De foreløpige resultatene tyder på at innsamlingen av batterier har hatt en gunstig effekt på konsentrasjonen av kadmium og bly i prøvene.



TUNGMETALLFORURENSNING
 ROLLE SOM FORURENSNING
 Jens Skei, Norsk inst

ENES
 LTATER)
 rn, Oslo

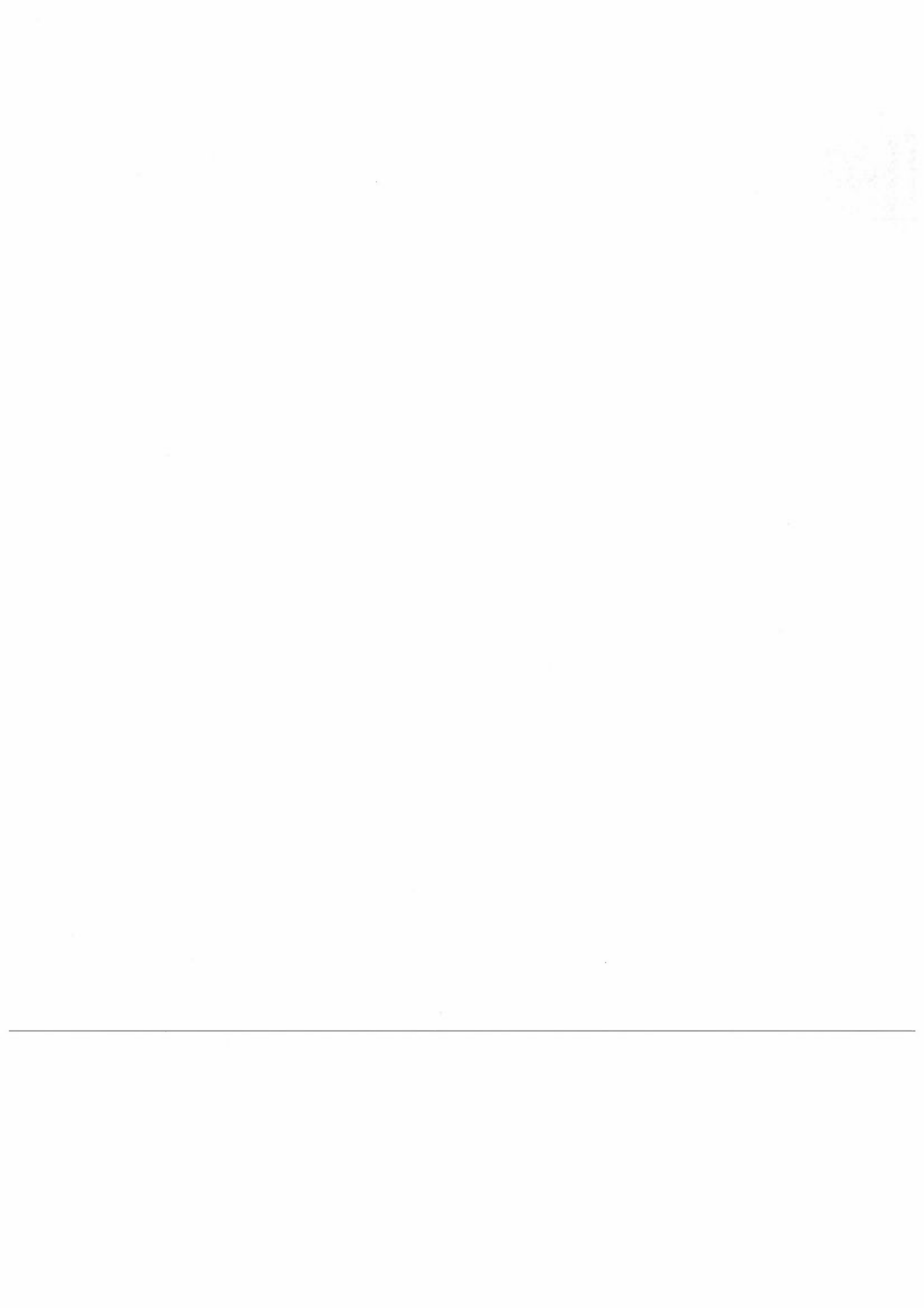
1-4 kv.
 5-6 kv.
 7-46 kv.
 47-48 kv.

SAMMENDRAG

Sørfjorden i Hardanger er et som mottager av industrielt avløpsvann. Vannet kommer fra Norzink med daglige utslipp av 6 tonn sink, 4 kg kadmium og 3 kg kvikksølv i begynnelsen av 70-årene. Dette har ført til at bunnsedimentene innerst i fjorden inneholder opp til 10% sink, 2,5% bly, 0,04% kadmium og 0,03% kvikksølv - konsentrasjoner som savner sidestykke i det marine miljø.

I 1986 gjennomførte Norzink to store tiltak for å redusere forurensningen av Sørfjorden. Det tungmetallholdige avfallet (jarositt) ble fra juli 1986 pumpet til fjellhaller. Dette førte til en utslippsreduksjon på over 90% for de fleste metallene. I tillegg bygde Norzink en spuntvegg i Eitrheimsvågen for å redusere utlekking av surt, metallholdig vann fra gamle deponier inne på land. Det spørsmålet som nå mange stiller seg er om dette er nok for å rehabilitere Sørfjorden og for å unngå brukerkonflikter i Hardangerfjorden (fiske, havbruk). Hva betyr de gamle metallholdige avleiringene på bunnen innerst i Sørfjorden?

På oppdrag av Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda utfører NIVA eksperimenter ved NIVAs marine forskningsstasjon, Solbergstrand, for å kvantifisere og skalere problemet med metallforurensede sedimenter. Boxcorere fra indre Sørfjord med inntakt bunnfauna er plassert i en av forsøkshallene på Solbergstrand. Vann fra 40 m dyp strømmer kontinuerlig over sedimentflatene (strømhastighet $< 1 \text{ cm s}^{-1}$) og økning av metallkonsentrasjonen (Cu, Zn, Cd, Pb og Hg) måles. På den måten registreres utlekkingsratene. Bioturbasjonens innvirkning på utlekkingen inngår i eksperimentene. Vann som har passert sedimentene føres videre til akvarier med planteplankton, blåskjell, fisk og tang for å måle opptak. De foreløbige resultatene viser en betydelig "metall-lekkasje" fra de sterkt forurensede sedimentene og at fysiske forstyrrelser av sedimentene øker utlekkingsraten. Eksperimentene viser også at de metaller som sedimentene avgir akkumuleres i organismene.



NORMALVERDIER OG EKSTREMVERDIER AV NOEN SPORELEMENTER I NORSKE
MARINE PRODUKTER

Kåre Julshamn

Fiskeridirektoratets ernæringsinstitutt

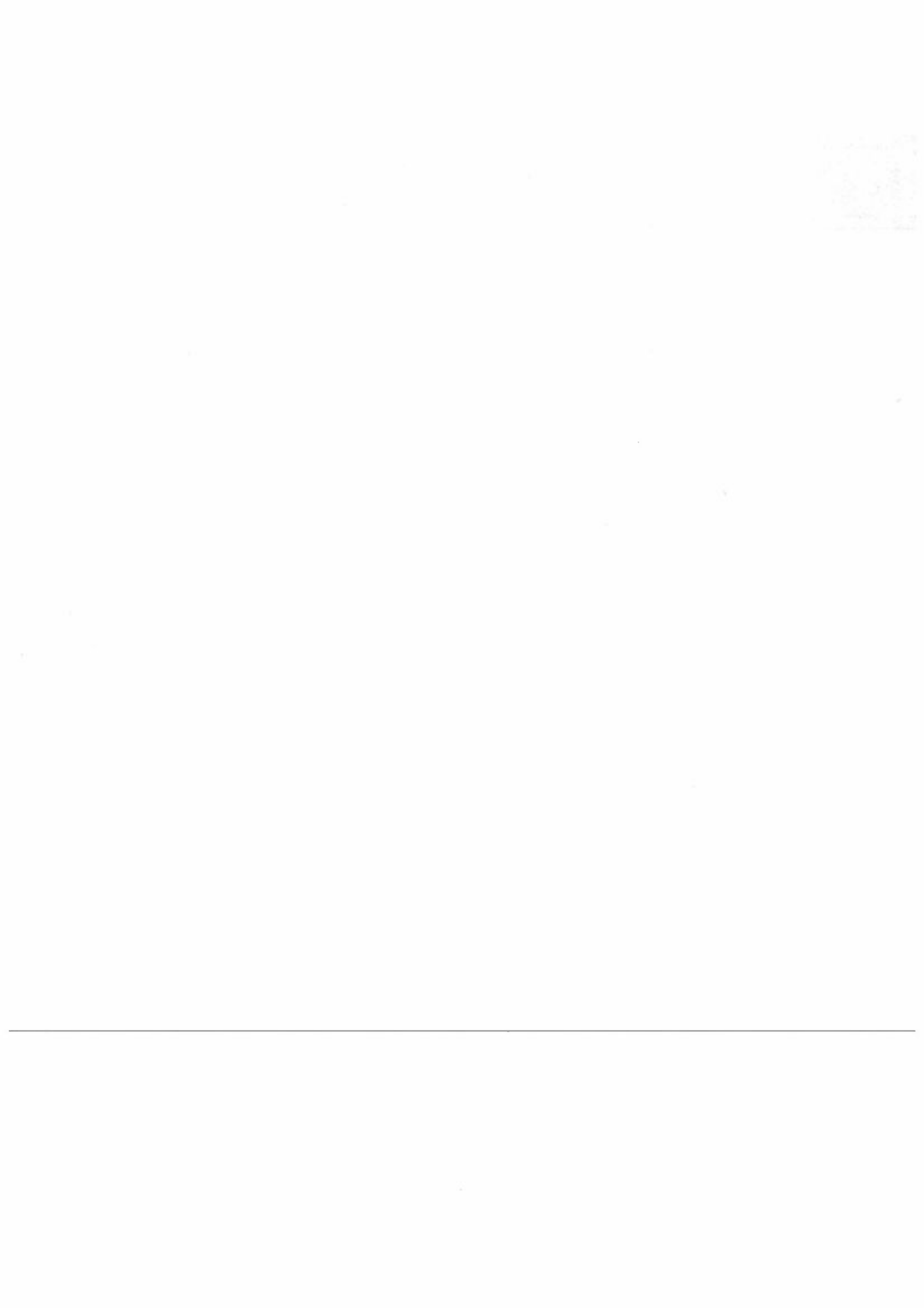
Postboks 4285, N-5028 BERGEN

Arseninholdet i fisk og fiskeprodukter fra marin opprinnelse til human konsum er normalt høyt. Variasjonen av arsen i fisk fra samme art kan være stor. Denne variasjonen avspeiler normalt fiskens diett. Arsen i marine produkter er vanligvis organiske forbindelser av 5 verdig arsen som synes å være harmløse i human ernæring. Høyt arseninnhold, > 5.0 mg/kg spiselig vare, har blitt forbundet med 3 verdig arsen og industriforurensing av land som ikke grenser til hav. Dette har skapt problem for norsk eksport av fisk og fiskeprodukter.

Fisk og skalldyr har også evnen til å anrike arsen tilført vannet fra industrielle prosesser. Arseninnholdet i stasjonære organismer fanget ved slike punktkilder kan være høyt. Hvordan organismene metaboliserer det uorganiske arsenet som taes opp er lite kjent. Virkningen på konsumenten er derfor usikker. Naturlige nivåer i fisk og marine pattedyr, samt nivåer i fisk fra en industri-punktkilde blir diskutert.

For arsen er de organiske formene de minst skadelige, mens for kvikksølv er den organiske formen den mest skadelige. Et høyt inntak av mat med et høyt kvikksølv-innhold vil avspeile et høyt innhold i organer hos menneske.

Naturlige nivåer av kvikksølv i fisk og marine pattedyr, samt nivåer i marine organismer fra industri-punktkilder blir vist. I tillegg blir resultatene fra en undersøkelse av sporelementinnholdet i grindehval som ilandføres på Færøyene vist. Videre blir beregninger av ukentlig inntak av kvikksølv i denne befolkningsgruppen, samt organanalyser fra den samme befolkningsgruppen diskutert.



SESJON IV

METALLER OG HELSE

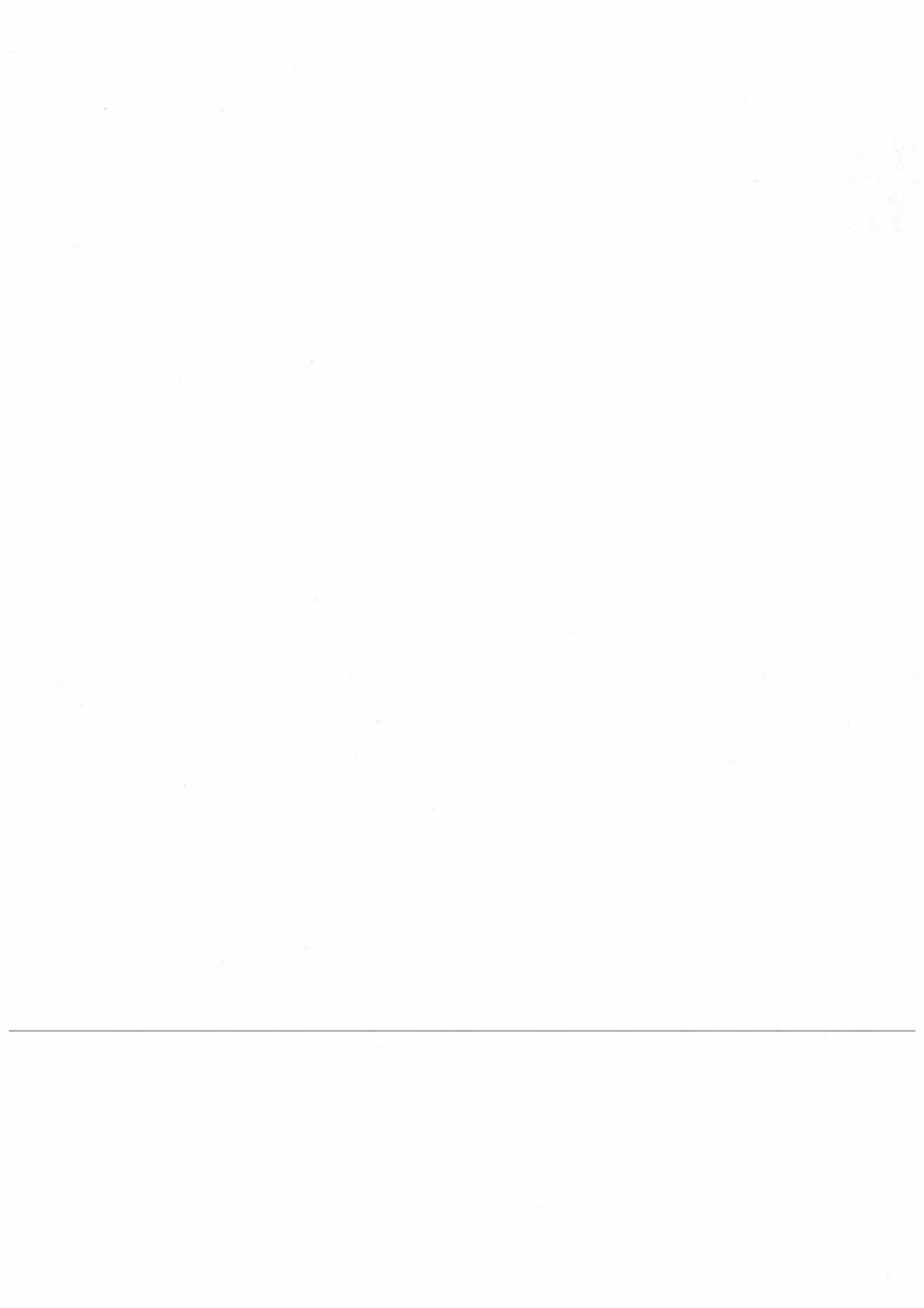
Møteleder Jan Alexander, Statens institutt for folkehelse

191

NATURMILJØ OG HELSE, NOEN SAMMENSTILLINGER AV NORSKE DATA

Bjørn Bølviken, Norges geologiske undersøkelse, Postboks 3006 Lade,
7002 Trondheim.

Geokjemiske kart viser at den geografiske fordeling av grunnstoffer og kjemiske forbindelser i naturlig materiale danner store regionale mønstre. Ulike elementer beskriver ulike høy- og lavområder. Det er påvist at slike geokjemiske variasjoner i naturmiljøet kan ha helsevirkninger både for mennesker og dyr. De best kjente eksempler er sammenhengene fluor/-tannråde og jod/struma. I litteraturen finnes mange mer eller mindre godt dokumenterte eksempler på andre assosiasjoner av tilsvarende art. Således har forekomst av både kreft og hjerte-karsykdommer vært relatert til mangel eller overskudd av bestemte grunnstoffer i miljøet. Kunnskap om slike naturlige sammenhenger er en forutsetning for en sikker bedømmelse av helsevirkningene av forurensninger. Dette er ofte oversett. Norges geologiske undersøkelse utfører geokjemisk kartlegging av landets berggrunn og løsmasser. Ved sammenstilling av kommunevise rater for dødeligheten og sykkeligheten med korresponderende verdier for geokjemiske parametre, fremkommer flere interessante samvariasjoner. Noen av disse blir kommentert i foredraget.



CONCENTRATIONS OF URINARY CADMIUM IN MEN, WOMEN AND CHILDREN
AS A FUNCTION OF AIR EXPOSURE, AGE, SMOKING, ALCOHOL CONSUMPTION
AND PASSIVE SMOKING

Jocelyne Clench-Aas*, Yngvar Thomassen**, Finn Levy**
and Jon Moseng***

1.0 INTRODUCTION

In the spring of 1984, in conjunction with a study on the levels of lead in blood under different exposure conditions, the Norwegian Institute for Air Research in cooperation with the Institute of Occupational Health measured urinary cadmium concentrations in a sample of morning urine in the inhabitants of Holmestrand, Sørumsand, and Oslo-Nydalen in Norway. In order to provide good background information on the general exposure level of the Norwegian population to cadmium, it was decided to measure urinary cadmium concentrations in the inhabitants of these towns at the same time that blood lead was being measured.

2.0 MATERIALS AND METHODS

The study was conducted at three sites:

- 1) Oslo-Nydalen - a part of Oslo traversed by a major throughway (ca. 30 000 vehicles daily) and having one point source of emissions of industrial cadmium.
- 2) Holmestrand - a town traversed by a major throughway (in 1983, 11 000 vehicles daily were registered as crossing through the town) that in 1984 became relatively free for traffic when a

* Norwegian Institute for Air Research, P.O.Box 24, 2001 Lillestrøm, Norway

** Institute of Occupational Health, P.O.Box 8149 Dep, 0033 Oslo 1, Norway

*** Oslo City Health Department, St. Olavs pl. 5, 0165 Oslo 1, Norway.

tunnel opened that allowed traffic to bypass the city. Holmestrand has no industrial sources of airborne cadmium.

- 3) Sørumsand - a small town having very little traffic (at the time of measurement estimated at 3 000 cars daily) and no industrial sources of airborne cadmium.

The study was designed such that for each individual a specific urinary cadmium concentration was related to an estimate of that individual's recent exposure to ambient cadmium during the two weeks immediately prior to urine sampling. In addition, a set of other sociobiological parameters (e.g. smoking, age, sex, etc.) was noted.

In Oslo-Nydalen, 470 people (ranging in age from 2 to 98 years: 182 children; 129 men; and 159 women) volunteered for the study. In Sørumsand, 107 (ranging in age from 3 to 91: 24 children; 28 men; and 55 women) and in Holmestrand 149 (ranging in age from 3 to 92; 21 children; 48 men; and 80 women) volunteered for the study.

Individual ambient cadmium exposure was estimated by combining information from diaries of weekly patterns of activity (hours per day for each day of the week, spent in each of several microenvironments such as indoor at home or outdoor at school) with both measured and estimated ambient cadmium concentrations (refs. 1 and 2). These estimates included indoor cadmium levels resulting from cigarette smoking. Urinary cadmium levels for each individual was measured by electrothermal atomic absorption spectroscopy. Urinary cadmium was standardized for urinary concentration by measured creatinine.

The questionnaire included information on: 1) additional cadmium exposure via hobbies, occupation, and smoking (both active and passive), and 2) other socio-biologic parameters such as alcohol consumption.

3.0 RESULTS

Concentrations of cadmium in air in Oslo-Nydalen were 2 to 3 times higher than those measured in either Holmestrand or Sørumsand, and most probably were of industrial origin. Holmestrand and Sørumsand had

equal levels of ambient cadmium both in 1983 and in 1984. Values in 1984 although low were 2 to 3 times higher than those measured in 1983 (Table 1). Values of cadmium in outdoor dust measured in Holmestrand and Sørumsand in 1983 and 1984 did not follow the same patterns as measured in air. Values of cadmium in dust were 2 to 3 times higher in Holmestrand than Sørumsand, especially noticeable in the water soluble fraction and were higher in 1983 than 1984. There were no measureable amounts of cadmium in drinking water.

In an attempt to describe those parameters that seemingly influence urinary cadmium, socio-biologic variables and ambient cadmium exposure were entered into an analysis of variance with covariance that gave the following results:

Children: Urinary cadmium concentrations were not significantly related to sex,, age, passive smoking, social class or ambient cadmium.

Adults: Concentrations of urinary cadmium: 1) were higher in adult women than men, 2) increased with age, 3) decreased with increased alcohol consumption, 4) were higher in current and previous smokers, and 5) were higher in Holmestrand than in Oslo or Sørumsand.

4.0 DISCUSSION

Measured levels of cadmium in urine in the Norwegian population seem similar to those values measured in Sweden and the U.S.A. and lower than those measured in high exposure areas in Japan (Table 2). The concentrations of ambient cadmium in the three geographic areas within Norway, Oslo-Nydalen, Holmestrand and Sørumsand were not high enough to impact concentrations of cadmium in urine directly through inhalation. ~~Suggested geographical differences (higher levels in Holmestrand)~~ may reflect differences in exposure to other, e.g. nutritional sources. The possibility exists, however, that the higher level of cadmium measured in dust in Holmestrand originates in vehicular traffic, either through cadmium in tires (ref. 3) or cadmium in diesel fuel (M. Hutton, personal communication).

Women have significantly higher values than men of urinary cadmium/urinary creatinine in this study, a finding that is also indicated in the Swedish and the Japanese data. Sexual differences in creatinine excretion can possibly explain these findings.

The significant increase of urinary cadmium with increased smoking is a well known finding and reflects the high amounts of cadmium in cigarettes. Passive smoking in this study did not seem to measurably influence urinary cadmium concentrations in either children or adults.

The significant increase of urinary cadmium with age is likewise a well known finding that represents the gradual accumulation of cadmium in the kidneys over a lifetime.

The significant negative correlation between alcohol consumption and urinary cadmium has not previously been reported. This relationship indicates that alcohol consumption can affect uptake or excretion of cadmium. One cannot rule out, however, that alcohol consumption is closely correlated to another unmeasured parameter that is the true connection to urinary cadmium levels.

5.0 REFERENCES

- 1) Clench-Aas, J., Thomassen, Y., Levy, F., Skaug, K. Lillestrøm, Norway (NILU OR 44/84) (1984).
- 2) Clench-Aas, J., Thomassen, Y., Levy, F., Moseng, J., Skaug, K. Lillestrøm, Norway (NILU OR 14/86) (1986).
- 3) Harrison, R.M. The science of the total environment, 11, 89-97 Amsterdam, Netherlands (1979).
- 4) Kjellstrøm, T. Environ. Health Perspect., 28:169-197 (1979).
- 5) Kowal, N.E., Johnson, D.E., Kraemer, D.F. and Pahren, H.R. J. of Tox. and Environ. Health 5:995-1014 (1979).

Table 1: Cadmium (ng/m^3) in air in Oslo, February 1984 and Holmestrand and Sørumsand, May 1983 and 1984.

	Oslo-Nydalen					Sørumsand		Holmestrand	
	W*	S	E	N	Down-town	St. 1	St. 2	St. 1	St. 2
1983									
Mean						0.29	0.30	0.37	0.39
Standard Deviation						0.28	0.31	0.24	0.31
No.						36	28	42	34
Min.						0.05	0.06	0.06	0.13
Max.						1.61	1.75	1.24	1.84
1984									
Mean	2.45	6.32	1.37	2.07	2.08	0.84	0.64	0.96	0.68
Standard Deviation	4.89	7.71	1.52	2.90	2.45	1.18	0.47	0.92	0.40
No.	42	40	33	29	29	29	22	35	36
Min.	0.07	0.10	0.13	<0.05	<0.05	<0.26	<0.26	<0.29	<0.27
Max.	29.9	25.5	6.73	12.7	12.7	5.74	2.26	5.56	2.30

* Directions refer to direction of sites with respect to the industrial sources.

Table 2: Comparison of the medians of urinary cadmium values measured as $\mu\text{g}/\text{l}^*1$ in the inhabitants of Oslo-Nydalen, Holmestrand and Sørumsand with values measured in Sweden (Stockholm), Japan (Tokyo) and the United States (Dallas and Chicago) as a function of 10 year age-groups. Sample size in parenthesis.

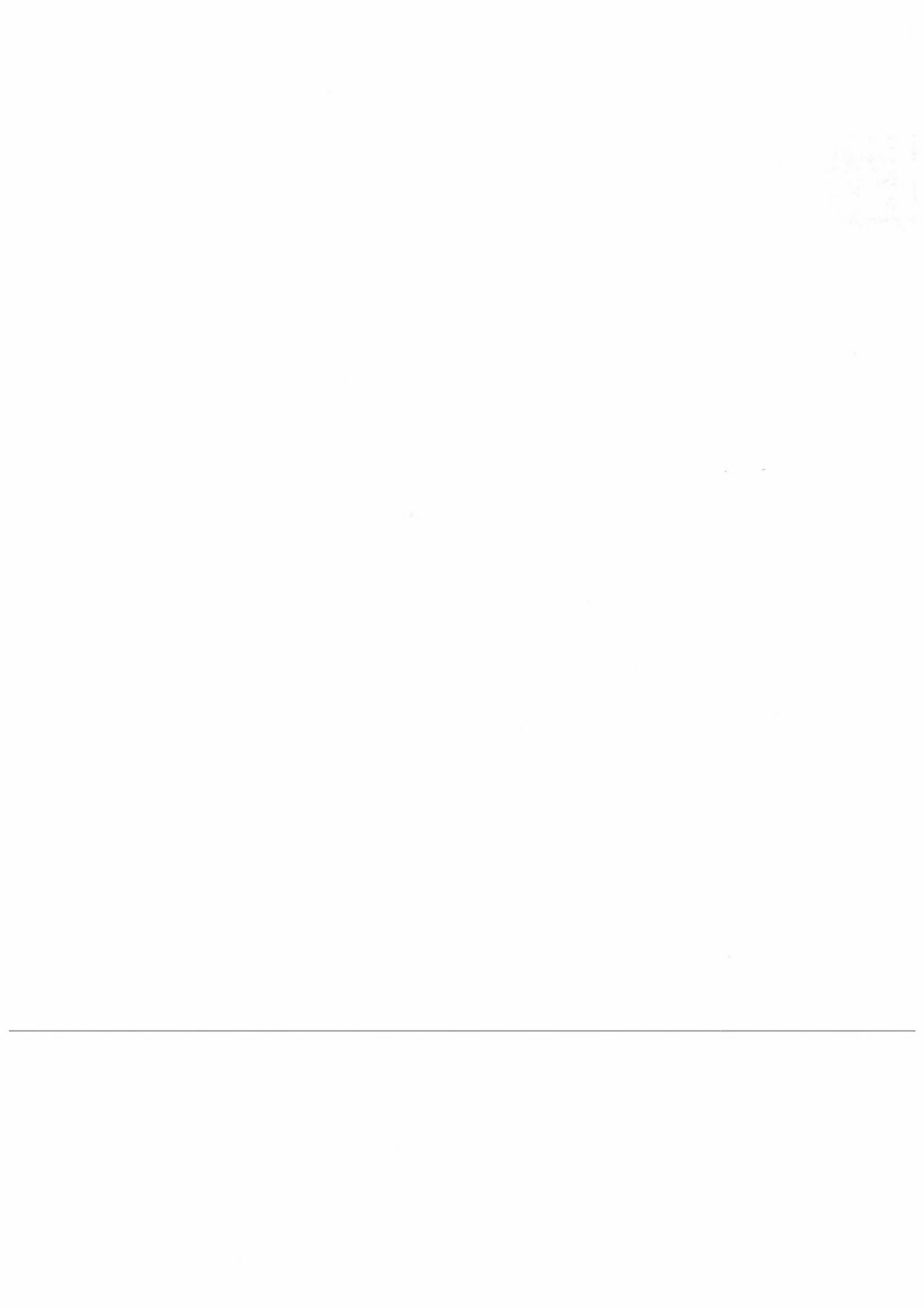
Age	Oslo-Nydalen		Holmestrand		Sørumsand		Sweden* ²		Japan* ²		United States (both M+F)* ³		
	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	Dallas 1974	Chicago 1976	Chicago
0-9	0.30 (35)	0.28 (33)	0.47 (3)	0.64 (2)	0.17 (4)	0.34 (6)	0.17 (6)	0.22 (2)	0.35 (18)	0.42 (15)	0.37 (15)	0.50 (65)	0.41 (47)
10-19	0.19 (52)	0.22 (37)	0.35 (7)	0.37 (10)	0.26 (8)	0.33 (6)	0.18 (10)	-	0.79 (29)	0.66 (28)	0.31 (8)	0.53 (38)	0.29 (40)
20-29	0.54 (1)	0.40 (2)	0.66 (2)	0.57 (8)	0.30 (1)	0.33 (1)	0.21 (10)	-	0.80 (23)	0.90 (21)	0.38 (16)	0.63 (34)	0.56 (20)
30-39	0.43 (41)	0.53 (66)	0.99 (6)	0.89 (10)	0.56 (8)	0.45 (14)	0.28 (10)	-	1.20 (45)	1.42 (41)	0.45 (7)	0.67 (47)	0.55 (44)
40-49	0.46 (36)	0.69 (28)	0.91 (6)	0.62 (12)	0.78 (5)	0.51 (16)	0.29 (10)	0.46 (10)	1.42 (52)	1.53 (73)	0.57 (16)	0.76 (15)	0.58 (13)
50-59	0.69 (4)	2.00 (3)	1.38 (4)	0.61 (8)	0.80 (4)	0.82 (6)	0.45 (10)	0.66 (10)	1.49 (48)	1.75 (52)	0.65 (24)	0.86 (18)	0.87 (19)
60-69	1.10 (2)	1.90 (3)	0.81 (9)	0.53 (12)	0.80 (2)	0.29 (1)	0.38 (10)	-	1.68 (41)	1.38 (53)	-	0.88 (6)	0.88 (6)
70-79	1.51 (6)	0.80 (1)	0.85 (5)	1.10 (2)	-	-	0.57 (11)	-	1.65 (30)	1.47 (24)	-	-	-
80-89	0.79 (5)	0.58 (11)	0.97 (3)	0.85 (10)	1.00 (1)	-	0.36 (9)	-	1.15 (6)	1.33 (8)	-	-	-

Swedish values are for non-smokers only. United States and Norwegian values from both non-smokers and smokers.

*1 $\mu\text{g}/\text{l} = 0.1124 \times \text{nmol}/\text{l}$.

*2 Values from Kjellström, 1979.

*3 Values from Kowal et al., 1979.



NILU-seminar
 Eksponering og helsevirkning av
 metaller/elementer i Norge
 Soria Moria, 11 nov. 1987

S Langård
 Telemark Sentralsjukehus
 Yrkesmedisinsk avdeling
 3900 Porsgrunn

ESTIMERING AV DEN KVANTITATIVE BETYDNINGEN
 AV Cr-EKSPONERING FOR SYKDOMSUTVIKLING HOS NORDMENN

I tilknytning til et norsk seminar om potensielle sunnhetsskadelige virkninger av metaller, vil det også for forskere være av betydning å danne seg et bilde av den kvantitative betydningen av de enkelte har for nordmenns helsetilstand. Dette vil være av betydning for den forskningsmessige prioritet vi ønsker å gi de enkelte potensielt toksiske metall. I vurderingen av metallenes betydning for folkehelsen, er det i hvert fall tre forhold en bør legge til grunn:

- a) Hvor mange mennesker utsettes for hvert enkelt potensielt toksiske metall eller metallsalt?
- b) Hvilket potensial er det for sykdomsutvikling ved den aktuelle eksponeringsgraden hos de mennesker som er eller har vært utsatt for metallet?
- c) Hvilken alvorlighetsgrad og/eller sosiale betydning har den eller de aktuelle skadene?

Hvordan står det til med betydningen av de toksiske metallene som er aktuelle i Norge når en ser de i relasjon til disse premisene?

De antatt viktigste kildene til krom-eksponering i Norge når en tar hensyn til eksponeringsgrad, må antas å være i tilknytning til krompigment-produksjon og priming med krompigment (1000 (?) personer, forkromming (500 (?), ferrokromproduksjon (1000-1200), og eksponering for kromholdig sveiserøyk. Antallet sveisere som eksponeres for kromholdig sveiserøyk, pluss dem som er under potensiell risiko som følge av tidligere eksponering, kan dreie seg om i størrelsesorden 80000 til 100000 personer totalt, når en inkluderer alle som kan ha vært eksponert for minimale mengder av krom i arbeidsatmosfæren. Ettersom vi idag har omlag 30000 sveisere, hvorav 3-5% av og til eller hyppig sveiser på syrefast krom/nikkel-stål, begrenser antallet potensielt sterkt eksponerte seg til 1000-1200 personer. Dersom en adderer dem som har sveiset syrefast tidligere, kan antallet komme opp i 3-4000 personer.

I tillegg til dette er det en rekke andre yrkesgrupper der et mindre antall personer er intermitterende eksponert for krom i arbeidsluften, ~~tilsammen kanskje 1000-2000 personer på landsbasis.~~ I tillegg kommer et potensielt tilsvarende eller noe større antall som ikke lenger utsettes for eksponering.

Dersom disse estimatene er tilnærmet riktig, skulle altså 8-9000 personer være under potensiell risiko for de sykdomstilstander som kan relateres til inhalasjonseksponering av krom.

I tillegg kommer de personer som utsettes for hud-allergiske reaksjoner på kromkontakt. Det er tidligere kartlagt at 3-4% av norske kvinnelige hud-allergikere får utløst allergi som følge av kromkontakt. De tilsvarende tallene for mannlige allergi-pasienter er 8-9%. Idag er det ingen god oversikt over prevalensen av hudallergi blant norske kvinner og menn, ganske enkelt fordi dette ikke er undersøkt. Det er et stort behov for slik kartlegging, både i utsatte yrkesgrupper og mindre utsatte yrkesgrupper. Det samlede antall kromallergikere i Norge kan være i størrelsesorden fem til titusen personer.

Umiddelbart kan disse estimatene for antallet krom-eksponerte og personer med andre lidelser relatert til krom-eksponering synes lavt. Likevel vil jeg anta at krom er det metallet som er av størst kvantitativ betydning for skade på sunnheten hos nordmenn. Jeg anser det som viktig for prioriteringen av metallforskningen at vi forskere bidrar til slik kvantifisering av den potensielle betydningen av alle aktuelle metaller i Norge.

A NESTED CASE-CONTROL STUDY.

JETMUND RINGSTAD *, BJARNE K. JACOBSEN *,
STEINAR TRETLI ^K, YNGVAR THOMASSEN °.

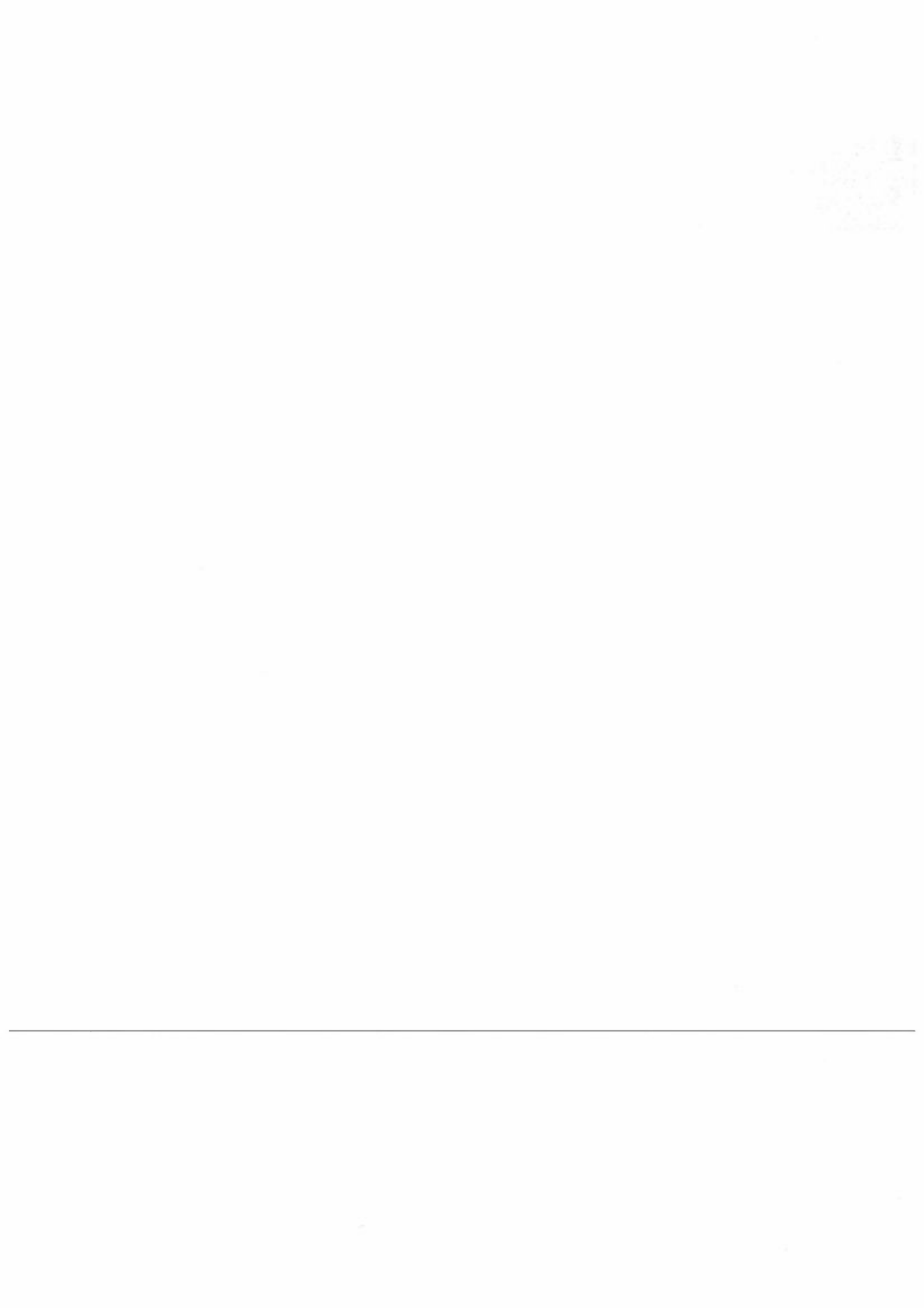
* Institute of Community Medicine, University of Tromsø,
Norway.

^K The Cancer Registry of Norway, Oslo, Norway.

° Institute of Occupational Health, Oslo, Norway.

ABSTRACT

The association between serum selenium concentration and risk of cancer was studied in a nested case-control study in Tromsø, Norway. Case-control pairs came from a population of 9364 persons examined in 1979. During the six year follow-up period, sixty men and women aged 20-54 at the time of blood sampling and initially free of malignant diseases, developed cancer. The mean serum selenium level of 1.56 $\mu\text{mol/liter}$ (123.2 $\mu\text{g/l}$) in cases was not significantly different ($p=0.10$) from that in control subjects (1.63 $\mu\text{mol/liter}$ (128.7 $\mu\text{g/l}$)). Regarding diagnoses and histopathological subgroups, the difference in mean serum selenium level was largest and statistically significant for hematological cancers only, though lower serum selenium levels in cases than controls were observed for other cancer sites as well. The risk of developing adenocarcinomas seems not to be influenced by serum selenium. The mean serum selenium of the 25 persons suffering a fatal cancer was 1.54 $\mu\text{mol/liter}$ (121.6 $\mu\text{g/l}$) compared with 1.69 $\mu\text{mol/liter}$ (133.4 $\mu\text{g/l}$) in controls ($p<0.01$). The relative risk of developing a cancer in the lowest quartile (<1.45 $\mu\text{mol/liter}$ (114.5 $\mu\text{g/l}$)) was 1.4 compared to higher serum selenium levels, 95% CI= 0.6-3.5. This wide confidence interval includes potentially important effects, and additional studies are needed to determine whether selenium protects against certain types of cancer.



Drikkevann og helse: Hvor mye betyr drikkevannet ,
sammenlignet med andre næringsmidler?

Olav Albert Christophersen

Ragnhild Schibbyes v. 32, 0968 Oslo 9

Sammendrag.

På grunnlag av fire norske vannundersøkelser og en finsk næringsmiddelundersøkelse er det forsøkt å beregne hvor mye drikkevannet kan bety for totalinntaket av forskjellige grunnstoffer sammenlignet med kostholdet forøvrig. For de fleste grunnstoffer er drikkevannets bidrag svært beskjedent, i hvert fall når det gjelder absolutt mengde. Drikkevannet kan imidlertid være av stor betydning for inntakene av fluor og silisium, men norsk drikkevann er stort sett fattig på begge disse grunnstoffene.

Drikkevannet kan derimot bety mer som kilde for toksiske tungmetaller, spesielt bly, enn hva de fleste antagelig har vært klar over. Dette kan kanskje være viktig både i forbindelse med tolkningen av epidemiologiske observasjonsdata, og ikke minst i en forebyggende medisinsk sammenheng, om vi ønsker å bringe totalbelastningen av toksiske tungmetaller ned til et minimum.

Innledning.

Sammenhengen mellom vannkvalitet og helse har opp gjennom tidene vært gjenstand for et stort antall epidemiologiske undersøkelser, og spørsmålet er selvsagt av meget stor interesse fra et forebyggende medisinsk synspunkt. Når det gjelder oppløste stoffer i drikkevannet er det fluorkonsentrasjonens betydning som er best dokumentert, både for tannhelsen (1) og som årsak til skjelettfluorose ved svært høye fluorkonsentrasjoner (1). I mange undersøkelser er det også påvist statistiske sammenhenger mellom drikkevannets hardhetsgrad og/eller pH og dødelighet pga. hjerte- og karsykdommer (1,2), men tolkningen av resultatene er uviss. Mulige sammenhenger mellom vannkvalitet og cancer har også vært undersøkt (3,4), og i de seneste årene har det vært interesse for om det kan være en årsakssammenheng mellom aluminium i drikkevann og senil demens (4,5).

Et spørsmål som bør stå svært sentralt både i epidemiologisk sammenheng og når det gjelder forebyggende helsetiltak er dette: Hvor mye kan drikkevannet bidra til det effektive totalinntak av ulike grunnstoffer, det være seg næringsstoffer eller toksiske stoffer, når vi sammenligner med andre kilder, og først og fremst kostholdet forøvrig? Er drikkevannets bidrag uvesentlig og ligger f. eks. nede på 1 prosent eller 1 promille-nivået i forhold til det effektive totalinntak (når man også tar hensyn til forskjeller i relativ absorpsjon) vil vedkommende faktor ikke kunne komme til syne i en epidemiologisk vannundersøkelse uansett om den i seg selv måtte være aldri så viktig fra et ernæringsfysiologisk eller toksikologisk synspunkt. Annerledes vil det derimot være med faktorer, hvor drikkevannets bidrag kan ligge i området 10-90 % av det effektive totalinntak.

En sammenligning mellom ulike grunnstoffer når det gjelder den relative størrelse av drikkevannets bidrag sett i forhold til kostholdet forøvrig kan derfor fortelle oss noe om hvilke faktorer som kan være av størst interesse både når det gjelder tolkningen av epidemiologiske data og fra et forebyggende medisinsk synspunkt.

Man må imidlertid være oppmerksom på at det ikke bare er den absolutte mengde som teller, men også den relative (prosentvise) absorpsjon i tarmen. Noen grunnstoffer blir normalt dårlig absorbert når man får dem i seg fra vanlige næringsmidler fordi andre faktorer i maten hemmer absorpsjonen. Et typisk eksempel er bly, hvor kalsium, fosfat og fiberstoffer hemmer tarmabsorpsjonen. En eksperimentell undersøkelse viste imidlertid at bly oppløst i

destillert vann ble omtrent 10 ganger bedre absorbert enn bly i vanlige næringsmidler (6).

Andre grunnstoffer vil bli dårlig absorbert uansett så lenge de bare foreligger som enkle uorganiske ioner eller komplekser, mens visse organiske komplekser derimot kan bli godt absorbert. Slike kompleksdannende organiske stoffer kan antagelig være til stede i drikkevann som følge av biologiske prosesser i vassdraget eller nedslagsområdet (f. eks. stoffer som planktonalger produserer for å facilitere opptaket av jern). Men man har ennå minimalt med kvantitative data for å kunne vurdere hvilken betydning dette kan ha for absorpsjonen av grunnstoffer som aluminium, krom og vanadium fra drikkevannet.

I det følgende vil det bli foretatt en sammenligning av absolutte mengder i 1 liter drikkevann, sammenlignet med kostholdet forøvrig. Som grunnlag er benyttet data fra 4 norske vannundersøkelser og en finsk kostholdsundersøkelse.

Kostholdsdata.

For en del år siden ble det i Finland gjennomført en meget omfattende undersøkelse av mineralske næringsstoffer i samtlige av de vanligste næringsmidlene i Finland. Foruten en rekke næringsstoffer ble også enkelte toksiske og ikke-essensielle grunnstoffer undersøkt (Pb, Cd, Hg, Al, B, Br og Rb). Undersøkelsen bærer preg av stor analytisk nøyaktighet spesielt i forhold til kontamineringsproblemet, og er trolig til nå den beste og mest omfattende i sitt slag som noensinne er blitt gjennomført ikke bare i Norden, men også i verden som helhet (7).

Pga. lignende forhold i Finland og i Norge både når det gjelder klima, berggrunnens sammensetning og jordbruksteknologi er det rimelig å tro at de fleste av de finske analyseresultatene også kan overføres til Norge - noe som også støttes av norske næringsmiddelanalyser og kostholdsundersøkelser. Vi vet at forholdene er noe forskjellige når det gjelder grunnstoffet selen, og det samme kan også være tilfelle for arsen og toksiske tungmetaller som Pb, Cd og Hg (bl.a. som følge av geografiske variasjoner i tilførselen av toksiske metaller fra sur nedbør). For tungmetallene er det likevel sannsynlig at de finske resultatene kan være mer representative for forholdene i Norge enn analyser foretatt i land som Vest-Tyskland eller Storbritannia.

På grunnlag av statistiske opplysninger om forbruket av ulike næringsmidler i Finland har Koivistoinen og medarbeidere også beregnet det gjennom-

snittlige dagsinntak pr. innbygger (eller gjennomsnittlig tilgjengelig mengde når man ser på totalkonsumet av forskjellige næringsmidler) for de forskjellige grunnstoffene. Resultatet av disse beregningene er gjengitt i tabell 1.

Beregningene er hovedsakelig basert på analyser av de forskjellige næringsmidlene før tilberedning eller industriell bearbeidelse. For enkelte grunnstoffer kan det skje en betydelig tilførsel under tilberedning av maten, f. eks. ved at krom løses ut fra kokekar laget av rustfritt stål, eller at toksiske tungmetaller tilføres fra vannet som benyttes under matlagingen (pga. korrosjon i rør, loddelegeringer og armatur). For andre grunnstoffer kan de faktiske inntakene være lavere enn beregnet som følge av svinn. Tallene må derfor tas med et visst forbehold selv om de er basert på gode analytiske data. Men for vårt formål skulle de likevel være gode nok slik som de er.

I tabell 1 er det også oppgitt et estimat for gjennomsnittskonsentrasjonene av de samme grunnstoffene i den kontinentale jordskorpe, hentet fra en lærebok i geokjemi (8). Egentlig dreier det seg om et veiet gjennomsnitt av sure og basiske eruptivbergarter: 50% granitter og 50% basalter. Et helt nøyaktig bilde av jordskorpens sammensetning gir disse verdiene sikkert ikke, men i vår sammenheng skulle tallene allikevel være gode nok.

Ved å dividere dagsinntaket av et grunnstoff med konsentrasjonen av samme grunnstoff i berggrunnen finner vi et relativt mål for hvor mye som finnes av de forskjellige grunnstoffene i biologisk materiale, sammenlignet med berggrunnen. Dette gir igjen grunnlag for å stille opp de forskjellige grunnstoffene i en rankingliste, slik det er gjort i tabell 1. Øverst på listen finner vi grunnstoffer som det finnes spesielt mye av i biologisk materiale, sammenlignet med berggrunnen. Flere av disse blir under naturlige forhold tilført enten fra atmosfæren (N), eller fra havet via nedbøren (Br, S, og for en stor del også Se og B), mens P, K og Zn i alt vesentlig stammer fra berggrunnen. Nederst på listen finner vi i hovedsak grunnstoffer som opptas dårlig i levende organismer (og spesielt i plantene) som følge av lav løselighet. Fe, Cr og Al er alle typiske eksempler. Men vi finner også F i selskap med disse grunnstoffene, selv om dette grunnstoffet geokjemisk oppfører seg helt annerledes - det må betraktes som

Gjennomsnittlige dagsinntak av ulike grunnstoffer fra næringsmidler i Finland dividert med gjennomsnittskonsentrasjoner i sure + basiske eruptivbergarter (50% granitt + 50% basalt).

Grunnstoff	Beregnet dagsinntak i Finland mg/dag	Beregnet gjennomsnitt i sure + basiske eruptiver ppm	Finsk dagsinntak/ gjennomsnittskons. i eruptivbergarter g/dag
N	17 000	20	850 000
S	1 200	260	4 615
P	2 000	1 050	1 905
Br	4,2	2,5	1 680
Se	0,030	0,005	600
Zn	16	70	229
K	4 500	21 000	214
B	1,7	10	170
Mo	0,120	1,5	80
Hg	0,0057	0,08	71
Cd	0,013	0,2	65
Rb	5,6	90	62
Ca	1 500	41 000	37
As	0,058	1,8	32
Cu	1,7	55	31
Mg	440	23 000	19
Mn	6,1	950	6,4
Pb	0,066	12,5	5,3
Ni	0,13	75	1,7
F	0,56	625	0,90
Co	0,013	25	0,52
Fe	19	56 000	0,34
Cr	0,029	100	0,29
Si	29	282 000	0,10
Al	6,7	82 000	0,090

Kolonnen til høyre angir hvor mange gram bergart som motsvarer et gjennomsnittlig dagsinntak av vedkommende grunnstoff. Br, S og Se tilføres for en stor del fra havet via nedbøren. Dette gjelder til en viss grad også for B og Mg. Dagsinntak av Hg, Cd og Pb er trolig sterkt forhøyet pga. regional miljøforurensning.

lettløselig og svært mobilt i forbindelse med kjemiske forvit-
ringsprosesser.

Vi kan også merke oss at Co og Cr tydeligvis oppfører seg på lignende måte som Fe og Al. Dette tyder på at såvel krom som kobolt i hovedsak må foreligge i oksydasjonstrinn +3 i jorda og at det er løselighetsforholdene for dette oksydasjonstrinnet som kontrollerer opptaket i planterøttene. Mangan synes derimot å oppføre seg på lignende måte som kalsium og magnesium (dette kommer enda tydeligere frem om vi stiller opp en tilsvarende tabell bare for de vegetabiliske næringsmidlene), noe som igjen tyder på at opptaket i plantene her er kontrollert av oksydasjons-
trinn +2. Nikkel befinner seg i en mellomposisjon, som kan tyde på at her foreligger både oksydasjonstrinn +2 og et eller flere høyere oksydasjonstrinn (+3 og/eller +4).

Dessuten kan det være grunn til å merke seg det dårlige opp-
taket av kadmium i levende organismer sammenlignet med sink og at også bly opptas relativt dårlig. Antagelig er konsentrasjonene i jorda i de finske landbruksområdene betydelig forhøyet som følge av tilførsel fra sur nedbør, og det relative opptak i plan-
tene skulle derfor være enda dårligere i virkeligheten enn talle-
ne i tabellen tyder på.

Norske drikkevannsundersøkelser.

Den mest omfattende undersøkelsen til nå er utført av T. P. Flaten for Norges Geologiske Undersøkelse (9). Den omfatter 30 forskjellige parametre som er undersøkt i 384 større norske vannverk fordelt over hele landet. Disse vannverkene forsyner i alt ca. 71% av befolkningen. Prøvene ble samlet inn i 1982 (4 prøver fra hvert vannverk fordelt over de fire årstidene).

Denne undersøkelsen gir bl.a. et verdifullt bilde av hva slags geografiske fordelingsmønstre vi finner for en rekke grunn-
stoffer (illustrert av en rekke kart). Tallene er senere blitt benyttet i en epidemiologisk undersøkelse, hvor data for vannkva-
litet er sammenholdt med geografiske utbredelsesmønstre for for-
skjellige sykdommer (4). Det kanskje viktigste positive funn her var at det ble påvist 20-30 % høyere insidens av cancer i colon og rectum i kommuner med klorbehandlet drikkevann sammen-
lignet med kommuner uten klorbehandling (4). Forfatteren antyder

likevel at dette muligens kan skyldes ukjente konfunderende faktorer.

Et viktig spørsmål gjelder også betydningen av korrosjon fra rørledninger, loddelegeringer og armatur. Her foreligger det en rapport om metallkonsentrasjoner i drikkevannet i Oslo, utgitt av Statens Institutt for Folkehelse (10). Undersøkelsen omfatter både råvann, vann fra ledningsnett og kranprøver etter at kranene hadde vært plombert i 24 timer. Den gir derfor et visst grunnlag for å kunne vurdere utløsning av koppar, sink og toksiske metaller pga. korrosjon i ledningsnett og armatur.

Sammenligning mellom drikkevann og finske næringsmidler.

Drikkevannets sammensetning varierer mye fra sted til sted. Man kan imidlertid få en viss oversikt over hvilke grunnstoffer i drikkevannet som betyr mest for et flertall av befolkningen (sammenlignet med inntak fra kostholdet forøvrig) om vi går ut fra medianverdiene i Flatens undersøkelse (9). Om vi postulerer et gjennomsnittlig drikkevannskonsum på 1 liter pr. dag kan vi beregne hvor mye en konsentrasjon tilsvarende medianverdien motsvarer, regnet som prosent av det gjennomsnittlige dagsinntak av samme grunnstoff fra kostholdet i Finland. Dette gir så grunnlag for å stille opp de forskjellige grunnstoffene i en ranking order.

1 liter drikkevann pr. dag er ikke noe nøyaktig mål for det faktiske konsum, men det er av riktig størrelsesorden og er dessuten et greit tall å benytte som utgangspunkt for mer nøyaktige beregninger om vi kjenner konsumet mer nøyaktig. Grunnstoffenes innbyrdes rekkefølge blir naturligvis ikke forandret, om vi hadde benyttet en annen verdi i stedet.

En slik sammenligning er bare mulig for de grunnstoffene som er felles for begge undersøkelsene, og hvor det er benyttet en tilstrekkelig sensitiv analysemetode. Flaten (9) har undersøkt Na, Ba, Sr, Cl, Ti, V, Be og Li, mens disse ikke er med i Koivistoinen og medarbeideres rapport (7). Koivistoinen et al. (7) har på sin side undersøkt P, Cr, Rb, Se, As og Hg, som ikke er undersøkt av Flaten (9).

En sammenligning med de finske kostholdsverdiene viser dessuten at Flatens analysemetode ikke er tilstrekkelig sensitiv for

grunnstoffene Co, Pb, Cd, Ni og Mo. Om vi beregner hvor mye innholdet i 1 liter vann utgjør av det finske dagsinntaket når konsentrasjonen akkurat motsvarer deteksjonsgrensen, finner vi at deteksjonsgrensen motsvarer 154% av det finske dagsinntaket for kobolt, 135% for bly, 46% for kadmium, 31% for nikkel og 8,3% for molybden.

Det er selvsagt beklagelig at såpass mange grunnstoffer faller ut enten fordi de ikke er med i begge undersøkelsene eller fordi det ikke er benyttet en tilstrekkelig sensitiv analysemetode. Man kan vel trekke to konklusjoner av dette. Den ene er at det både i drikkevannsundersøkelser og i kostholdsundersøkelser kan være ønskelig å øke antall grunnstoffer som blir tatt med i undersøkelsen (for noen av dem hadde det sammenheng med analytiske eller andre praktiske problemer at de ikke var med i den opprinnelige finske undersøkelsen, og det foreligger senere rapporter basert på det samme prøvematerialet). Den andre og antagelig enda viktigere konklusjon som det går an å trekke er at man i drikkevannsundersøkelser bør være omhyggelig med å ta hensyn til de data som foreligger fra kostholdsundersøkelser når man skal velge analysemetode, slik at denne blir tilstrekkelig sensitiv.

Vi står da tilbake med 12 grunnstoffer, som det går an å sammenligne. Resultatene av beregningene er gjengitt i tabell 2. Vi ser at fluor topper rankinglisten, på tross av at norsk drikkevann vanligvis regnes som stort sett meget fluorfattig. På annenplass finner vi grunnstoffet silisium, som er det nest hyppigste grunnstoff i jordskorpen etter oksygen. En sammenligning med tabell 6 viser at dette mønsteret også går igjen internasjonalt, selv om konsentrasjonene både av fluor og silisium andre steder i verden kan ligge vesentlig høyere enn i Norge.

Om vi sammenligner tabell 2 med tabell 1 finner vi et interessant mønster. Grunnstoffer på toppen av rankinglisten i tabell 2 befinner seg meget langt nede i tabell 1 og omvendt. Nederst i tabell 2 finner vi de utpreget biofile grunnstoffene sink og kalium. Det samme mønsteret er også tydelig om vi sammenligner med tabell 5 (elvevann), hvor vi ser at fosfor kommer enda lengre ned på rankinglisten enn sink og kalium, mens krom og kobolt holder følge med aluminium.

Drikkevannets bidrag til dagsinntaket av en del grunnstoffer.

Norske medianverdier for drikkevann (fra 384 større vannverk) sett i forhold til gjennomsnittlig samlet inntak fra næringsmidler i Finland.

Grunnstoff	Beregnet gjennomsnittlig dagsinntak i Finland	Medianverdi for konsentrasjon for 384 norske vannverk	Innholdet i 1 liter vann dividert med finsk dagsinntak
	mg/dag	mg/l	%
F	0,560	0,058	10,4
Si	29	0,88	3,0
Al	6,7	0,055	0,82
Cu ^x	1,7	0,0117	0,69
Br	4,2	0,011	0,26
Fe ^x	19	0,047	0,25
Ca	1 500	2,87	0,19
Mg	440	0,69	0,16
S	1 200	1,76	0,15
Mn	6,1	0,0063	0,10
Zn ^x	16	0,0135	0,084
K	4 500	0,14	0,0031

^x Pga. korrosjon i rørledninger og armatur kan de reelle bidragene fra drikkevannet være mye større for enkelte metaller enn det man finner ved å undersøke vannet slik det leveres fra vannverket. Blant grunnstoffene som er oppført i tabellen har dette først og fremst betydning for kopper, jern og sink. Videre kan det være av stor betydning for bly og kadmium (tabell 7).

Det synes mao. å være en klar tendens til at drikkevannet har størst betydning for inntaket av grunnstoffer som vi finner lite av i biologisk materiale (i de vevstypene som normalt benyttes som mat) sammenlignet med konsentrasjonene i berggrunnen. Særlig vil dette være tilfelle når samtidig vannløseligheten ikke er alt for lav (som gjelder både for fluor og silisium, mens aluminium derimot er mindre løselig, unntatt når pH er lav). For utpreget biofile grunnstoffer vil drikkevannet derimot være av minimal betydning for totalinntaket.

Tabell 5 og 6 viser dessuten at utpregede forurensningsfaktorer som kadmium og bly har tendens til å klatre høyt opp på rankinglisten (kadmium mellom aluminium og jern i norske elver, bly på tredjeplassen etter fluor og silisium i amerikanske byer). Men dette må til en viss grad også sees i sammenheng med dårlig opp-tak av disse grunnstoffene i levende organismer, slik tabell 1 illustrerer.

I tabell 3 er det gitt en mer fullstendig oversikt over hva drikkevannet kan bety for det samlede dagsinntak av ulike grunnstoffer, når vi også tar hensyn til variasjonene i drikkevannets sammensetning fra kommune til kommune. Her er bidraget fra 1 liter drikkevann oppgitt som prosent av dagsinntaket i Finland på samme måte som i tabell 2, men tabellen oppgir ikke bare de prosentverdier som tilsvare medianverdiene for vannanalysene, men for alle decilene. Verdiene er kumulert nedenifra.

Denne tabellen viser stort sett de samme hovedtendensene som i tabell 2, men vi finner svært høye maksimumsverdier for en rekke grunnstoffer. Høye maksimumsverdier ble også funnet for flere av grunnstoffene med for høy deteksjonsgrense: f. eks. inneholdt den ene prøven med påvisbart bly en mengde som motsvarer omtrent 10 ganger et gjennomsnittlig finsk dagsinntak.

Grunnvann sammenlignet med overflatevann.

I tabell 4 er det foretatt en sammenligning mellom grunnvann (medianverdier for 35 vannverk) og overflatevann (medianverdier for 349 vannverk) i Flatens undersøkelse. Grunnstoffene er også her stilt opp i tabellen etter en ranking order, nemlig for konsentrasjonsforholdet grunnvann/overflatevann. Kalium topper denne listen med silisium på annenplass. Men av grunnstoffer som ligger

Deciler for analyseverdier for 384 større norske vannverk (kumulert nedenifra) sett i forhold til samlet inntak fra næringsmidler i Finland.

Innholdet i 1 liter vann dividert med beregnet gjennomsnittlig finsk dagsinntak. Noen andre parametre som kjennetegn for vannkvalitet er også oppgitt.

Grunnstoff	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
F	5,0	6,4	7,9	9,1	10,4	12,0	15,2	18,2	30,4	216
Si	1,2	1,7	2,0	2,5	3,0	3,6	4,5	5,9	8,1	31,6
Al	0,12	0,30	0,42	0,60	0,82	1,1	1,5	2,1	3,6	61,2
Cu	-	0,041	0,19	0,42	0,69	1,2	1,8	3,1	5,6	170
Br	< 0,12	< 0,12	< 0,12	0,14	0,26	0,36	0,48	0,62	0,93	10,5
Fe	0,037	0,079	0,13	0,18	0,25	0,35	0,51	0,72	1,1	23,0
Ca	0,049	0,079	0,11	0,15	0,19	0,24	0,31	0,43	0,70	3,8
Mg	0,064	0,091	0,12	0,14	0,16	0,18	0,22	0,27	0,39	3,0
S	0,064	0,078	0,10	0,12	0,15	0,18	0,20	0,25	0,37	1,1
Mn	-	-	0,030	0,064	0,10	0,16	0,27	0,45	0,89	16,2
Zn	0,019	0,031	0,048	0,062	0,084	0,11	0,16	0,23	0,56	30,1
K	-	-	-	-	0,003	0,005	0,008	0,011	0,017	0,12
pH	5,52	6,03	6,34	6,57	6,75	6,93	7,11	7,37	7,72	10,28
TOC ^x (mg C/l)	0,98	1,28	1,64	1,96	2,35	2,77	3,24	3,83	4,84	10,02
Fargetall (mg Pt/l)	1	4	6	8	11	14	17	23	35	145
Konduktivitet (µS/cm)	24,6	32,3	38,3	43,6	50,4	57,3	66	79	109	620
Na ⁺ (mg/l)	1,25	1,67	2,24	3,10	3,79	4,69	5,63	7,07	9,86	115,3
Cl ⁻ (mg/l)	1,6	2,2	3,2	4,9	6,4	8,2	10,0	12,0	15,9	117,0
NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 0,05	< 0,05	0,13	0,29	0,46	0,65	0,83	1,09	1,82	21,4

x TOC: Totalt organisk karbon.

Grunnvann sammenlignet med overflatevann.

Medianverdier for 349 norske overflatevannkilder sammenlignet med medianverdier for 35 norske grunnvannkilder.

Eestandsdel	Grunnvann		Overflatevann		Grunnvann/ overflatevann
	Konsentrasjon mg/l	% av finsk dagsinntak i 1 liter	Konsentrasjon mg/l	% av finsk dagsinntak i 1 liter	
K	0,74	0,016	0,10	0,0022	7,4
Si	3,45	12	0,80	2,8	4,3
NO ₃ ⁻	1,52	-	0,40	-	3,8
Ba	0,0283	-	0,0076	-	3,7
Ca	8,66	0,58	2,59	0,17	3,3
Sr	0,0428	-	0,0134	-	3,2
Mg	1,86	0,42	0,67	0,15	2,8
S	3,54	0,29	1,59	0,13	2,2
F	0,117	20,9	0,056	10,0	2,1
Na	5,50	-	3,71	-	1,5
Mn	0,0066	0,11	0,0063	0,10	1,05
Cl	5,7	-	6,6	-	0,86
Br	0,009	0,21	0,011	0,26	0,82
Zn	0,0091	0,057	0,0141	0,088	0,65
Cu	0,0054	0,32	0,0126	0,74	0,43
Al	0,022	0,33	0,058	0,87	0,38
Fe	0,011	0,058	0,052	0,27	0,21

pH ^x		7,30		6,71	
Konduktivitet (μS/cm)		110		48,3	
TOC (mg C/l)		1,65		2,40	
Fargetall (mg Pt/l)		2		12	

x pH i selve grunnvannet før det tas opp i vannverket vil være mye lavere. Dette skyldes det høye partialtrykket for CO₂ nede i jorda og at grunnvannet avgir CO₂ når det kommer opp til overflaten. Den lavere pH-verdien nede i jorda har stor betydning for konsentrasjonene av kationer som K⁺, Ba⁺⁺, Ca⁺⁺, Sr⁺⁺ og Mg⁺⁺ fordi disse adsorberes svakere til leirmineraler ved lavere pH og den kjemiske forvitring skjer hurtigere ved lavere pH-verdier.

høyt, relativt sett, i grunnvannet er det bare fluor og silisium som opptrer med høye nok konsentrasjoner sammenlignet med andre næringsmidler til at det kan tenkes å være av noen praktisk betydning.

Tallene i tabellen gjenspeiler ikke bare forskjeller mellom grunnvann og overflatevann per se, men har også sammenheng med at vannverk med grunnvann og overflatevann har forskjellige geografiske fordelingsmønstre. Mange av vannverkene som benytter grunnvann ligger på Østlandet, og noen på Sørlandet. Det vil derfor være en betydelig påvirkning fra sur nedbør, som kan forklare de høye sulfatverdiene, mens overflatevannet i gjennomsnitt er sterkere påvirket av en marin tilførselskomponent, som bl.a. har betydning for Br, Cl, Na og Mg (men også for S, Se, I og B).

Undersøkelser av norske elver.

For å kunne vurdere drikkevannets bidrag til inntaket av en del grunnstoffer som ikke var med i NGU's drikkevannsundersøkelse eller hvor analysemetoden i denne undersøkelsen hadde for dårlig sensitivitet går det an å sammenholde NGU-undersøkelsen med to undersøkelser av vannet i norske elver, som ble foretatt med en mer sensitiv analysemetode, nemlig nøytronaktivering. Det dreier seg om 11 elver over hele landet, som var blitt nøye observert i forbindelse med det internasjonale hydrologiske tiår. Fra hver av elvene ble det i 1971 samlet inn 3 prøver, fordelt over de forskjellige årstidene. I den ene undersøkelsen ble 39 grunnstoffer bestemt ved instrumentell nøytronaktivering (dvs. uten kjemisk separasjon av forskjellige grunnstoffer) (11). I den andre undersøkelsen ble As, Cd, Co, Mo, Zn og U bestemt ved hjelp av en radio-kjemisk nøytronaktiveringsmetode, som er enda mer sensitiv (12).

For hver av elvene ble det beregnet geometriske gjennomsnittsverdier. I tabell 5 er disse gjennomsnittsverdiene omregnet til prosent av dagsinntaket i Finland (for 1 liter vann) på tilsvarende ~~måte som i tabell 2 og 3. I tabellen er også oppgitt en del andre~~ viktige parametre som kjennetegn på vannkvalitet, og det er beregnet aritmetiske og geometriske gjennomsnitt for alle elvene uten hensyn til vannføring. Ved beregning av gjennomsnitt er halvparten av den oppførte verdi benyttet når tegnet < er brukt i tabellen, og 2/3 av den oppførte verdi når tegnet \leq er benyttet.

Tallene for Cd, As og Mo er fra Lenvik et al. (12), mens de andre er hentet fra Salbu et al. (11).

Tabell 5.

Innhold av 18 grunnstoffer i vann fra 11 norske elver, regnet i forhold til gjennomsnittlig dagsinntak fra finske næringsmidler. (Innhold i 1 liter vann regnet som prosent av finsk dagsinntak).

	Tana	Namsen	Forra	Gaula	Rauma	Joste- dals- elva	Glomma	Dram- mens- elva	Auli- elva	Ski- ens- elva	Man- dals- elva	Aritme- tisk middel	Geomet- risk middel
Cr	3,1	2,8	4,8	6,9	3,1	4,5	2,1	2,1	3,5	5,2	2,8	3,6	3,3
Al	1,1	3,7	1,9	1,9	0,94	9,6	1,2	0,64	3,6	1,3	2,4	2,6	1,9
Co	2,0	2,1	2,2	2,8	0,85	3,1	1,2	1,2	3,4	0,77	1,8	1,9	1,7
Cd	<0,46	0,62	<0,46	0,85	<0,62	3,3	1,1	<0,77	1,5	3,0	1,6	1,3	1,0
Fe	0,68	1,2	0,95	2,2	0,53	1,9	0,79	0,32	2,7	0,42	0,68	1,1	0,91
As	<0,035	0,28	0,28	0,22	<0,035	0,069	0,67	0,26	1,8	0,38	0,86	0,44	0,29
Cu	<0,29	<0,53	<0,47	0,59	<0,24	<0,53	0,35	0,35	0,82	0,35	0,29	0,30	0,26
Br	0,29	0,33	0,31	0,32	0,13	0,079	0,14	0,13	1,3	0,14	0,41	0,33	0,24
Ca	0,25	0,17	0,19	0,41	0,12	0,13	0,31	0,31	0,72	0,15	0,067	0,26	0,21
Mn	0,084	0,14	0,092	0,18	0,043	0,24	0,43	0,059	0,46	0,44	0,24	0,22	0,17
Mg	0,22	0,14	0,095	0,23	0,036	0,077	0,18	0,14	0,75	0,075	0,084	0,19	0,13
Mo	0,22	<0,10	<0,13	<0,092	<0,083	0,14	0,083	0,14	1,35	0,14	0,18	0,22	0,12
S	0,095	0,083	0,050	0,13	0,081	0,067	0,13	0,11	0,30	0,083	0,092	0,11	0,10
Zn	0,056	0,059	0,033	0,099	0,054	0,099	0,25	0,034	0,11	0,038	0,15	0,089	0,073
Rb	<0,027	<0,021	<0,021	0,043	<0,020	0,041	<0,016	<0,018	0,046	0,020	<0,025	0,022	0,019
K	0,016	0,0076	0,0060	0,020	0,0078	0,013	0,016	0,012	0,087	0,011	0,010	0,019	0,013
P	0,0004	0,0005	0,0003	0,0005	0,0003	0,0081	0,0006	0,0004	0,0057	0,0006	0,0006	0,0016	0,00073
Se	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,7	<1,3	<1,3	<1,7	<1,3	<1,7		
pH	6,9	6,9	6,9	7,3	6,9	6,8	6,7	7,2	7,6	6,6	5,3		
Na mg/l	2,13	2,05	1,69	2,06	1,32	0,65	1,32	1,00	13,7	0,72	2,03	Sjøvann: 10 500	
Cl mg/l	2,14	2,87	2,37	2,73	1,36	0,59	1,32	1,07	15,7	1,05	2,95	Sjøvann: 19 000	
Konduktivitet 20°C/S/cm	37,2	29,1	24,8	55,1	24,1	18,8	38,1	31,6	150,1	19,6	25,1		
Turbiditet	0,93	2,12	1,76	1,96	0,41	7,72	1,41	0,76	3,05	0,93	0,97		
JTU	28	56	52	59	7	100	32	23	103	19	27		
Fargetall	0,53	0,35	0,25	0,57	0,71	1,36	1,26	1,22	0,23	1,05	0,37	Sjøvann: 0,047	
mgPt/l	1,00	0,71	0,71	0,75	0,97	1,10	1,00	0,93	0,87	0,69	0,69	Sjøvann: 0,55	
V/Cr	0,4	0,56	<0,14	0,27	0,2	0,6	0,45	0,23	<0,30	<0,08	0,16	Sjøvann: $\sqrt{40}$	
V/Co	1,4	1,7	<0,71	1,4	1,6	2,0	1,7	0,93	<0,68	<1,2	0,53	Sjøvann: $\sqrt{20}$	

Det viktigste resultat av denne sammenligningen er at vi finner både krom og kobolt på et lignende nivå som aluminium (som kommer som nr. 3 på rankinglisten etter fluor og silisium i tabell 2). Cr ligger enda høyere enn Al og Co litt lavere. Videre finner vi kadmium på et bemerkelsesverdig høyt nivå mellom kobolt og jern.

At kadmium kommer så høyt opp er antagelig i vesentlig grad et resultat av miljøforurensning (sur nedbør). Når det gjelder Cr og Co er det sannsynlig at disse i det alt vesentlige kommer fra den lokale berggrunn og ikke fra sur nedbør. Ved de pH-verdier som det her er snakk om (unntatt for Mandalselvas vedkommende) er det rimelig å anta at mesteparten kan være bundet til meget små mineralpartikler (mindre enn $1\mu\text{m}$) eller til humusstoffer. Ved senkning av pH eller sterk humuspåvirkning vil imidlertid løseligheten av disse grunnstoffene øke på tilsvarende måte som for aluminiums vedkommende. Vi kan regne som sannsynlig at også vanadiumkonsentrasjonen i vannet kan bli påvirket på lignende måte.

Bly var ikke tatt med i disse undersøkelsene, og siden dette grunnstoffet også faller utenfor hos Flaten pga. for dårlig sensitivitet ser det ikke ut til at det foreligger brukbare norske data annet enn i forbindelse med korrosjon (kranprøver). Men siden luftforurensningen betyr enda mer for bly enn for kadmium (13), og bly dessuten kommer mye lavere på rankinglisten enn kadmium i tabell 1 er det mulig at bly skulle ha kommet mye høyere enn kadmium på rankinglisten i tabell 5 dersom vi hadde hatt gode nok data for dette grunnstoffet.

Sammenligning med andre land.

I tabell 6 er de norske medianverdiene sammenlignet med medianverdier for ferdigbehandlet drikkevann fra de 100 største byene i USA (14) og med estimerte verdensgjennomsnittsverdier for elvevann (fra Turekian 1969 (15)).

Grunnstoffene er oppført etter den ranking order man finner for de amerikanske byene.

Tabellen viser en del viktige forskjeller mellom drikkevann i USA og i Norge. Fluor og silisium ligger vesentlig høyere i USA enn i Norge, og det samme gjelder også kalsium og magnesium. Globalt ligger silisium enda høyere enn i USA. Videre kan det være svært viktig å merke seg at bly kommer på tredje plass på ranking-

Drikkevann i de 100 største byene i USA (medianverdier)
sammenlignet med 384 norske vannverk (medianverdier) og
med et beregnet verdensgjennomsnitt for elvevann.

Innhold i 1 liter vann uttrykt i prosent av beregnet gjennomsnittlig dagsinntak fra finske næringsmidler.

Grunnstoff	Drikkevann i 100 største byer i USA		384 norske vannverk		Elvevann, verdensgjennomsnitt	
	Median mg/l	% av finsk dagsinntak i 1 liter	Median mg/l	% av finsk dagsinntak i 1 liter	Konsentrasjon mg/l	% av finsk dagsinntak i 1 liter
F	0,40	71	0,058	10	0,1	18
Si	3,3	11	0,88	3,0	6,1	21
Pb	0,0037	5,6	-	-	0,003	4,5
Ca	26	1,7	2,87	0,19	15	1,0
Mg	6,25	1,4	0,69	0,16	4,1	0,93
Mo	0,0014	1,2	-	-	0,001	0,83
Al	0,054	0,81	0,058	0,82	0,40	6,0
S	8,67	0,72	1,59	0,15	3,73	0,31
Cu	0,0083	0,49	0,0117	0,69	0,007	0,41
Fe	0,043	0,23	0,047	0,25	0,67	3,5
Mn	0,005	0,08	0,0063	0,10	0,007	0,11

Na	12	-	3,79	-	6,3	-
Cl	13	-	6,4	-	7,8	-
Br	-	-	0,011	0,26	0,020	0,48
Ni	0,0027	2,1	-	-	0,0003	0,23
Co	-	-	-	-	0,0002	1,5
Zn	-	-	0,0141	0,084	0,020	0,13

pH	7,5		6,75			
S/Cl ^x	0,67		0,25		0,48	
Na/Cl ^{xx}	0,92		0,59		0,81	

x S/Cl-forholdet gir et mål for relativ betydning av sur nedbør i forhold til marin tilførselskomponent. S/Cl-forholdet i sjøvann: 0,047.

xx Na/Cl-forholdet gir et mål for det relative bidrag fra forvitring av silikattergarter, sammenlignet med den marine tilførselskomponent. Na/Cl-forholdet i sjøvann: 0,55.

listen etter fluor og silisium, ~~både~~ i USA og globalt. *SMA nr. 4*

Det kan være flere årsaker til disse forskjellene. For fluors vedkommende kan vannfluoridering være en faktor av betydning i USA. Forholdet mellom grunnvann og overflatevann i drikkevannsforsyningen og mellom grunnvannstilsig og overflateavrenning til elvene vil spille en svært viktig rolle både for silisium og for fluors vedkommende (kfr. tabell 4). For silisium må vi regne med at også temperaturen kan være en viktig faktor (fordi løselighet og oppløsningshastigheter er temperaturavhengige). Og for bly er det sannsynlig at forurensning både via forurenset nedbør og som følge av direkte utslipp til elvene kan være en hovedfaktor.

Korrosjon i vannrør og armatur.

Drikkevannets sammensetning når det til slutt inntas av konsumenten vil også være påvirket av korrosjon i rørledninger, loddelegeringer og armatur (f. eks. blyholdig messing som er mye benyttet i kranene).

I Oslo er slike forhold undersøkt av Statens Institutt for Folkehelse i 1973 (10). Foranledningen til at denne undersøkelsen ble foretatt var at det i 1972 var blitt påvist svært høye kadmiumkonsentrasjoner i kranprøver fra Biologibygget ved Universitetet i Oslo.

Noen av resultatene fra denne undersøkelsen er presentert i tabell 7 etter samme omregningsmetode som i tabell 2 til 6. Resultatene skulle vel tale for seg selv når man sammenligner med tabellene 2 til 5. De viser at bly i drikkevannet absolutt er en faktor vi bør være meget oppmerksomme på både ved tolkning av epidemiologiske data og i en forebyggende medisinsk sammenheng.

Vurderinger og konklusjoner.

Plassen tillater ikke her å gå inn på noen nøyere vurdering ~~av mulige helsemessige konsekvenser av de data som her er fremlagt.~~ Dette vil bli nærmere drøftet i andre sammenhenger. Men enkelte momenter vil allikevel bli skissemessig antydning.

Drikkevannet i Norge er stort sett fattig på mineralske næringsstoffer, unntatt når det gjelder kopper som følge av korrosjon i vannrør og armatur. Dette slår sterkest ut for fluor og

Metallkonsentrasjoner i kranprøver i Oslo regnet i forhold til dagsinntak fra finske næringsmidler.

4 prøver tatt i løpet av 1 år fra hver kran (fra til sammen 22 kraner forskjellige steder i byen). Prøven bestod av de første 100 ml som ble tappet fra kranen etter at den hadde stått plombert i ca. 1 døgn. Mengde i 1 liter vann er angitt i prosent av finsk gjennomsnittlig dagsinntak fra kostholdet. Prøvene er tatt i 1973.

Konsentrasjon $\mu\text{g}/\text{l}$	Kopper		Sink		Bly	
	Antall prøver	% av finsk dagsinntak i 1 liter	Antall prøver	% av finsk dagsinntak i 1 liter	Antall prøver	% av finsk dagsinntak i 1 liter
1 < 5	0	< 0,29	0	< 0,031	15	< 7,6
5-10	0	0,29-0,59	0	0,031-0,063	13	7,6-15
10-20	1	0,59-1,2	0	0,063-0,13	26	15-30
20-50	0	1,2-2,9	0	0,13-0,31	19	30-76
50-100	4	2,9-5,9	2	0,31-0,63	5	76-152
100-500	13	5,9-29	47	0,63-3,1	6	152-758
500-1000	36	29-59	19	3,1-6,3	1	758-1515
1000-2000	25	59-118	14	6,3-12,5	0	
2000-3000	12	118-176	12	12,5-19	0	
> 3000	4	176	1	19	0	

Gjennomsnittlig blykonsentrasjon i vann fra kraner med alder 1-3 år: 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, motsvarende 30 % av det finske dagsinntak i 1 liter.

Gjennomsnittlig blykonsentrasjon i vann fra kraner med alder 5-9 år: 36 $\mu\text{g}/\text{l}$, motsvarende 55 % av det finske dagsinntak i 1 liter.

Enkelte av prøvene inneholdt kadmium, nikkel og kvikksølv i konsentrasjoner høyere enn deteksjonsgrensen. For kadmium lå deteksjonsgrensen på 1 $\mu\text{g}/\text{l}$, motsvarende 7,7 % av det finske dagsinntak i 1 liter. Den høyeste målte verdi (10 $\mu\text{g}/\text{l}$) motsvarer 77 % av dagsinntaket i Finland i 1 liter. Deteksjonsgrensen for nikkel, lå på 50 $\mu\text{g}/\text{l}$, motsvarer 38 % av det finske dagsinntaket (for 1 liter vann). En prøve inneholdt 800 $\mu\text{g}/\text{l}$, motsvarende 615 % av det finske dagsinntaket. En prøve inneholdt 0,60 $\mu\text{g}/\text{l}$ av kvikksølv, motsvarende 10,5 % av det finske dagsinntaket i 1 liter.

silisium, som er de to grunnstoffene som drikkevannet normalt vil gi de største bidragene til sammenlignet med kostholdet forøvrig. Blant disse to har det i mange år vært stor interesse for betydningen som variasjoner i drikkevannets fluorinnhold kan ha, først og fremst for tannhelsen, mens derimot silisium har ført en påfallende anonym tilværelse i medisinsk forsknings-sammenheng, unntatt i forbindelse med silikose-problematikken (som ikke skyldes toksiske virkninger av oppløst silisium, men derimot kvartspartiklenes overflateegenskaper i forhold til membran-strukturer i cellene). Men kanskje vi her i Skandinavia burde begynne å interessere oss adskillig mer for dette grunnstoffet enn vi hittil har gjort: at vi kanskje ikke bare har et helsemessig suboptimalt fluorinntak fra drikkevannet, men også et suboptimalt silisiuminntak.

Den andre viktige konklusjon vi kan trekke er at vi i høyere grad enn hittil bør være klar over betydningen av drikkevann som kilde for toksiske tungmetaller, spesielt bly. Særlig blir dette viktig når man tar hensyn til forskjellene mht. relativ absorpsjon i tarmen (6) mellom vann (inntatt mellom måltidene) og andre næringsmidler.

Det ville kanskje ikke være for tidlig å få skiftet ut alle kraner som inneholder blyholdig messing.

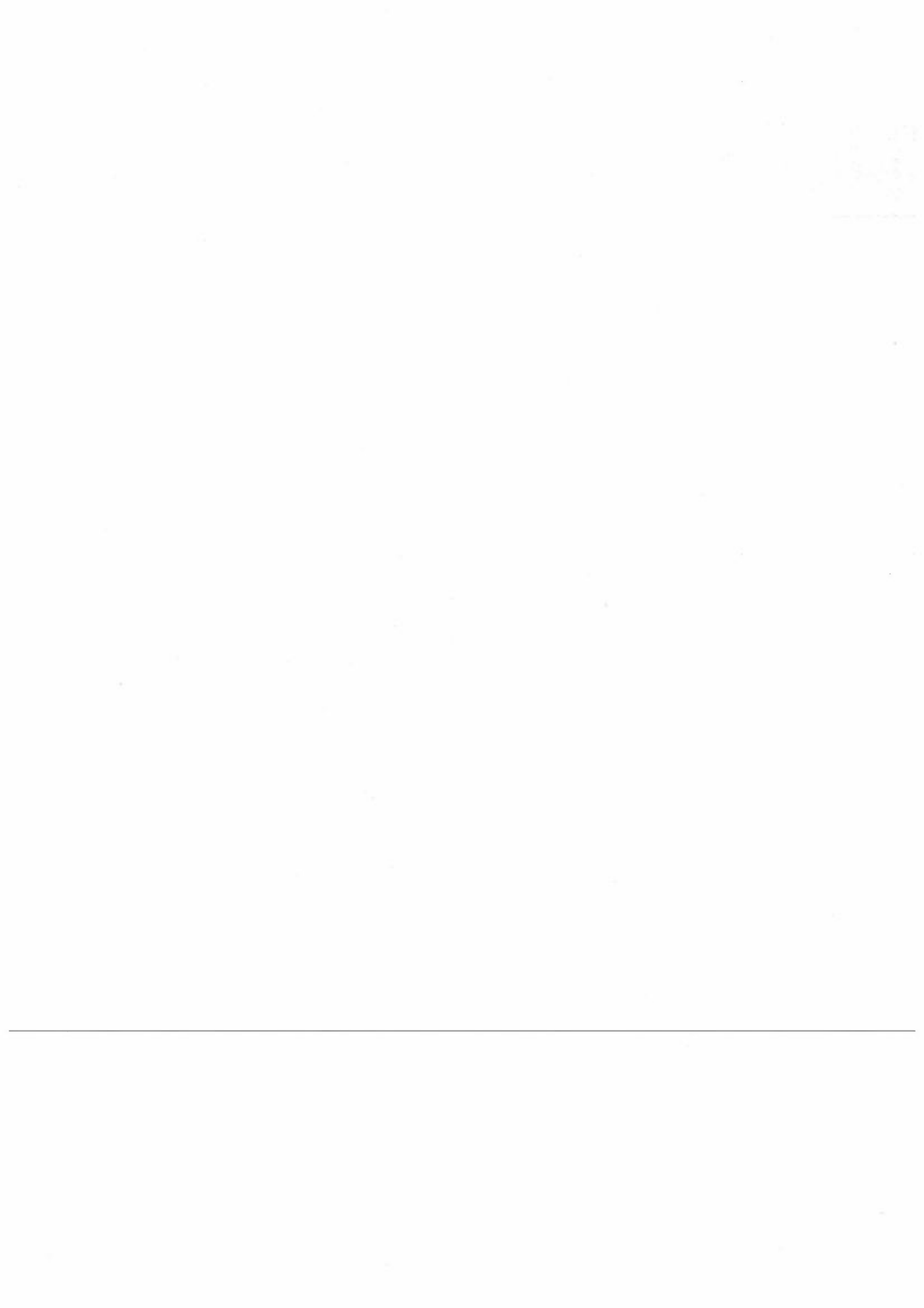
Når det gjelder aluminium, krom, vanadium og kobolt, er det vanskelig å trekke noen klare konklusjoner av de data som foreligger. Mengdene er stort sett små sammenlignet med inntakene fra andre næringsmidler (i hvert fall for aluminium, krom og kobolts vedkommende), men vi vet så alt for lite om den relative absorpsjon, og kanskje kan det være kompleksdannende stoffer til stede som gjør at drikkevannet får langt større betydning enn den absolutte mengde skulle tilsi. Ved tolkning av epidemiologiske observasjoner bør man være oppmerksom på bly, kadmium, antimon o.l. som mulige konfunderende faktorer fordi dette også er faktorer som vil være sterkt korrelert med graden av påvirkning fra sur nedbør (13).

Lav pH og korrosjon i rørledninger og armatur kan ha både positive og negative helsemessige konsekvenser. En økning av Cu og Cr i drikkevannet vil antagelig ofte virke positivt, mens en økning av Pb, Cd og Al kan forventes å virke uheldig. Hva som vil bety mest er det vanskelig å ha noen klar formening om på forhånd.

Litteratur.

- 1) Underwood, E.J.: Trace Elements in Human and Animal Nutrition. 4. Ed. Academic Press, New York 1977.
 - 2) National Research Council: Geochemistry of water in relation to cardiovascular disease. Panel on the Geochemistry of Water in Relation to Cardiovascular Disease, National Research Council, National Academy of Sciences. Washington, D.C. 1979. 98 pp.
 - 3) Burton, A.C., J.F. Cornhill & P.B. Canham: Protection from cancer by 'silica' in the water-supply of U.S. cities. J. Env. Pathol. Toxicol., 1980, Vol. 4, pp. 31-40.
 - 4) Flaten, T.P.: An Investigation of the Chemical Composition of Norwegian Drinking Water and Its Possible Relationships with the Epidemiology of Some Diseases. Institutt for Uorganisk Kjemi, Norges Tekniske Høgskole, Universitetet i Trondheim og Norges Geologiske Undersøkelse. Avhandling Nr. 51-Desember 1986. 272 pp.
 - 5) Vogt, T.: Vannkvalitet og Helse. Analyse av en mulig sammenheng mellom aluminium i drikkevann og aldersdemens. Statistisk Sentralbyrå. Oslo-Kongsvinger 1986. 77 pp.
 - 6) Heard, M.J. and A.C. Chamberlain: Uptake of lead by humans and effects of minerals and food. Sci. Total Env., 1983, Vol. 30, pp. 245-253.
 - 7) Koivistoinen, P. (Ed.): Mineral Element Composition of Finnish Foods: N,K,Ca,Mg,P,S,Fe,Cu,Mn,Zn,Mo,Co,Ni,Cr,F,Se,Si,Rb,Al,B,Br,Hg,As,Cd,Pb and Ash. Acta Agriculturae Scandinavica. Supplementum 22. Stockholm 1980. 171 pp.
 - 8) Krauskopf, K.B.: Introduction to Geochemistry. McGraw Hill Book Company & Kogakusha Company, Ltd. Tokyo 1967.
 - 9) Flaten, T.P.: Drikkevann i Norge - en landsomfattende undersøkelse av geografiske variasjoner i kjemisk sammensetning. NGU-rapport nr. 85.207. Norges Geologiske Undersøkelse. Trondheim 1985. 104 pp.
-
- 10) SIFF: En makro- og mikrokjemisk undersøkelse av Oslo's drikkevann i 1973. Statens Institutt for Folkehelse. Sanitær-kjemisk avdeling. Oslo, desember 1974. 36 pp.
 - 11) Salbu, B., A.C. Pappas & E. Steinnes: Elemental Composition of Norwegian Rivers. Nordic Hydrology, 1979, Vol. 10, pp. 115-140.

- 12) Lenvik, K., E. Steinnes & A.C. Pappas: Contents of Some Heavy Metals in Norwegian Rivers. Nordic Hydrology, 1978, Vol. 9, pp. 197-206.
 - 13) Allen, R.O. & E. Steinnes: Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil. In: D. Drabløs & A. Tollan (Eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980. SNSF project. Oslo-År, Oct. 1980. 383 pp.
 - 14) Durfor, C.N. & E. Becker 1964: Public water supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 1812.
 - 15) Turekian, K.K.: The Oceans, Streams and Atmosphere. In: K.H. Wedepohl (Ed.): Handbook of Geochemistry. Vol. 1, pp. 297-323. Springer-Verlag 1969.
-



DECLINE IN BLOOD LEAD CONCENTRATIONS IN A COHORT OF MEN, WOMEN AND CHILDREN AFTER TRAFFIC REMOVAL MEASURES

Jocelyne Clench-Aas*, Yngvar Thomassen**, and Finn Levy**

1.0 INTRODUCTION

There has been much recent discussion in the literature of the influence of inhalation of air lead on human blood lead concentrations. This relationship is of primary importance when attempting to set air quality standards and evaluate the possible influence of measures enacted to protect the population from exposure to concentrations of ambient lead that could result in unduly high concentrations of lead in blood.

Therefore, in 1983, a study was organized by the Norwegian Institute for Air Research in collaboration with the Institute of Occupational Health and the local health departments of two towns in Norway, Holmestrand and Sørumsand, to investigate the relationship between air and blood lead concentration (ref. 2). Sørumsand was chosen as a control, low lead town, having very little through-going vehicular traffic (2 500 cars daily) and no industrial sources. Holmestrand is a town of relatively similar size and socio-economic conditions where a principal highway (at the time of the study, 11 000 vehicles daily) was stopped by a traffic light. The light caused traffic to back up, especially noticeable during the summer and weekends because of vacation travel leaving the capital city.

Holmestrand was chosen for investigation, because a tunnel was to be opened in 1983 that would remove a substantial amount of traffic from the town. Therefore, a two phased study was planned where blood lead

* Norwegian Institute for Air Research, P.O.Box 24, 2001 Lillestrøm, Norway

** Institute of Occupational Health, P.O.Box 8149 Dep, 0033 Oslo 1, Norway

*** Oslo City Health Department, St. Olavs pl. 5, 0165 Oslo 1, Norway.

levels were measured in the inhabitants of the two towns just before the opening of the tunnel in May 1983 and again one year later in May 1984. During that same time period the lead concentration in high octane gasoline was reduced from 0.4 to 0.15 g/l.

The goal of the study was to provide coefficients that would enable predicting the magnitude of decrease in blood lead concentrations in exposed populations after measures have been enacted to reduce concentrations of lead in air. The literature predicts between 1 and 2 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ decline with a reduction of 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ of lead in air.

2.0 MATERIALS AND METHODS

Blood lead concentrations were measured in circa 250 men, women and children living in the two towns, Sørumsand (control) and Holmestrand (traffic exposed). The population sampled ranged in age from 3 to 92 and included both men and women. Two cohorts of inhabitants of these two towns were investigated both before the rerouting and one year after.

The study design was unique in that individual exposure to air lead was estimated for each individual, each year using the diary method. This method combines information provided by the participants themselves concerning their movements from one microenvironment to another (a microenvironment included, for example indoors at home or at work, outside, in transit, etc) with measured and estimated ambient lead concentrations. Blood lead concentrations were measured both years using atomic absorption spectroscopy and standardized for red blood cell volume (hematocrit). Information was obtained on additional lead exposure via hobbies and occupation and other socio-biologic parameters such as, smoking (both active and passive), alcohol consumption and age.

3.0 RESULTS AND DISCUSSION

Air lead concentrations declined between 1983 and 1984: in the control town from .025 to .015 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; whereas in the traffic exposed town they declined from .16 and .26 at each of two measuring sites to .06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for both.

Using multiple step-wise regression the main findings were:

children: the decline in blood lead was significantly correlated with passive smoking ($p < 0.05$) with children exposed to passive smoking having 1.7 $\mu\text{g}/100$ ml greater decline than non-exposed children,

adults: the reduction was significantly correlated with reduction in air lead ($p < 0.001$).

The significant correlation between the decline in blood lead concentrations and the decline in estimated air lead exposure in of adults was an interesting observation. The measured regression coefficient was 5.5. This implies that when exposure to lead in air is reduced by 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, blood lead concentrations are reduced by 5.5 $\mu\text{g}/100$ ml. After dividing the data set into men and women, smokers and non-smokers, no significant correlations were measured in adult men, whereas the regression coefficients among non-smoking adult women was 8.0 and in smoking women 14.0 $\mu\text{g}/100$ ml (Table 1). The results are tabulated by smoking categories in Table 2. Figure 1 shows the values measured each year in each of the towns in the same cohort of adult men and women and children.

The figures are in sharp contrast to the ratio of 1 to 2 given in the literature (ref. 5), but support the observations made by others (refs. 1, 3 and 4) of sharper declines than expected in the concentration of lead in blood with reduction and removal of lead from gasoline.

4.0 REFERENCES

- 1) Annest, J.L., Pirkle, J.L., Makuc, D., Neese, J.W., Bayse, D.B. and Kovar, M.G. N. Eg. J. Med., 308, 1373-7 (1983).
- 2) Clench-Aas, J., Thomassen, Y., Levy, F., Skaug, K. Lillestrøm, Norway, 1984 (NILU OR 44/86) (In English) (1984).
- 3) Pirkle, J.C. Heidelberg, West-Germany, September 1983 (1983).
- 4) Schwartz, J. Heidelberg, West-Germany, September 1983 (1983).
- 5) Snee, R.D. Int. Arch. Occup. Environ. Health, 48, 219-242 (1981).

Table 1: Regression coefficients of the differences in blood lead concentration (ΔPbB) versus the differences in air lead exposure (ΔPbA) with statistical significance in children, women and men.

Population group	β	constant α	R	R^2	F	P
CHILDREN vs. $\Delta\text{Pb-A}$		Not significant				
WOMEN						
<u>Non-Smokers</u> vs. $\Delta\text{Pb-A}$	8.00	0.74	0.45	0.20	11.46	.001
<u>Smokers</u> vs. $\Delta\text{Pb-A}$	14.00	0.25	0.39	0.15	4.54	.05
MEN vs. $\Delta\text{Pb-A}$		Not significant				

Blood lead is hematocrit adjusted.
Occupationally exposed individuals not included for analysis.
Data includes inhabitants of Sørumsand (low air lead control) and Holmestrand.

Table 2: Differences in standardized blood lead levels between 1983 and 1984 ($\mu\text{g}/100\text{ ml}$) ($\Delta\text{Pb-B}$) in inhabitants of Holmestrand and Sørumsand.

		CHILDREN* ¹		WOMEN* ²				MEN			
		Passive* smoking		Smoking habits				Smoking habits			
		Not exp	Exp	Nev	Form	Occs	All smoke	Nev	Form	Occs	All smoke
Sørumsand	Mean	0.56	1.30	-0.14	0.62	1.39	0.59	2.36	-0.21	-1.51	0.48
	St.dev	2.00	0.01	2.39	1.37	1.14	1.51	-	1.16	-	-
	(N)	16	2	16	12	3	4	1	4	1	1
	Median	0.45	1.29	1.94	0.70	1.47	0.53	2.36	-0.35	-1.51	0.48
Holmestrand	Mean	1.64	3.33	1.94	0.48	3.41	2.61	3.66	0.94	-	1.65
	St.dev	2.51	3.19	1.70	0.74	-	5.87	3.88	3.51	-	3.30
	(N)	10	9	31	4	1	23	3	4	-	5
	Median	1.56	4.68	1.64	0.81	-3.41	1.66	1.93	1.35	-	1.81

Blood lead was hematocrit adjusted before calculation of differences.

*1 Data includes children aged 5 through 15 years who were non-smokers both years.

*2 Individuals exposed to blood lead through occupation or hobbies are excluded for analysis.

Smoking categories include only those individuals who were in the same category both years.

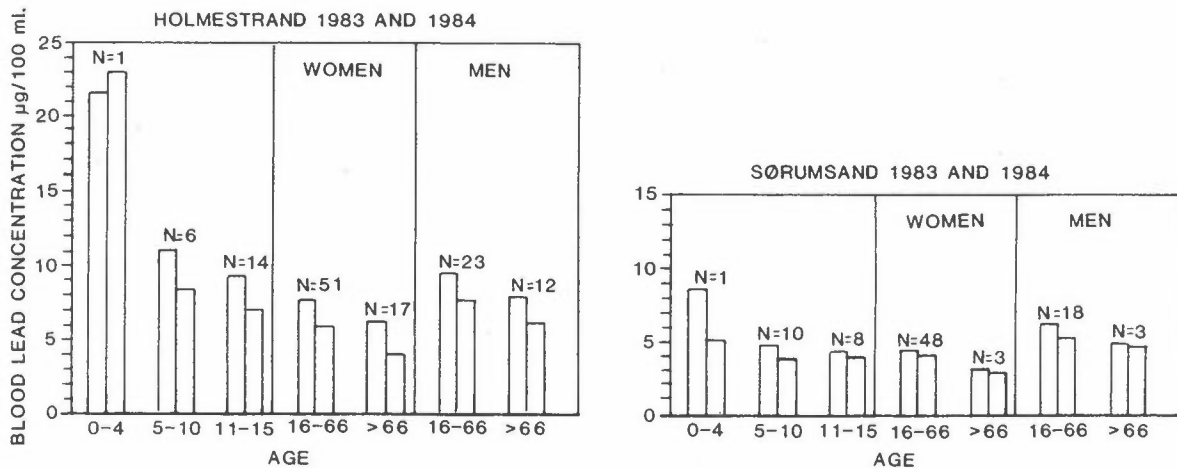


Figure 1: Concentrations of lead in blood ($\mu\text{g}/100\text{ ml}$) in children, and adult men and women living in Sørumsand (control) and Holmestrand (exposed town) before (1983) and after (1984) the opening of a tunnel that removed traffic from Holmestrand.

