

NILU  
OPPDRAKSRAFFORT NR 9/80  
REFERANSE:  
DATO: MARS 1980

METODER FOR MÅLING AV RESPIRABLE  
PARTIKLER OG NITROGENOKSYDER  
I ARBEIDSATMOSFÆRE

AV

B.M.WATHNE, V.VITOLS OG J.E.HANSEN

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING  
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM  
NORGE

ISBN 82-7247-165-5

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD .....	5
SAMMENDRAG .....	7
1. BAKGRUNN .....	9
1.1 Generelt .....	9
1.2 Respirable partikler .....	10
1.3 Nitrogenoksyder, NO og NO <sub>2</sub> .....	11
2. FORMÅL .....	12
3. MÅLINGER OG UTSTYR .....	12
3.1 Målested og måleperiode .....	12
3.2 Prøvetakingsutstyr for respirable partikler .....	13
3.3 Metoder og utstyr for bestemmelse av nitrogenoksyder i luft .....	15
3.4 Sporgassforsøk .....	20
4. RESULTATER OG DISKUSJON .....	21
4.1 Respirable partikler .....	21
4.2 Nitrogenoksyder .....	32
5. KONKLUSJON .....	39
5.1 Respirable partikler .....	39
5.2 Nitrogenoksyder .....	40
6. LITTERATUR .....	41
VEDLEGG A .....	45
VEDLEGG B: SF <sub>6</sub> tests at Kværner Brug A/S .....	53
VEDLEGG C: Chemical characterization of particulates .	69
APPENDIX .....	99



FORORD

Arbeidet beskrevet i rapporten er utført med finansiell støtte av NTNf's Komité for arbeidsmiljøforskning, og utgjør hoveddelen av prosjektet "Respirable partikler og nitrøse gasser".

Forfatterne vil få rette en takk til Kværner Brug A/S fordi en fikk anledning til å foreta målingene i deres lokaler, og spesielt takke verneleder Vebjørn Lie for en utmerket behandling og hjelpsomhet under arbeidet.

Tidligere arbeider med delvis støtte fra komitéen er beskrevet i rapporten "Målinger i arbeidsatmosfæren i produksjonslokalene ved A/S Norlett, Askim", (OR 46/78) av Steinar Larssen.



## SAMMENDRAG

Ved målinger utført på Kværner Brug A/S i Oslo er forskjellige prøvetakere for nitrogenoksyder ( $\text{NO}_x$ ) og fraksjonert prøvetaking av støv i luft sammenlignet. For fraksjonert prøvetaking av støv er det benyttet en Andersen kaskadeimpaktor, en Sierra høy-volum kaskadeimpaktor, en to-filterprøvetaker og en personell-prøvetaker. For bestemmelse av nitrogenoksyder er det benyttet Drägerrør, en Bendix 8101 kjemiluminescensmåler, TGS-utstyr (bobleflasker med absorpsjonsløsning), og personell-prøvetaker med trietanolaminimpregnert molekylarsieve. Det er også utført sporgassforsøk ( $\text{SF}_6$ ) for å undersøke ventilasjonsforholdene i arbeidslokalet hvor prøvene ble tatt.

Sierra kaskadeimpaktor (høy-volum) og Andersen kaskadeimpaktor (medium-volum) kan brukes for kortere perioder (størrelsesorden 1 time) til prøvetaking av respirable partikler i arbeidsatmosfære, der støvnivået ligger høyere enn noen få  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Over lengre perioder får man overbelastning av impaktortrinnene, og det resulterer i ikke-ideelle prøvetakingsforhold. To-filterprøvetakeren synes å være godt egnet til prøvetaking av respirable partikler, men overbelastning av forfilteret må unngås ved å benytte kortere prøvetakingsperioder. I de prøvene der en ikke hadde overbelastning, lå resultatene med to-filtermetoden nær opp til resultatene fra impaktorene. Det trengs flere forsøk for å fastlegge optimale prøvetakingsbetingelser for to-filterprøvetakeren i arbeidsatmosfærer.

Metallene Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb og Cd utgjorde ca. 1/3 av totalmengden luftbårne partikler i verkstedet, og den respirable delen av partiklene utgjorde fra 70% til over 95% av totalmengden, avhengig av arbeidsaktiviteten.

Kjemiluminescensmåleren med sin kontinuerlige registrering gir et bedre og sikrere mål for  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner i arbeidsatmosfære enn Drägerrør. Konsentrasjonsvariasjonene fulgtes likevel

ganske bra for Drägerrør og kjemiluminescensmåler. TGS-metoden synes godt egnet til måling av  $\text{NO}_2$  i indre miljø. Metoden med impregnerte rør viste noe dårligere oppsamlingseffektivitet enn TGS-metoden. Ved forbedret oppsamlingseffektivitet vil metoden med impregnerte rør fylle et behov for en bærbar prøvetaker for måling av personlig eksponering for  $\text{NO}_2$ .



METODER FOR MÅLING AV RESPIRABLE PARTIKLER  
OG NITROGENOKSYDER I ARBEIDSATMOSFÆRE

1 BAKGRUNN

1.1 Generelt

Ved målinger i arbeidsmiljø kan måleoppgavene deles i tre grupper: personlig eksponering, generell atmosfære og overvåking.

Instrumenter som skal brukes til måling av personlig eksponering bør være personbåret med prøvetaking i arbeiderens pustesone.

De må naturlig nok fylle andre krav enn instrumenter som skal brukes til måling av generell atmosfære og overvåking. Slikt utstyr kan stå på en fast plass og ta prøver forskjellige steder ved bruk av slangeforbindelser. Effektforbruket skaper som regel ikke noe problem fordi utstyret kan koples til strømmettet, mens personbåret utstyr normalt vil være avhengig av batteridrift.

Alt utstyr som benyttes bør være enkelt å bruke og betjene slik at man ikke er avhengig av spesialutdannet personale til å ta seg av den daglige driften. Det bør også forholdsvis enkelt kunne flyttes rundt på arbeidsplassen for å dekke et større område og varierende målebehov.

Ventilasjon og ventilasjonseffektivitet er av stor betydning for forurensningsgraden i indre miljø. For kartlegging av spredningsforholdene og ventilasjonseffektiviteten i arbeidslokaler er sporgass velegnet. Man slipper ut små mengder sporgass ( $SF_6$ ) og tar prøver med prøvetakere som er spredt rundt i lokalene. Prøvene analyseres med gasskromatografi med meget god følsomhet, og sporgassens spredning og utluftingen i lokalet kan bestemmes.

Norsk institutt for luftforskning (NILU) disponerer måleutstyr som hovedsakelig har vært benyttet til målinger i uteluft. Meget av dette utstyret skulle også, om nødvendig med små endringer, være godt egnet til målinger i arbeidsmiljø, og dekke et behov for bedre og mer variert måleutstyr.

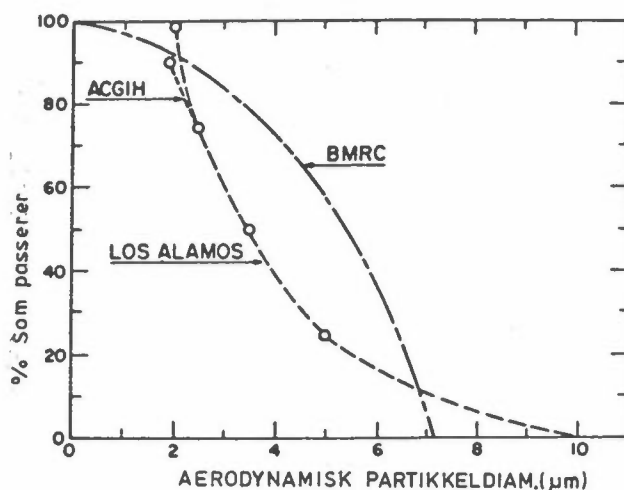
## 1.2 Respirable partikler

For støv i arbeidsatmosfære er vektkonsentrasjon og partikkelstørrelsesfordeling de to viktigste parametrene. Støv måles vanligvis ved oppsamling på filter. Partiklene skilles i størrelsesfraksjoner ved hjelp av impaktorer eller andre partikkelavskillere, og for hvert trinn foretas en gravimetrisk bestemmelse som gir totalmengde støv i fraksjonen. Deretter analyseres støvet kjemisk for å måle innholdet av bestemte komponenter. For sjenerende støv er yrkeshygienisk grenseverdi satt til  $10 \text{ mg/m}^3$  totalstøv med mindre enn 1% kvarts. Yrkeshygieniske grenseverdier vil ellers variere med støvtypen og kjemisk sammensetning. Verdiene er angitt av Direktoratet for arbeidstilsynet som en veiledning til arbeidsmiljøloven (1).

Når støv inhaleres vil avsetning kunne skje på forskjellige steder i luftveissystemet avhengig av partikkelstørrelse, -form, -tetthet og strømningsmønsteret inn og ut av lungene. Relativt grove partikler fanges opp i nesekammeret hvor de kan gi lokal irritasjon. Andre overføres etter avsetning fra nese/svelg til mave-tarm-systemet og kan gjøre skade lokalt der eller andre steder i kroppen etter absorpsjon fra tarmen. Partikler som fanges opp i de øvre deler av luftveiene hvor det finnes cilier vil også kunne transporteres opp og svelges. De minste partiklene avsettes i varierende grad i de nedre deler av bronkier og lunger. Disse små partiklene som når frem til lungealveolene kalles respirable. Respirabelt støv er i Norge definert som den fraksjonen som passerer en forutskiller med følgende karakteristika:

Aerodynamisk diameter ( $\mu\text{m}$ ) (kule med tetthet 1)	% som passerer forutskilleren
$\leq 2$	90
2.5	75
3.5	50
5.0	25
10.0	0

Engelske (British Medical Research Council (MRC)) og amerikanske (U.S. Atomic Energy Commission (AEC) og American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH)) kurver for angivelse av respirable partikler er angitt i figur 1 (2).



Figur 1: MRC-, AEC- og ACGIH-kurver for definisjon av respirable partikler (2).

### 1.3 Nitrogenoksyder, NO og NO<sub>2</sub>

Nitrogenoksyder måles med instrumenttyper som benytter forskjellige kjemiske og fysiske prinsipper. Ønsket om å måle personlig eksponering, generell atmosfære eller overvåking er med å avgjøre valg av instrumentering. Yrkeshygieniske grenseverdier er satt til  $9 \text{ mg/m}^3$  (5 ppm) for NO<sub>2</sub> og  $30 \text{ mg/m}^3$  (25 ppm) for NO (1). NO<sub>2</sub> er den fysiologisk aktive substans og verdien for NO<sub>2</sub> er en takverdi som ikke må overskrides. NO<sub>2</sub> påvirker pustefunksjonen og skader lungevevet, og ved høye konsentrasjoner kan den gi varig svekket lungefunksjon og død (> 150-200 ppm) (3).

NO og NO<sub>2</sub> opptrer i regelen samtidig, og oftest er NO-konsentrasjonen høyere enn NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen. NO<sub>2</sub> er normalt en sekundær forurensningskomponent dannet fra NO. For spesielle kjemiske prosesser, f.eks. sprengninger og silo-legging kan forholdet mellom NO og NO<sub>2</sub> være annerledes.

## 2 FORMÅL

Sammenligningen av forskjellige prøvetakere for nitrogenoksyder (NO<sub>x</sub>) og fraksjonert prøvetaking av støv i luft hadde følgende formål:

- a) undersøke anvendeligheten av prøvetakere og målemetoder som er vanlig brukt for NO<sub>x</sub> og fraksjonert prøvetaking av støv i utendørsluft,
- b) bestemme konsentrasjonen av NO<sub>x</sub> og støv med størrelsesfordeling i en typisk arbeidsatmosfære, og å bestemme andelen av "respirabelt" støv;
- c) vurdere ved hjelp av målinger om den såkalte to-filtermetoden kan brukes som alternativ til konvensjonelle metoder ved målinger av støv i arbeidsatmosfæren,
- d) prøve ut en metode for måling av personlig eksponering for NO<sub>x</sub>.

Samtidig skulle sporgassen SF<sub>6</sub> benyttes for å se på ventilasjonsforholdene i arbeidslokalet.

I prøvetakingsperioden i oktober 1979 fikk NILU anledning til å plassere sitt prøvetakingsutstyr i plateverkstedet ved Kværner Brug A/S i Oslo. Arbeidsforholdene og arbeidets art var godt egnet til å gi resultater i tråd med prosjektets målsetting.

## 3 MÅLINGER OG UTSTYR

### 3.1 Målested og måleperiode

Prøvetaking ble foretatt ved Kværner Brug A/S i Oslo i perioden 23. til 29. oktober. Med unntak av den frittstående Sierra høyvolum prøvetakeren var alle prøvetakerne plassert på en benk som

sto omtrent midt i den smaleste inngangsdelen i hallen. (Se fig. 1 i vedlegg B). De var plassert slik at inntakene kom ca 1.5 m over gulvet og mindre enn 1 m fra hverandre. Nærmeste vegg var ca 15 m, og en stor inngangsdør var ca 20 m unna. Denne døren ble bare brukt i forbindelse med flytting av større gjenstander. Rundt målestedet foregikk det en rekke arbeidsoperasjoner, i første rekke skjæring av stål med skjærebrenner, elektrisk sveising, samt sliping og pussing av overflater. Det var imidlertid sjelden at alle disse aktivitetene foregikk samtidig.

### 3.2 Prøvetakingsutstyr for respirable partikler.

#### a) Andersen kaskadeimpaktor.

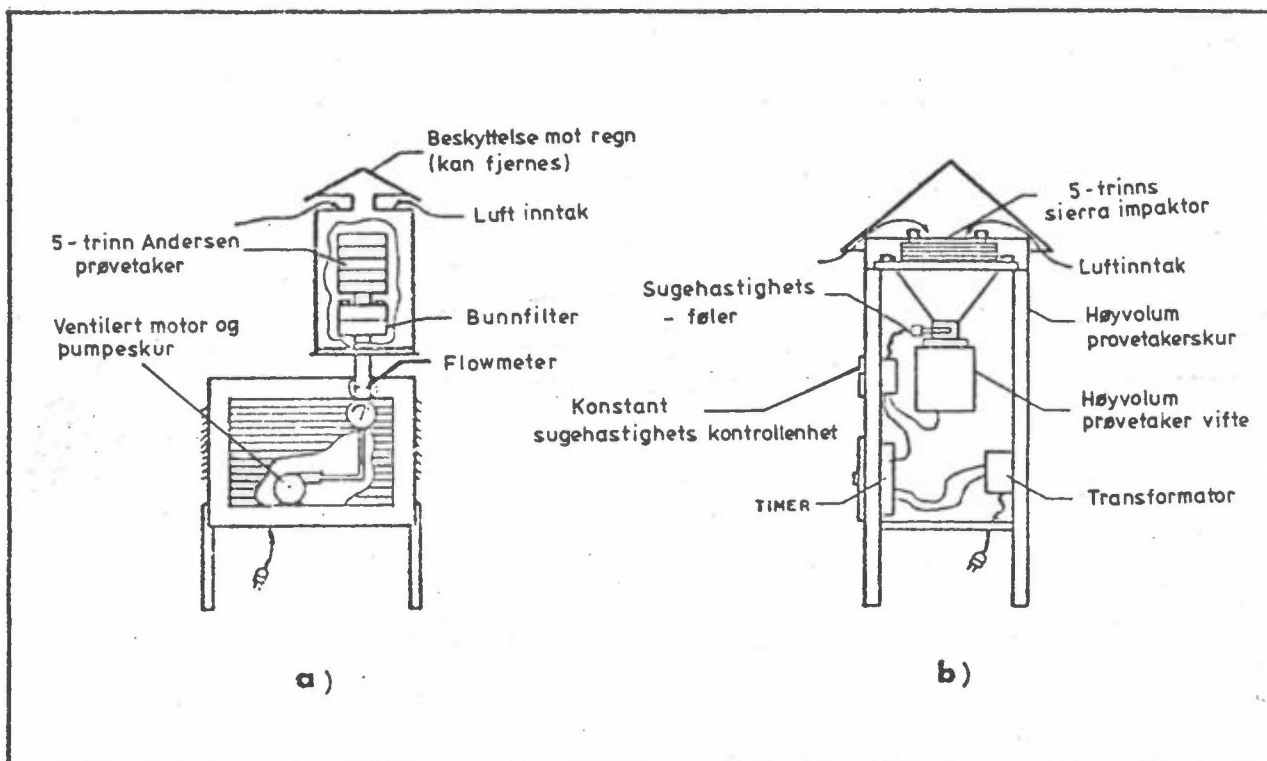
Dette var en modifisert type (4) (RAC Fractionating Sampler, Model 2354) med "stor pipe" luftinntak, blende for luftstrøm-måling, pumpe og motorhus, som vist i figur 2(a). Den har seks oppsamlingstrinn. Ved hvert trinn går luften gjennom en plate med ca 400 hull, og blir deretter avbøyd 90° ved en oppsamlingsflate. Luften må passere gjennom stadig mindre hull, slik at lufthastigheten øker for hvert trinn. Partiklene i luften avsettes på en av oppsamlingsplatene, avhengig av partikkelstørrelse og lufthastighet. De største partiklene avsettes på første trinn, de mindre på neste trinn osv. Etter de fem impaktortrinnene er det plassert et filter for oppsamling av de aller minste partiklene.

#### b) Sierra høy-volum kaskadeimpaktor.

Denne besto av en Sierra Model 305 Hi-vol Sampler med Sierra Model 235 femtrinns impaktor (5). Luftinntaket har standard utforming som spesifisert for luftkvalitetsmålinger i USA, og er av samme type som brukes i US National Air Surveillance Network (figur 2(b)).

Model 235 består av metallplater med spalteåpninger istedenfor hull, og sugeshastigheten er relativt høy (1.13 m<sup>3</sup>/min.). Prøvene samles på spesielle glassfiberfiltre med slisser som svarer til spaltene i den underliggende platen, og siste trinn består av et vanlig glassfiberfilter. Sugeshastigheten reguleres ved hjelp

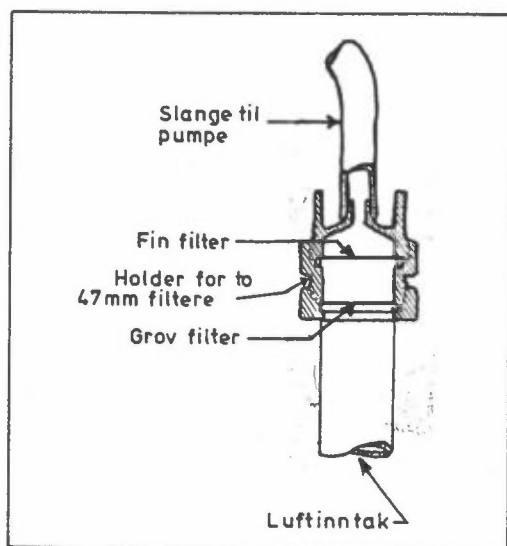
av hetetrådsanemometer (Sierra Model 310A). Dette måler luftstrømmen i masseenheter og korrigerer dermed automatisk for endringer i trykkfall som skyldes lagring av partikler på sluttfilteret, spenningsvariasjoner og temperaturendringer.



Figur 2: (a) Modifisert Andersen prøvetaker med luftinntak  
(b) Høy-volum Sierra kaskade impaktor i standard høy-volum prøvetakerhus

c) To-filter prøvetaker.

Denne to-trinns prøvetakeren beskrevet av Palmgren Jensen og Kemp (6), benytter et Nucleopore forfilter for å samle opp den ikke-respirable fraksjonen, i serie med et annet filter som fanger opp de fine respirable partiklene (Fig.3). Det aerodynamiske "cut point" mellom de to fraksjonene avhenger av strømningshastigheten og porestørrelsen på Nucleoporefilteret. Inntaket peker nedover og er ca 8 cm langt, og har en indre diameter på ca 4 cm, noe som gir en forseparasjon av meget store partikler. Det ble brukt en luftprøvetaker fra Dansk Kedelforening (model AS8D), med konstant sugeshastighet, utstyrt med flowmeter av rotametertypen. Forfilteret var Nucleopore 12  $\mu\text{m}$ , og det ble brukt ett glassfiberfilter for å samle opp respirable partikler.



Figur 3: Filterenhet med luftinntak i to-filterprøvetakeren.

d) Personell-prøvetaker.

Dette var en batteri-drevet modell (Rotheroe & Mitchell Ltd, type L2C). Det ble brukt en 10 mm i.d. sykron som foravskiller, og et glassfiberfilter til å samle opp de respirable partiklene. Instrumentet har innebygget flowmeter av rotameter-typen.

3.3 Metoder og utstyr for bestemmelse av nitrogenoksyder i luft

Mange forskjellige metoder har vært brukt for bestemmelse av nitrogenoksyder i luft (7). Selv om dette er viktige gasser både i uteluft og i arbeidsmiljøet, har det lenge rådet usikkerhet om de metoder som har vært benyttet. Spesielt har det vært diskutert meget omkring den såkalte Saltzman-faktor, overgangsfaktoren fra  $\text{NO}_2$  til  $\text{NO}_2^-$  for Griess-Saltzmans reagens (8), som er den absorpsjonsløsning som er mest benyttet. Også absorpsjonseffektiviteten for Jacobs og Hocheisers metode (9) har vært diskutert, og denne har vist seg å være varierende (10). Det er helt klart at nitrogendioksyd opptas meget vanskeligere enn f.eks. svoveldioksyd i de absorpsjonsmedia som er benyttet.

Nitrogenmonoksyd (NO) bestemmes oftest etter oksydasjon til NO<sub>2</sub>, og bestemmelsen av denne gassen blir derfor like usikker som bestemmelsen av nitrogendioksyd. Etter at EPA i USA i 1973 måtte trekke tilbake den foreslåtte referansemetode (10), ble det arbeidet for å komme fram til nye egnede absorpsjonsmedia, ved siden av at kjemiluminescens-metoden (11) ble undersøkt. Denne metoden er en kontinuerlig registrerende metode som baserer seg på måling av kjemiluminescens-signalet fra reaksjonen mellom ozon (O<sub>3</sub>) og nitrogenmonoksyd (NO). Nitrogendioksyd reduseres til NO, og NO og NO+NO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>) måles suksessivt i 30 sekunders perioder.

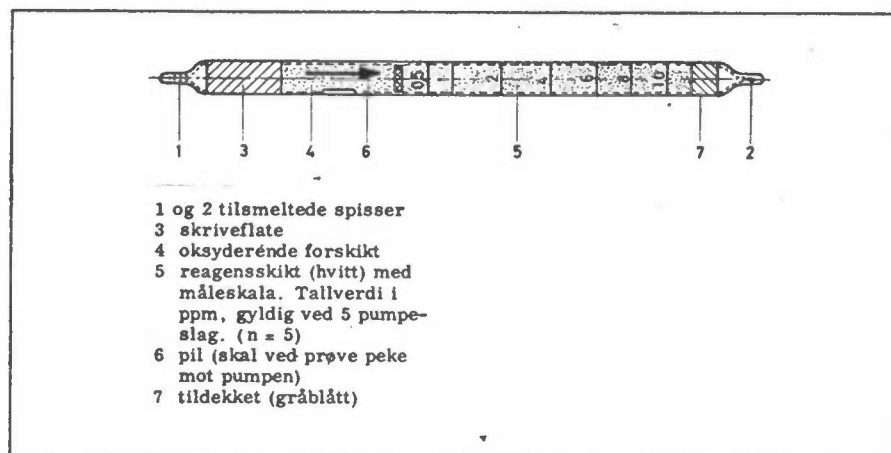
Blant de absorpsjonsmedia som ble undersøkt var trietanolamin (12). Dette ble også benyttet for arbeidsmiljømålinger (13). Trietanolamin ble rapportert med 95% absorpsjonseffektivitet både når det ble brukt i absorpsjonsløsning med glass-sinter bobler og som impregneringsmiddel på molekylar-sieve (12), men ved bruk av enklere boblere med uttrukket spiss sank effektiviteten til ca 50% (14). Ved å sette o-metoksyfenol (guajacol) og natrium metabisulfitt (Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) til trietanolamin er det vist (15) at absorpsjonseffektiviteten er 93% med bruk av en enkel bobler (restricted orifice, 0.3-0.6 mm) når gjennomboblingshastigheten var 0.2 l/min. Denne metoden, TGS-metoden, har sammen med arsenitt-metoden (16) status av såkalt "equivalence method" til kjemiluminescens-metoden som nå er blitt referansemetoden for NO<sub>2</sub> i utendørs luft i USA (17).

Ved siden av TGS-metoden, som for øvrig har vært nærmere undersøkt ved NILU de senere år, og kjemiluminescens-metoden, var det av interesse å bruke en metode med absorpsjon på et fast materiale, siden dette vil egne seg for en bærbar prøvetaker. Bruken av trietanolamin-impregnert molekylar-sieve har nylig vært beskrevet av Willey et al. (18). En variant av denne ble benyttet for bestemmelse av NO<sub>2</sub>.



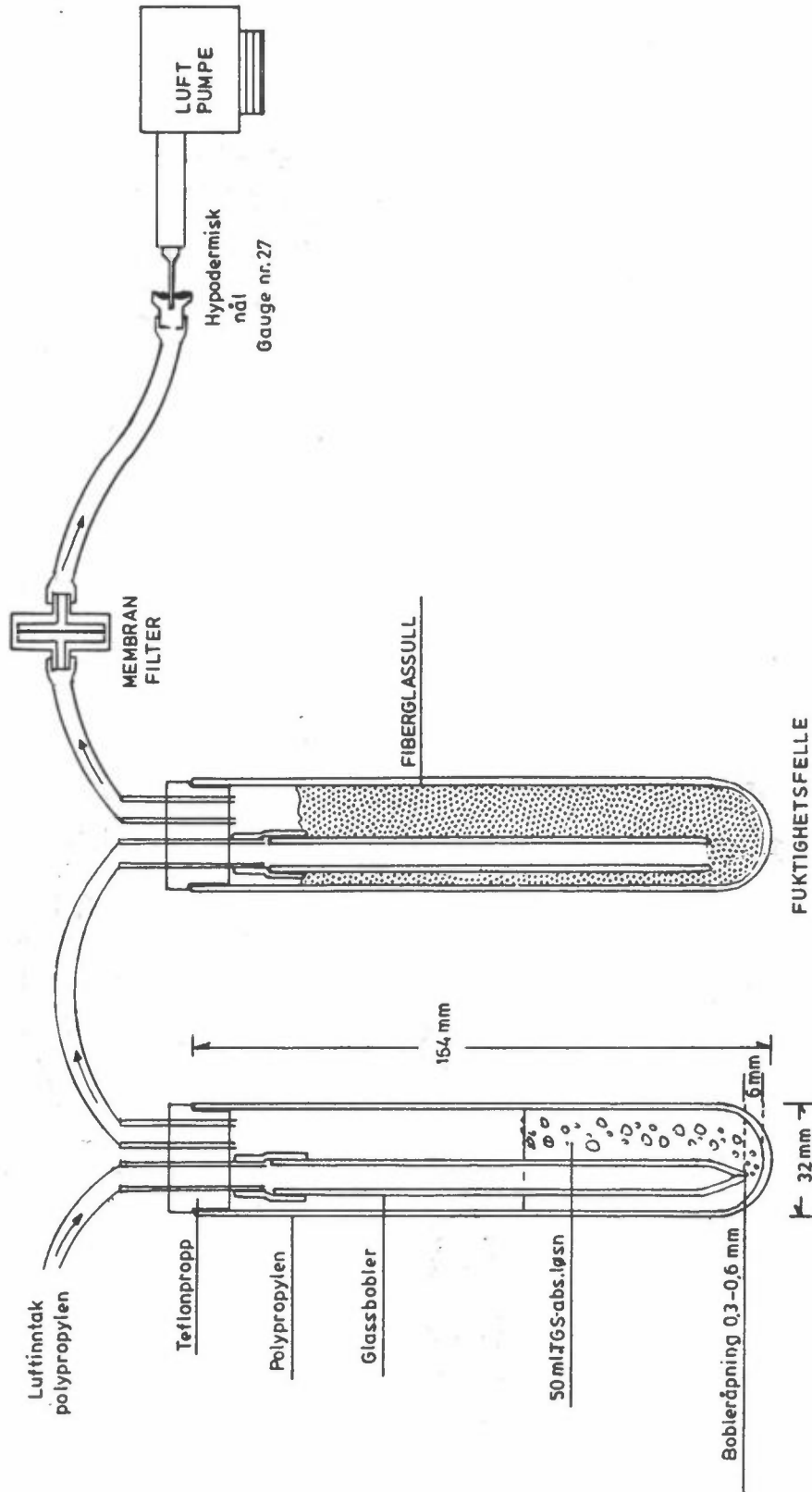
Følgende utstyr ble benyttet ved registrering av  $\text{NO}_x$ :

- a) Drägerrør (Drägerwerk, Lübeck) se figur 4. Rørene er i vanlig bruk i Norge idag for måling av  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) i arbeidsatmosfære. Utstyret består av et glassrør fylt med adsorpsjonsmateriale hvor luften suges gjennom ved hjelp av en håndpumpe. Når nitrøse gasser kommer i kontakt med adsorpsjonsmaterialet gir det et farveomslag, beroende på  $\text{NO}_2$ -reaksjonen med aromatiske amino-forbindelser.  $\text{NO}$  oksyderes først i et forsjikt til  $\text{NO}_2$  slik at det er summen av  $\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$  som registreres. Mengden av adsorpsjonsmaterialet som farves er proporsjonal med konsentrasjonen av  $\text{NO}_x$  som avleses direkte på en skala på glassrøret. Det registreres øyeblikksverdier med dette utstyret.



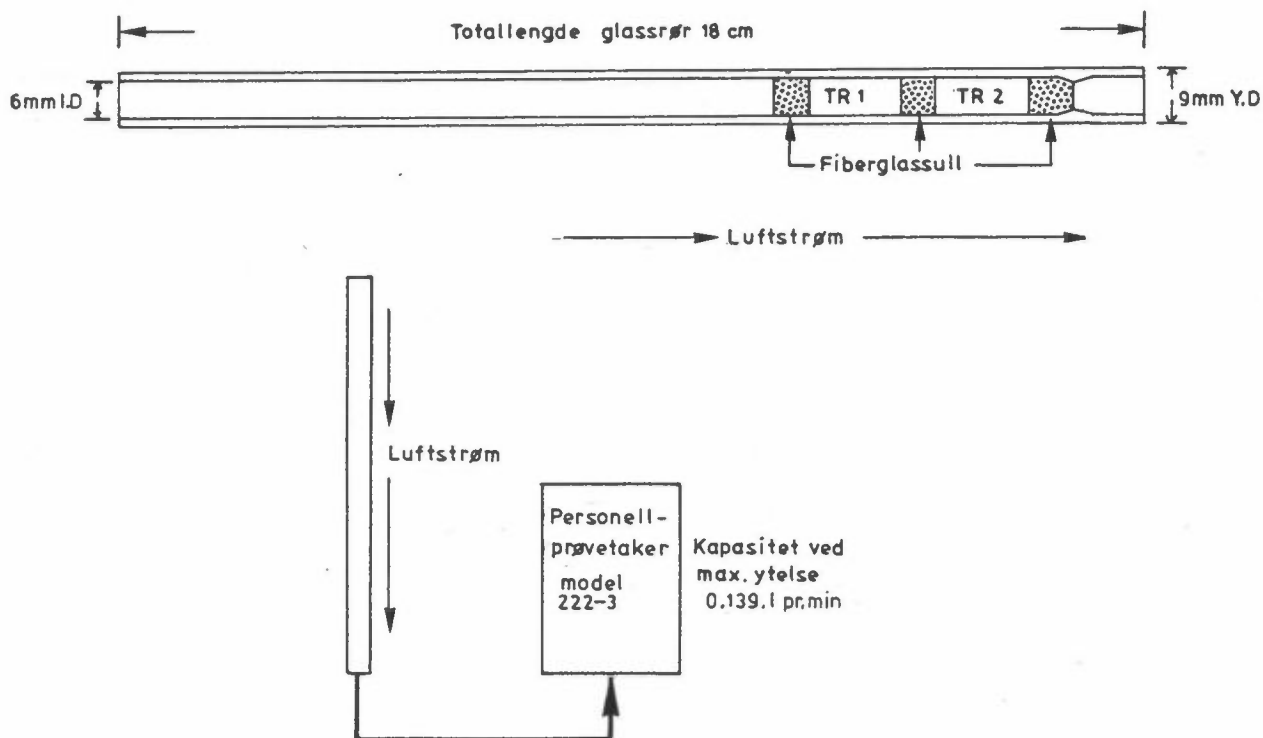
Figur 4: Drägerrør

- b) Bendix 8101 Chemiluminescence Nitrogen Oxides Analyzer.  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) og  $\text{NO}$  ble registrert kontinuerlig på skriver, og integrert til 30-minutters middelveidier ved hjelp av en data-logger (19).
- c) For prøvetaking med TGS-metoden ble et utstyr som vist i figur 5 benyttet. Sugehastigheten for luften gjennom prøvetakeren var 0.23 l/min. Analysen ble foretatt som beskrevet av Fuerst og Margeson (20). Det måles middelveid av  $\text{NO}_2$  over det tidsrom prøvetakeren går. Utstyret er stasjonært.



Figur 5: Prøvetakingsutstyr for TGS-ANSA-metoden.

d) Personellprøvetaker for  $\text{NO}_2$  (18). I et glassrør (fig. 6 a og b) ble det plassert to seksjoner á 400 mg med trietanolamin-impregnert molekylar-sieve. I motsetning til i den opprinnelige metode ble det ikke plassert noe oksydasjonsmiddel for NO mellom disse, og den siste delen vil da bare samle opp eventuelt ikke-absorbert  $\text{NO}_2$  fra den første. I stedet for molekylar-sieve av krystallinsk natrium-aluminiumsilikat (type 13), 30-40 mesh porestørrelse 10A som beskrevet av Willey et.al. (18) ble det benyttet krystallinsk kalsium-aluminiumsilikat med samme mesh størrelse, men porestørrelse 5A. Ellers ble analysene foretatt som beskrevet. En kalibrert pumpe av type SKC Mod. 222/3, ble koblet til prøvetakingsrøret. Det bestemmes middelverdi av  $\text{NO}_2$  over det tidsrom prøvetakeren går..



Figur 6: Personellprøvetaker for  $\text{NO}_2$ .

TR1 og TR2: 400 mg trietanolamin-impregnert molekylarsieve.

### 3.4 Sporgassforsøk

I tilknytning til målingene av nitrogenoksyder og respirable partikler ved Kværner Brug A/S ble det også foretatt en undersøkelse av ventilasjonsforholdene i plateverkstedet ved hjelp av SF<sub>6</sub> som sporstoff. Det ble gjort to forsøk.

En fullstendig beskrivelse av forsøkene er gitt i vedlegg B. Her er det gitt et sammendrag av arbeidet.

For å kartlegge konsentrasjonsfordelingen ble det sluppet ut SF<sub>6</sub> kontinuerlig fra et punkt i hallen, samtidig som det ble tatt 15 min. gjennomsnittsprøver på 10 forskjellige målesteder. Etter at SF<sub>6</sub>-utslippet var stanset ble det tatt øyeblikksprøver hvert 5. minutt på to av målestedene for å bestemme ventilasjonstidskonstanten på disse to stedene. Selv om det bare er gjort en meget begrenset undersøkelse viser resultatene at fordelingen av forurensninger kan variere betydelig i hallen, og at ventilasjonen er langt fra homogen. Skjønnsmessige beregninger av utluftingen basert på ventilasjons- og bygningsspesifikasjoner kan i slike tilfelle være meget misvisende.

Sporstoffteknikken er spesielt egnet til å undersøke ventilasjonen i forbindelse med kompliserte bygningsforhold. For å undersøke i detalj fordelingen av ventilasjonsluften, og beregne den effektive utskifting av luft over hele hallen ville det vært behov for flere utslippspunkter (tilsvarende utslipp fra arbeidsoperasjonene) og flere målesteder.

Siden prøvetakingsutstyret er relativt enkelt ville kostnadsøkningen ved en slik utvidet undersøkelse likevel være relativt moderat. Det er også mulig å optimalisere selve måleopplegget ved å bruke bærbart gasskromatografisk utstyr på selve målestedet.

## 4) RESULTATER OG DISKUSJON

### 4.1 Respirable partikler

Måleresultatene for luftbårne partikler i perioden 23-29. oktober er gitt i tabell 1 og i figurene 8, 9 og 10(a)-(e).

Tabell 1 gir fordelingen av totalvekt svevestøv fordelt på respirable og ikke-respirable størrelsesfraksjoner etter AEC og ACGHI (kfr. figur 1), basert på målinger med Andersen kaskadeimpaktor (AS), Sierra høy-volum kaskadeimpaktor (HVS) og to-filter prøvetakeren (TFS). Resultatene fra målingene med personell-prøvetakeren er utelatt, da det viste seg at vekten av respirable partikler på filtret var høyst like stor som usikkerheten i veiingen av ett enkelt filter.

For de to kaskadeimpaktorene ble mengden respirable og ikke-respirable partikler bestemt ut fra oppsamlet vekt i størrelsesfraksjonene, ved å bruke ACGIH-kurven. For to-filter metoden ble mengden respirabelt og ikke-respirabelt støv tatt direkte ut fra vekten av oppsamlet støv på de to filtrene.

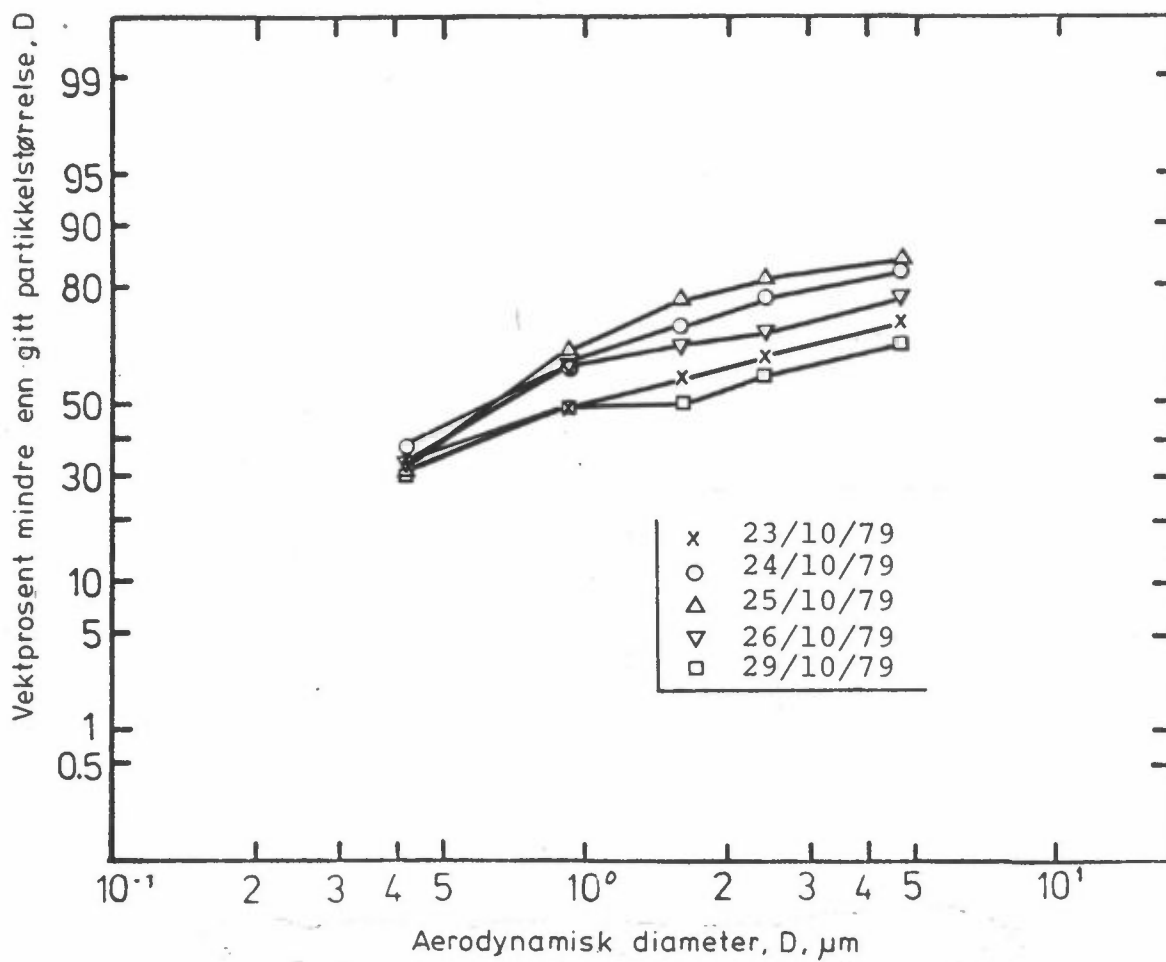
Størrelsesfordelingene for de forskjellige prøvedagene er fremstilt i form av kumulative vektfordelingsdiagrammer i figurene 7 og 8. Fullstendige data for disse er gitt i tabell 3(a) og 3(b) i vedlegg A.

Figurene 10(a)-(e) er normaliserte størrelsesfordelingshistogrammer, for hver enkelt prøve med de to kaskadeimpaktorene. Her er 50% "cut-off" diametrene for hvert impaktortrinn brukt som skille mellom fraksjonene. For å definere størrelsesintervallet for det første impaksjonstrinnet og bunnfiltret er største diameter for partiklene vilkårlig satt til 20  $\mu\text{m}$  og minste diameter til 0.1  $\mu\text{m}$ .

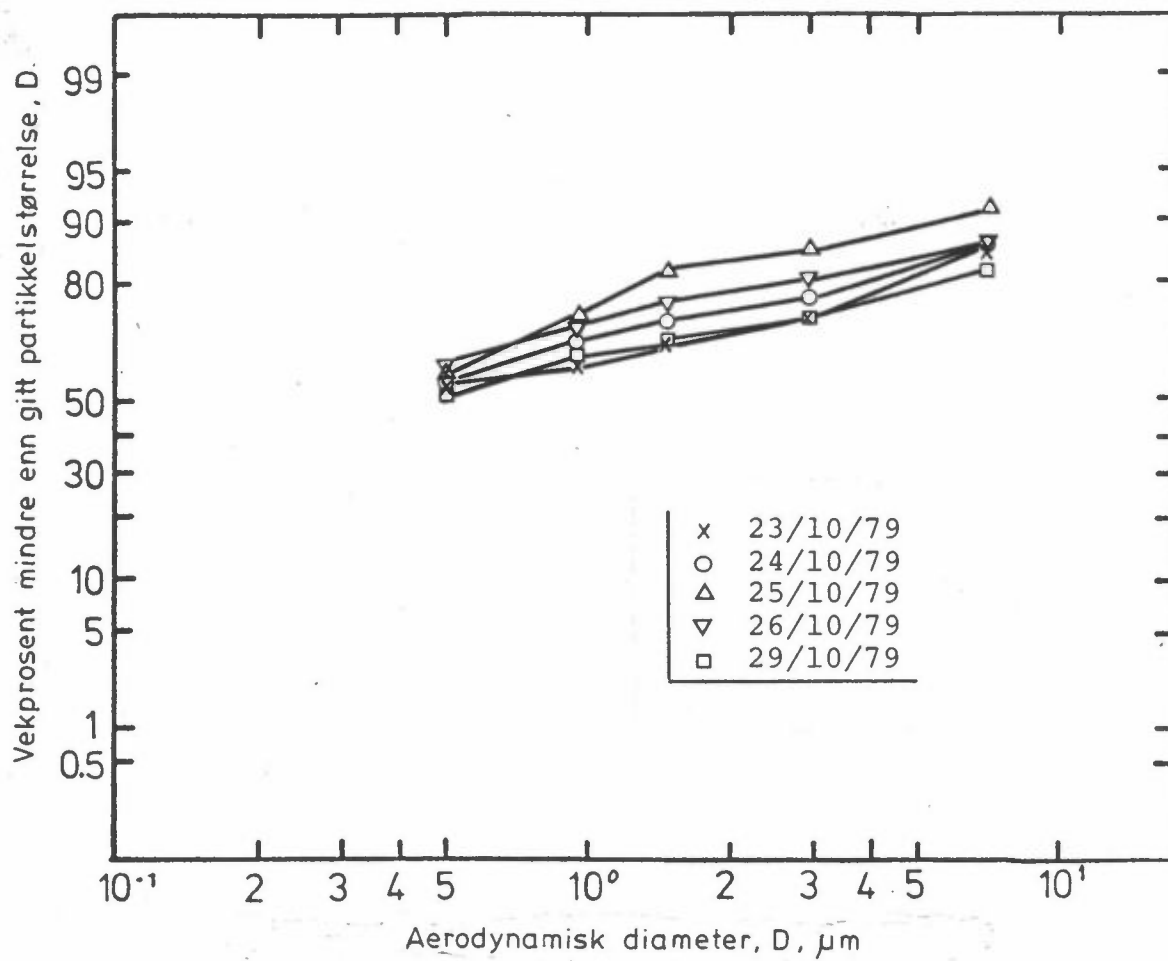
Tabell 1 viser at det er betydelige variasjoner i støvkonsentrasjon og i det relative forhold mellom respirabelt og ikke-respirabelt støv i prøvetakingsperioden. Lavest konsentrasjon

Tabell 1: Fordeling av støvet på respirable og ikke-respirable partikkelfraksjoner målt med ulike partikkelprøvetakere i plateverkstedet på Kværner Brug A/S.

Dato	Vekt konsentrasjon, mg m <sup>-3</sup>			
	Ikke-respirable	Respirable	Total	% Respirable
Andersen prøvetaker				
23.10.79	0.61	2.12	2.73	77.7
24.10.79	0.21	1.36	1.57	86.4
25.10.79	0.09	0.69	0.78	88.2
26.10.79	0.15	0.67	0.82	82.0
29.10.79	0.45	1.28	1.73	74.1
Sierra høy-volum kaskadeimpaktor				
23.10.79	0.37	1.69	2.06	82.0
21.10.79	0.27	1.44	1.71	84.4
25.10.79	0.10	0.94	1.04	90.4
26.10.79	0.16	0.98	1.14	85.8
29.10.79	0.49	1.99	2.48	80.1
To-filter prøvetaker				
23.10.79	1.69	0.33	2.02	16.3
24.10.79	0.89	0.35	1.24	28.2
25.10.79	0.19	0.42	0.61	68.9
26.10.79	0.54	0.10	0.64	15.6
29.10.79	1.61	0.15	1.76	8.5

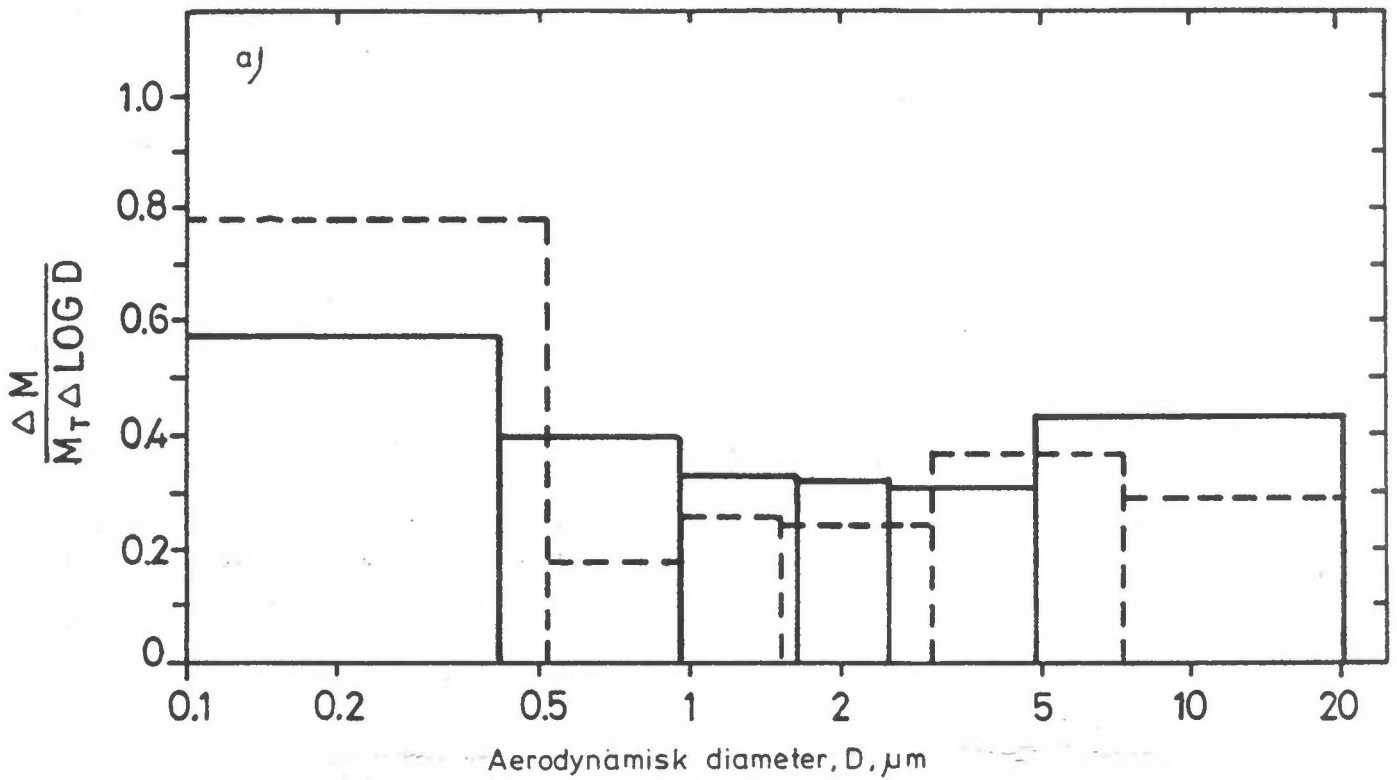


Figur 8: Kumulativ størrelsesfordeling av støvpartikler målt med Andersen-kaskadeimpaktor (AS).



Figur 9: Kumulativ størrelsesfordeling av støvpartikler målt med Sierra høy-volum kaskadeimpaktor (HVS).





Figur 10: Normalisert fordeling av total partikkelvekt på impaksjons-trinn + bunnfilter for Andersen kaskadeimpaktor (—) og Sierra høy-volum kaskadeimpaktor (-----).

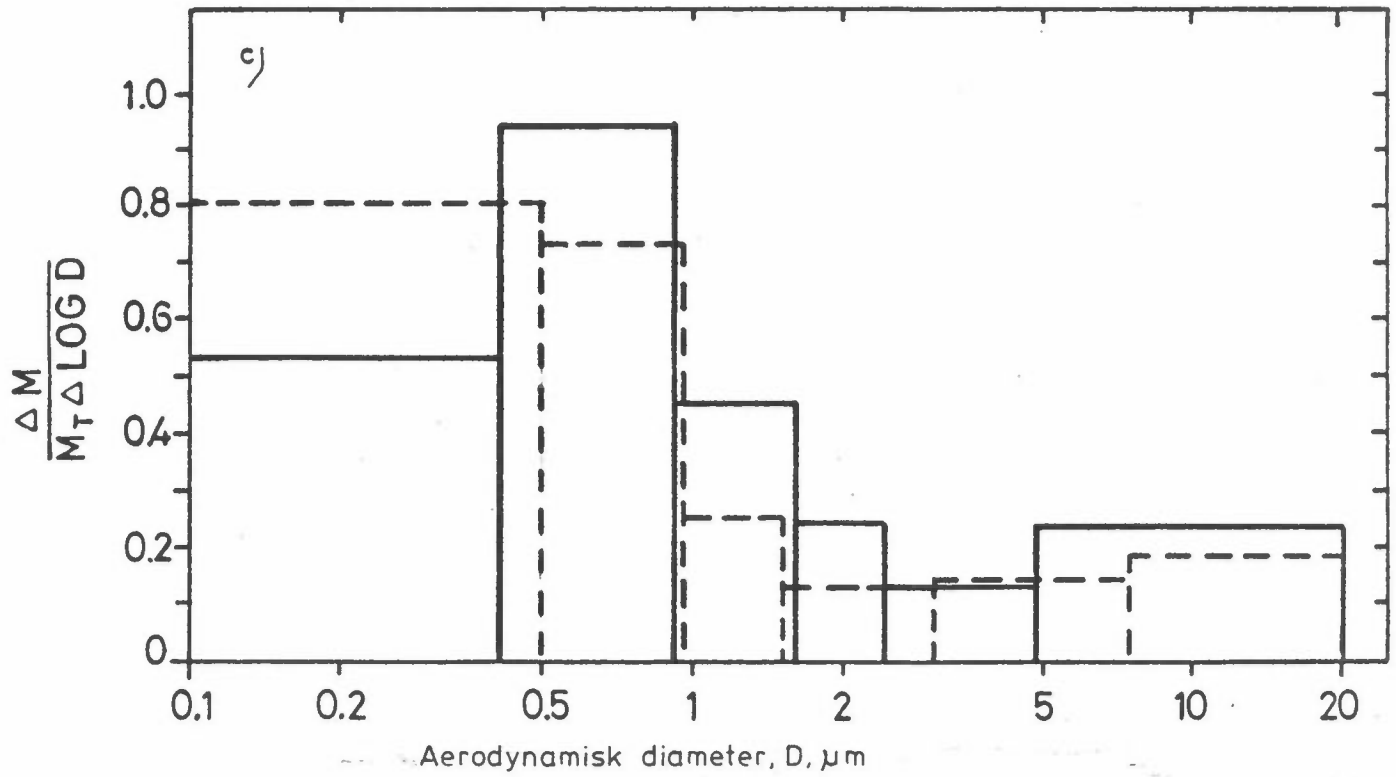
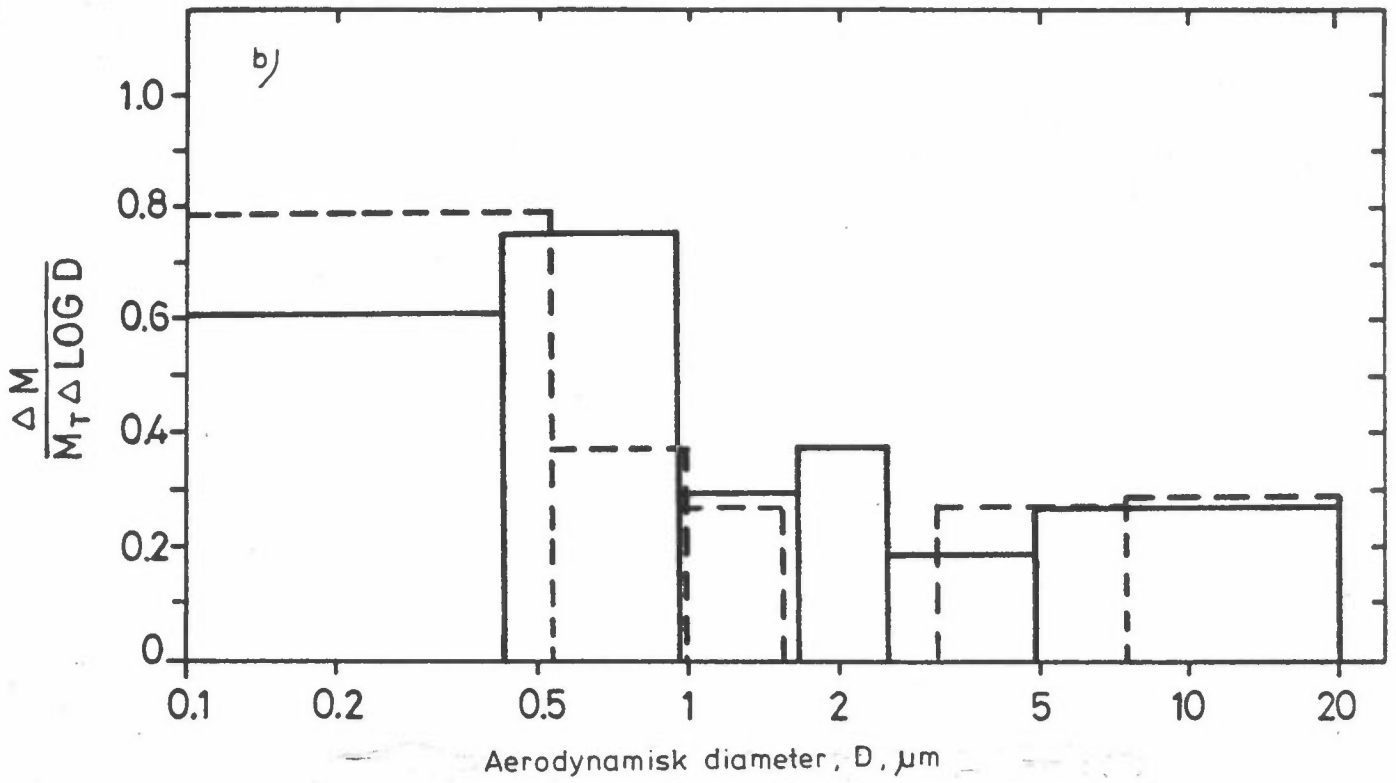
(a) 23/10/79            (c) 25/10/79            (e) 29/10/79  
 (b) 24/10/79            (d) 26/10/79

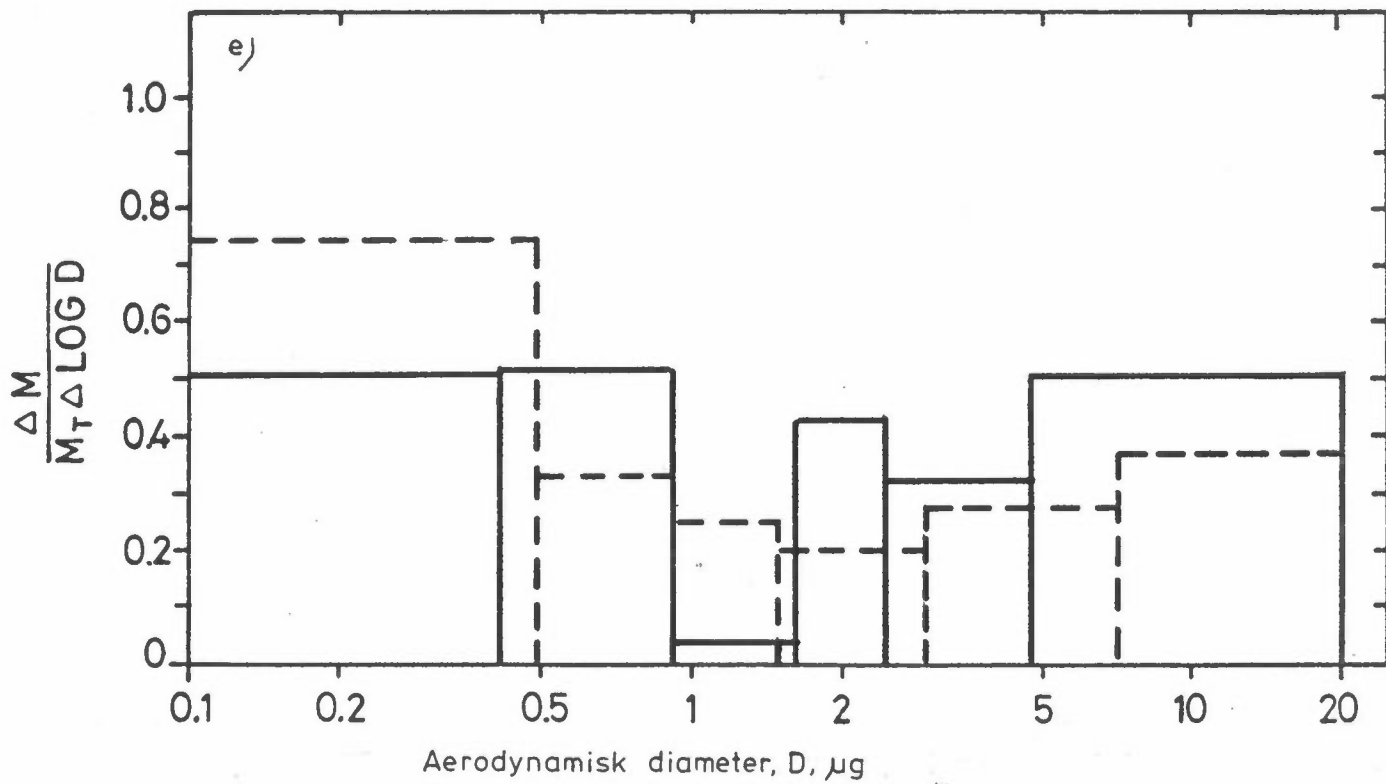
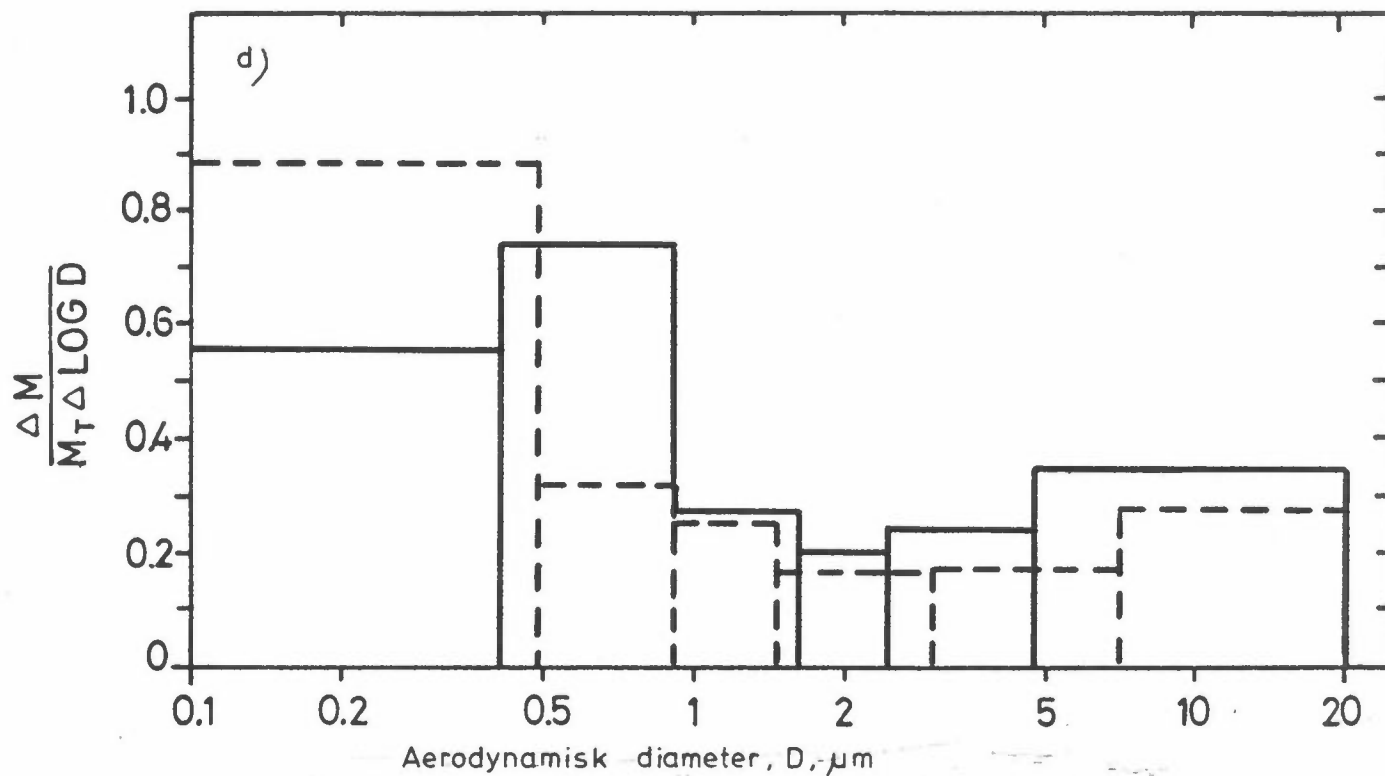
$\Delta M_i$  = vekt av partikler på  $i^{\text{te}}$  impaktortrinn

$$\Delta \log D_i = \log \frac{\text{ECD}_{i-1}}{\text{ECD}_i}$$

$M_T$  = Totalvekt av partikler (Trinn 1-5 pluss bunnfilter)

ECD = Effektiv "cut-off" diameter





ble målt 25. oktober. De høyeste konsentrasjonene ble målt 23. og 29. oktober. Variasjonene skyldes åpenbart endringer i arbeidsaktiviteten i hallen. Økning i det generelle støvnivå gir en økning både i respirable og ikke-respirable partikler, men det er en tendens mot større andel ikke-respirable partikler med økt støvnivå. Den varierende sammensetningen av svevestøv er vist i vekt-histogrammene i figurene 10(a) til (e) med bimodal fordeling spesielt tydelig på de mest forurensede dagene.

Totalkonsentrasjonene for de gitte prøvetakingsperioder hvor målingene ble foretatt parallelt med Sierra-, Andersen- og to-filterprøvetakeren stemmer godt overens. De forskjellene som finnes kan delvis skyldes usikkerhet i veie-analysen og delvis interne tap i prøvetakerne (5,21) eller noe tap av partikler ved avsetning på skillenettet mellom filtrene for to-filtermetoden.

Den store forskjellen i konsentrasjonen av respirable partikler som ble målt med de to impaktorene på den ene siden og to-filtermetoden på den andre er det mest slående ved resultatene i tabell 1. Dette skyldes utvilsomt overbelastning av Nukleopore-filtret i to-filterprøvetakeren. Alle prøvetakerne ble mer eller mindre overbelastet, men det var spesielt merkbart for to-filterprøvetakeren. Ved slutten av prøvetakingsperioder med stor støvbelastning greide den ikke å opprettholde konstant luftvolumshastighet fordi partiklene stoppet til porene i Nukleoporefilteret. Slik tilstopping av filterporene kan gi drastiske endringer i fraksjoneringskarakteristikken for filteret (22), for eksempel ved at finere partikler avsettes på tidligere avsatte partikler. Av tabell 1 går det frem at med lavere partikkelvektkonsentrasjoner lå den respirable fraksjonen fra to-filterprøvetakeren nær opptil den fra impaktorene.

Figur 8, 9 og 10(a) til (e) viser konsekvente forskjeller i respirabelt støv fra Andersen- og Sierra-prøvetakerne. Forskjellene antas å være forårsaket hovedsakelig av avstøtningsfenomenet. Omfanget av dette synes noe forskjellig i de to. Avstøtningsfenomenet (23,24) viser seg ved store partikler som

avstøtes fra overflaten (rives med av luftstrømmen) når partiklene er tørre og overflaten overbelastet. Fordi disse partiklene da avsettes på et impaktortrinn for mindre partikler eller, mer vanlig, på bunnfilteret i impaktoren, er den målte partikkelstørrelsesfordelingen ikke korrekt og forskjøvet mot for små partikkelstørrelser.

Mikroskoperingen av partikkelavsetningene på utvalgte trinn og bunnfilter bekreftet at det fantes store partikler (ca 5-20  $\mu\text{m}$  diameter) på bunnfiltere. Sierraprøvetakeren ble på grunn av mye høyere luftvolumhastighet, overbelastet tidligere enn Andersenprøvetakeren. Dette vises både i den kumulative fordelingskurven (figur 8 og 9) og i vektfordelingshistogrammene (figur 10 (a) til (e)) for begge prøvetakerne. Som ventet vil Sierra-målingene gi finere estimerte vektmedian diametre (50% størrelse på kumulativ fordelingskurve) og en forskyvning i vektkonsentrasjonene i de forskjellige diameterintervallene mot finere partikkelstørrelser, spesielt på sterkt belastede dager. Siden avstøtte partikler også ble funnet på bunnfilteret i Andersen prøvetakeren er den respirable partikkelfraksjonen angitt i tabell 1 sannsynligvis noe overestimert også for Andersen-resultatene. Det er tydelig at kortere prøvetakingsperioder (eller lavere prøvetakingshastighet for Andersenprøvetakeren) må benyttes for begge kaskadeimpaktorene ved prøvetaking i arbeidsatmosfære for å unngå overbelastning av impaktortrinnene og forskyvninger i den målte partikkelstørrelsesfordelingen.

Under denne utprøvingen viste det seg at to-filterprøvetakeren ga dårligere resultater på grunn av for høy prøvetakingshastighet og/eller for lang prøvetakingsperiode. Dette skulle likevel ikke forhindre at den kommer i betraktning som et alternativ til syklon/filter-enhetene for måling av respirable partikler i arbeidsatmosfære. Faktum er at to-filtermetoden har visse fordeler fremfor den konvensjonelle syklon/filter metoden.

For det første er det ved prøvetaking av respirabelt støv viktig at syklonens "cut-off" karakteristika er kjente og konstante. I mangel av en brukbar teori har det vært nødvendig å utarbeide og

kalibrere luftprøvetakingssykloner empirisk. Når man er henvist til empirisk kalibrering alene kan det føre til motstridende resultater og/eller feil (25). Senere arbeider har vist (26) at ikke bare små forandringer i prøvetakingshastigheten, men også i syklonutløpsbetingelsene (f.eks. utformingen av og kopleingen til bunnfilter) kan resultere i drastiske endringer av strømmings-systemet i syklonen og således syklonens fraksjoneringskarakteristika. I motsetning til syklonen kan nucleporefilterets størrelses-selektive funksjon (inkludert opphopning "clogging") beskrives ut fra teorien, og den er allerede verifisert med forsøk. For det andre er den nåværende definisjonen av "respirable" partikler (dvs. de som avsettes i de delene av lungene hvor det ikke finnes cilier) avgrenset til partikler som produserer kroniske sykdommer i alveolarområdet, slik som silikose og kullgruvearbeideres pneumoconiosis. Da utelukkes de partikler som har toksisk effekt ved avsetning i luftveiene i hodet og/eller luft-rør eller bronkier. For å få med disse har uttrykket "inhalerbare" partikler vært foreslått (27). Denne definisjonen inkluderer alle luftbårne partikler med aerodynamisk diameter  $\leq 15 \mu\text{m}$ , og vil omfatte den totale effekt av antropogene luftbårne partikler på menneskets luftveissystem.

For å karakterisere slike inhalerbare partikler trengs en prøvetaker med "cut-off" punkter på  $\leq 2.5 \mu\text{m}$  og  $\leq 15 \mu\text{m}$ . Når definisjonen for farlig partikkelstørrelse av utendørs aerosoler nå utvides er det all grunn til å tro at samme oppfatning vil gjøre seg gjeldende for arbeidsatmosfære. To-filterprøvetakeren, med et luftinntak med "cut-off" på  $15 \mu\text{m}$ , skulle da være en god kandidat som en pris-effektiv inhalerbar partikkelprøvetaker. Selv om syklon/filterprøvetakere også kan utstyres slik at de oppnår en øvre grense "cut-off", er det praktisk talt umulig å gjenvinne kvantitativt de oppsamlede partiklene fra en miniatyr syklon. To-filterprøvetakeren vil derimot samle begge fraksjonene rett på filteret slik at de kan brukes direkte for analyse. Forminskning av to-filterprøvetakeren vil ikke være noe problem, og for å forlenge bruken av nucleporefilteret, kan en anvende to-størrelsesfilteret som foreslått av Hansen et al. (28). Kanskje kan  $\leq 15 \mu\text{m}$  "cut-off" oppnås med enda større porer i Nuclepore-filteret i en tre-filtersprøvetaker.

Luftbårne partiklers hygieniske betydning i spesielle arbeidsatmosfærer kan bare fastslås ved å ta i betraktning partiklenes kjemiske natur i tillegg til mengdebestemmelsen. Partikkelprøvene ble derfor analysert for innhold av metallene Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb og Cd med atomabsorpsjonsteknikk. En detaljert beskrivelse av resultatene er gitt i vedlegg C. Det viste seg at fra 70% til over 95% av mengden alle analyserte metaller var respirable. Innblanding av grovere støv fra mekanisk metallarbeide vil vanligvis redusere andelen av respirable partikler. Alle analyserte metaller representerte ca. 1/3 av totalmengden luftbårne partikler i verkstedet. Fe-holdige partikler utgjorde opp til 27% av totalmengden under høy arbeidsaktivitet og var bimodalt fordelt. Mn, som hadde den nest høyeste konsentrasjonen (opp til 4%) i luftbårne partikler og som hovedsakelig kom fra sveising, var nesten fullstendig bundet til respirable partikler og nesten upåvirket av nivået av arbeidsaktiviteten.

De resterende metallene bidro med mindre enn 2% av den totale støvbelastning og synes også i det alt vesentlige å komme fra sveiserøk. Under alle arbeidsforhold var Cu meget respirabelt. Det samme gjaldt for Pb og Cd ved lav arbeidsaktivitet. Kilder for grovere partikler av Zn, Pb og Cd ble ikke funnet.

#### 4.2 Nitrogenoksyder

I tabell 2 er resultatene fra målingene med Drägerrør satt opp.

Tabell 2: Målinger av NO (NO+NO<sub>2</sub>) med Drägerrør. Konsentrasjonen gitt i µg/m<sup>3</sup>.

Dato	Tid	Konsentrasjon	Konsentrasjonsmiddel pr.dag
23/10	1020	600	550
23/10	1205	600	
23/10	1330	400	
24/10	830	400	350
24/10	955	400	
24/10	1110	200	
25/10	855	200	200
25/10	950	200	
25/10	1130	100	
26/10	940	800	300
26/10	1140	100	
26/10	1250	-	
29/10	955	200	
29/10	1340	-	200
29/10	1515	400	

- ikke målbare verdier.

Ved to målinger var konsentrasjonen av NO<sub>x</sub> (NO+NO<sub>2</sub>) så lav at det ikke var målbart med Drägerørene.

Kjemiluminescensmåleren har målt kontinuerlig i hele prøvetakingsperioden. Verdiene ble avlest og midlet over 30 min. ved hjelp av en datalogger (17). Dataloggeren letter bruken av registrerende utstyr i rutinemessig overvåking. Resultatene ble bearbeidet med datamaskin, og verdiene for måleperioden er vist i tabell 3. Det ble ikke funnet målbare verdier av NO<sub>2</sub> med kjemilumiscensmåleren. Derfor er bare NO-verdiene listet.



Tabell 3: Målinger av NO med kjemiluminescensinstrument. Tabellen viser 30 min. middelerverdier av NO. (For hvert hele klokkeslett står middelerverdien før klokkeslettet til venstre og middelerverdien etter klokkeslettet til høyre i datarubrikken.)  
Konsentrasjonen gitt i mg/m<sup>3</sup>.  
99 = manglende data.

507 KVÆRNER BRUK		ENHET: NO MG/M <sup>3</sup>				OKT. 1979								
DATO	23	23	24	24	25	25	26	26	27	27	28	28	29	29
TIME	30-60	0-30	30-60	0-30	30-60	0-30	30-60	0-30	30-60	0-30	30-60	0-30	30-60	0-30
1	99.00	99.00	.16	.09	.03	.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	99.00	99.00	.06	.03	.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	.04
3	99.00	99.00	.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	99.00	99.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	99.00	99.00	.03	0.00	.10	.03	99.00	99.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	99.00	99.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	99.00	99.00	0.00	.06	0.00	0.00	0.00	.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	.08
8	99.00	99.00	.25	.38	.14	.14	.25	.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	.04
9	99.00	99.00	.38	.38	.10	.10	.46	.25	0.00	0.00	0.00	0.00	.08	.04
10	99.00	99.00	.25	.32	.10	.07	.25	.18	0.00	0.00	0.00	0.00	.08	.08
11	.68	.96	.09	.06	.03	.03	.11	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	.16	.08
12	.71	.74	.06	.07	0.00	.18	0.00	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	.04
13	.53	.50	.03	.07	.32	.07	.07	.18	0.00	0.00	0.00	0.00	.08	99.00
14	.71	.68	.03	0.00	.11	.07	.26	.15	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
15	.74	.81	0.00	0.00	.07	0.00	.18	.11	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
16	.87	.56	.03	.10	.04	.04	.07	.11	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
17	.50	.40	.07	0.00	.04	.04	.11	.07	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
18	.37	.37	.07	.07	.11	.04	.11	.07	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
19	.53	.40	.07	.07	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
20	.37	.43	.07	.07	0.00	.04	0.00	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
21	.43	.37	.16	.13	.04	.04	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
22	.37	.31	.13	.07	.04	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
23	.25	.25	.07	.07	.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.00	99.00
24	.22	.19	.07	.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	.04	.08	99.00	99.00

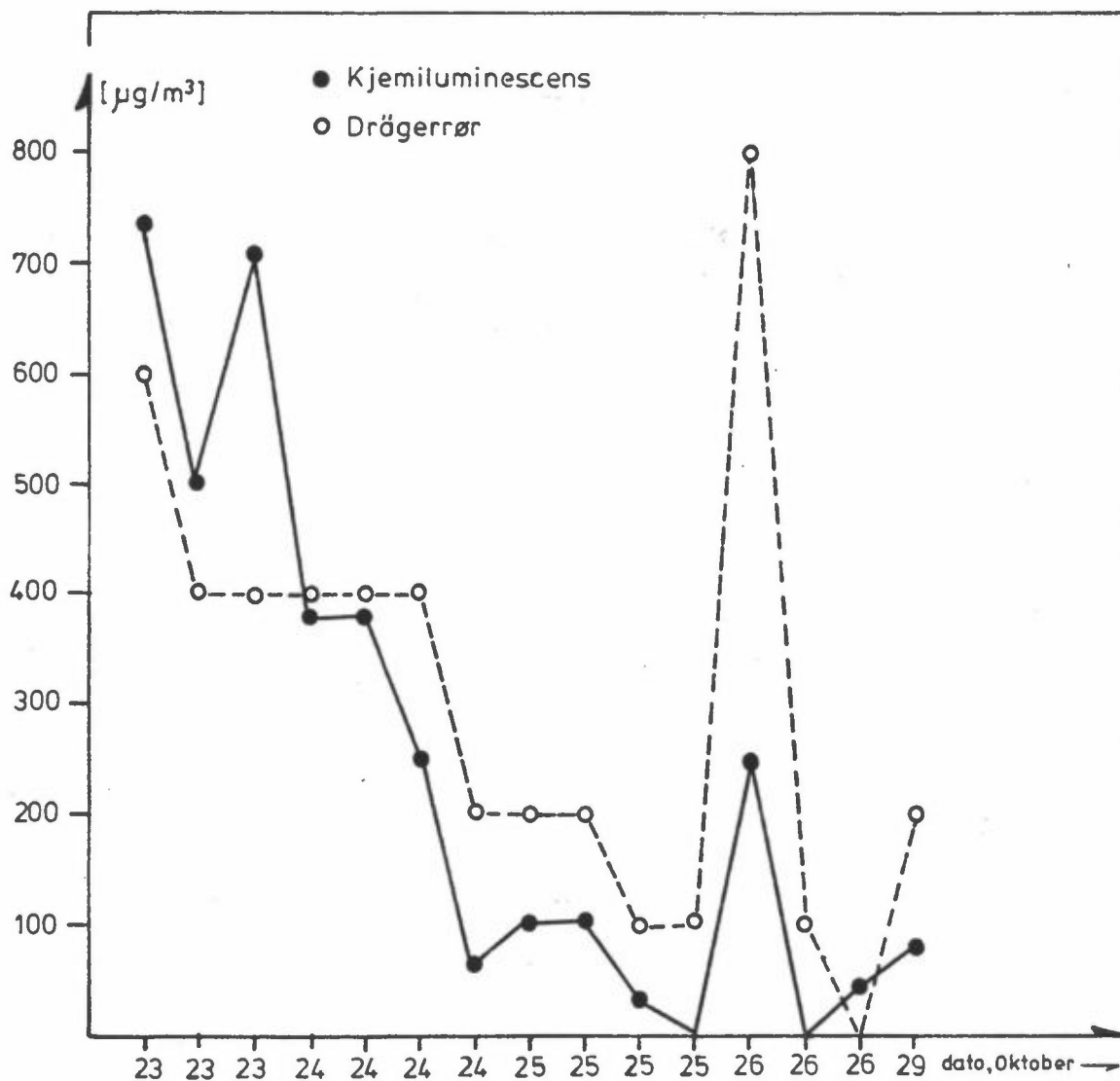
Tabell 4 viser verdiene funnet ved Drägerrør-målinger samt tilhørende halvtimes middelveidier målt med kjemiluminescensmåleren.

Tabell 4: Målinger av  $NO_x$  med Drägerrør og kjemiluminescensinstrument. Konsentrasjoner gitt i  $\mu g/m^3$ .

Dato	Tidsrom Kjemilumin- escens	Tid Drägerrør	Drägerrør	Kjemiluminescens	Avvik $\Delta$
23/10	1200-1230	1205	600	740	+ 140
23/10	1300-1330	1330	400	500	+ 100
23/10	1330-1400	1330	400	710	+ 310
24/10	800-0830	0830	400	380	- 20
24/10	0830-0900	0830	400	380	- 20
24/10	0930-1000	0955	400	250	- 150
24/10	1100-1130	1110	200	60	- 140
25/10	0830-9000	0855	200	100	- 100
25/10	0930-1000	0950	200	100	- 100
25/10	1100-1130	1130	100	30	- 70
25/10	1130-1200	1130	100	-	- 100
26/10	0930-1000	0940	800	250	- 550
26/10	1130-1200	1140	100	-	- 100
26/10	1230-1300	1250	-	70	+ 70
29/10	0930-1000	0955	200	80	- 120

I figur 7 er resultatet i tabell 4 vist grafisk.

Tatt i betraktning at Drägerrørene viser øyeblikksverdier, mens kjemiluminescensmåleren viser halvtimeverdier følges konsentrasjonsvariasjonene forholdsvis bra, men kjemiluminescensmåleren gir langt bedre og sikrere verdier over tid med sin kontinuerlige registrering enn det Drägerrørene kan gi. Den er derfor langt bedre egnet til å gi et bilde av  $NO_x$ -situasjonen i et lokale. Drägerrørene er et rimelig alternativ som kan brukes til stikkprøver.



Figur 7:  $\text{NO}_x$ -verdier fra målinger med kjemiluminescens-instrument og Drägerrør.

Resultatene viser de høyeste  $\text{NO}_x$ -verdiene den 23/10. Drägerrørene viser også en høy øyeblikksverdi den 26/10. Alle målte verdier ligger langt under de yrkeshygieniske grenseverdiene for  $\text{NO}$  ( $9000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , takverdi) og  $\text{NO}_2$  ( $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

I tabell 5 er resultatene fra målingene med TGS-metoden og personellprøvetakeren med impregnerte rør satt opp. Disse to prøvetakerne gikk parallelt og viser middelveidien av NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen i det angitte tidsrom.

Tabell 5: Målinger av NO<sub>2</sub> med TGS-metoden og personellprøvetaker med impregnerte rør. Konsentrasjonene gitt i µg/m<sup>3</sup>.

\*Prøvetakeren ute av drift en periode slik at resultatet blir for lavt.

Dato	Tid	TGS-metode	Impregnerte rør		Sum log 2	Rør 2 i % av rør 1	Impregnerte rør i % av TGS
			Rør 1	Rør 2			
23/10	1020-1320	144	62	35	97	56	67
24/10	0845-1540	63	39	15	54	38	86
25/10	0845-1515	36*	27	12	39	44	
26/10	0950-1605	63	29	16	45	55	71
29/10	0950-1515	60	25	15	40	60	67

Tabellen viser at metoden med impregnerte rør har dårligere oppsamlingseffektivitet enn TGS-metoden. Vi kan se på fordelingen av NO<sub>2</sub> på rør 1 og 2, hvor vi finner at 40-60% av den oppsamlede NO<sub>2</sub> finnes igjen på rør 2. Dette tyder også på at vi har fått tap av NO<sub>2</sub> ved at noe av gassen har passert tvers gjennom prøvetakeren. Ved undersøkelse av metoden i laboratoriet fant man 50-55% adsorpsjon på ett rør (400 mg impregnert molekylar-sieve). Det ble da brukt en annen type molekylar-sieve enn det som ble beskrevet i metoden (15). I metodebeskrivelsen er det brukt molekylar-sieve av krystallinsk natrium-aluminiumsilikat med porestørrelse 10A. Vi har brukt krystallinsk kalsium-aluminiumsilikat med porestørrelse 5A. På grunnlag av disse resultatene ble to rør (2x400 mg molekylar-sieve) satt i serie under prøvetakingsperioden på Kværner Brug A/S.

Det prosentvise forhold mellom TGS og impregnerte rør (tabell 5) er nokså jevnt for 23/10, 26/10 og 29/10. For 24/10 viser det seg at de impregnerte rørene ga noe høyere prosent i forhold til TGS. Ser vi på andel av total NO<sub>2</sub> som er oppsamlet på henholdsvis rør 1 og rør 2 skiller også den 24/10 seg ut sammen med 25/10. Disse to dagene er en mindre andel av den totale prøve oppfanget på rør 2.

Beregner vi konsentrasjonene i arbeidslokalet ut fra laboratorietesten med 50% absorpsjon på rør 1 får vi resultater som satt opp i tabell 6.

Tabell 6: Beregnede NO<sub>2</sub>-verdier, korrigert for 50% absorpsjon på impregnerte rør. Konsentrasjonen er angitt i µg/m<sup>3</sup>.

Dato	Målt, impregnerte rør Rør 1	Beregnet, impregnerte rør	TGS	Impregnerte rør i % av TGS
23/10	61.8	123.6	144.1	85.8
24/10	38.6	77.2	63.3	122.0
26/10	29.0	58.0	62.9	92.2
29/10	25.0	50.0	60.1	83.2

Med unntak for 24/10 gir en slik korreksjon bedre samsvar mellom de to metodene. TGS-metoden har NILU arbeidet lenge med, og den regnes for godt utprøvet. Den foreligger nå som forslag til norsk standard. Resultatene viser at de høyeste NO<sub>2</sub>-verdiene ble funnet den 23/10. Alle målte verdier ligger langt under yrkeshygienisk grenseverdi.

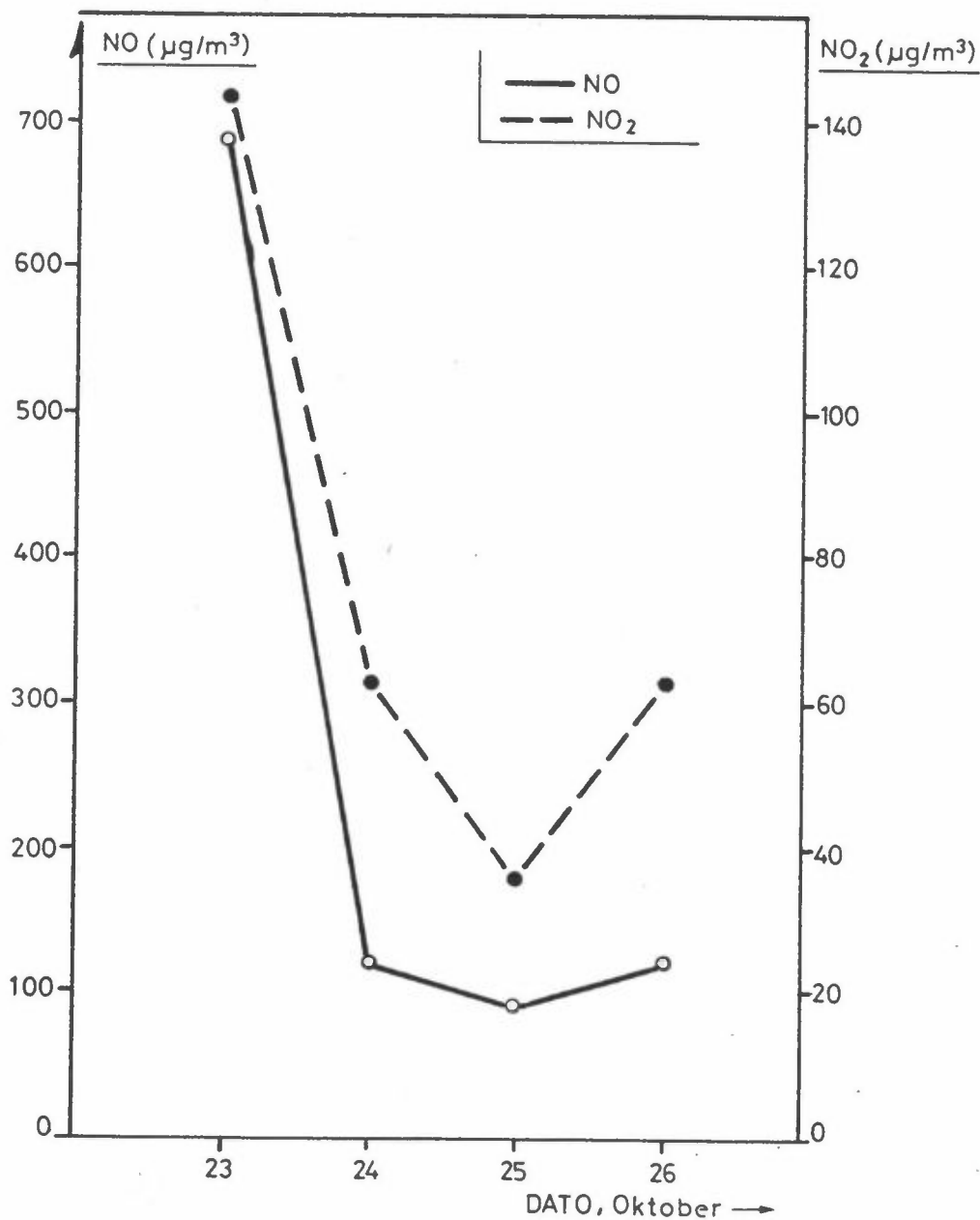
Verdiene for NO og NO<sub>2</sub> i de tidsrom prøvetakerne gikk parallelt er satt opp i tabell 7, og vist grafisk i figur 8. Halvtimes verdiene for NO er midlet over hele tidsrommet. Som ventet følges konsentrasjonsvariasjonene for NO og NO<sub>2</sub> hverandre.

Tabell 7: Middelerverdier for NO og NO<sub>2</sub> i de angitte tidsrom.

Enhet: µg/m<sup>3</sup>. \*Prøvetakeren ute av drift en periode slik at

resultatet blir for lavt.

Dato	Tidsrom(NO)	Tidsrom(NO <sub>2</sub> )	NO(kjemilu.)	NO <sub>2</sub> (TGS)
23/10	1030-1330	1020-1320	690	144
24/10	0830-1530	0845-1540	120	63
25/10	0830-1530	0845-1515	90	36*
26/10	1000-1600	0950-1605	120	63



Figur 8: Konsentrasjoner av NO og NO<sub>2</sub> som middelerverdier på de angitte dager.

## 5 KONKLUSJON

### 5.1 Respirable partikler

Resultatene av målingene i plateverkstedet på Kværner Brug A/S gir grunnlag for følgende konklusjoner.

- a) Høy- og medium-volum kaskadeimpaktorer slik som Sierra kaskadeimpaktor og den modifiserte Andersenprøvetakeren kan brukes for kortere perioder (størrelsesorden 1 time) til prøvetaking av respirable partikler i arbeidsatmosfære, der støvnivået ligger høyere enn noen få  $\text{mg}/\text{m}^3$ .
- b) Over lengre perioder får man overbelastning av impaktortrinnene, og det resulterer i ikke-ideelle prøvetakingsforhold.
- c) Overbelastning av trinnene vil ofte medføre avstøtning av allerede avsatte partikler og ny avsetning lengre ned i impaktoren. Dette vil forskyve partikkelstørrelsesfordelingen mot mindre partikler.
- d) To-filterprøvetakeren synes å være godt egnet til prøvetaking av respirable partikler, men overbelastning av for-filteret (Nuclepore) må unngås ved å benytte kortere prøvetakingsperioder.
- e) I de prøvene der en ikke hadde overbelastning, lå resultatene med to-filtermetoden nær opp til resultatene fra impaktorene.
- f) To-filterprøvetakeren synes lovende for prøvetaking av innhalerbare partikler.
- g) Det trengs flere forsøk for å fastlegge optimale prøvetakingsbetingelser når to-filterprøvetakeren skal benyttes i arbeidsatmosfære.

- h) Metallene Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb og Cd utgjorde ca. 1/3 av totalmengden luftbårne partikler i verkstedet, og den respirable delen av partiklene utgjorde fra 70% til over 95% av totalmengden, avhengig av arbeidsaktiviteten.
- i) Fe-holdige partikler utgjorde opp til 27% og Mn-holdige partikler opp til 4% av totalmengden. Summen av de resterende metallene bidro med mindre enn 2% av den totale støvbelastning.

## 5.2 Nitrogenoksyder

- a) Kjemiluminescensmåleren med sin kontinuerlige registrering gir et bedre og sikrere mål for NO<sub>x</sub>-konsentrasjoner i arbeidslokalene enn Drägerrør. Konsentrasjonsvariasjonene fulgtes likevel ganske bra for Drägerrør og kjemiluminescensmåler. Drägerrørene gir øyeblikksverdier på det målested hvor prøven tas.
- b) TGS-metoden synes godt egnet for måling av NO<sub>2</sub> i indre miljø. Det er et prøvetakingsutstyr som gir middelvei over måleperioden.
- c) Metoden med impregnerte rør viste noe dårligere oppsamlings-effektivitet enn TGS-metoden. Det må gjøres flere forsøk for og forbedre adsorpsjonsmaterialets oppsamlingseffektivitet.
- d) Ved bedre oppsamlingseffektivitet vil metoden med impregnerte rør fylle et behov for en bærbar prøvetaker for måling av personlig eksponering for NO<sub>2</sub>.



6 LITTERATUR

- (1) Administrative normer for forurensninger i arbeidsatmosfære. Oslo, Direktoratet for arbeidstilsynet, 1978.
- (2) Lippmann, M. Size-selective sampling for inhalation hazard evaluation. I: *Fine particles. Aerosol generation, measurement, sampling and analysis*, Liu, B.Y.H., editor. New York, Academic Press, 1976, s 287-310.
- (3) Air quality criteria for oxides of nitrogen. Research Triangle Park, NC., Environmental Criteria and Assessment Office. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 1979.
- (4) Lee, R.E.  
Goranson, S. National air surveillance cascade impactor network. I. Size distribution measurements of suspended particulate matter in air. *Envir. Sci. Technol.* 6, 1019-1024. (1972).
- (5) Willeke, K. Performance of the slotted impactor. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 36, 683-691 (1975).
- (6) Palmgren Jensen, F  
Kemp, K. To-filtermetoden og differensmetoden til størrelsesfraktionert prøvetagning. En feltundersøgelse i København. Roskilde, Danmark, Forsøgsanlegg Risø, 1979. (Miljøstyrelsens Luftforurensningslaboratorium, Intern rapport MST LUFT-A9.)
- (7) Hanssen, J.E. Metoder for manuell bestemmelse av nitrogendioksyd (NO<sub>2</sub>). En litteraturoversikt. Lillestrøm 1977. (NILU TN 11/77.)

- (8) Saltzman, B.E. Colorimetric micro determination of nitrogen dioxide in the atmosphere. *Anal. Chem.* 26, 1949-1955 (1954).
- (9) Jacobs, M.B.  
Hocheiser, S. Continuous sampling and ultramicro-determination of nitrogen dioxide in air. *Anal. Chem.* 30, 426-428 (1958).
- (10) *Federal Register*, 38, 15174-15180 (1973).
- (11) Fontijn, A.,  
Sabadell, A.J.,  
Ronco, R.J. Homogeneous chemiluminescence measurement of nitric oxide with ozone. *Anal. Chem.* 42, 575 (1970).
- (12) Levaggi, D.A.,  
Sui, W.,  
Feldstein, M. A new method of measuring average 24-hour nitrogen dioxide concentrations in the atmosphere. *J. Air. Poll. Cont. Assoc.* 23, 30-33 (1973).
- (13) Blacker, J.H. Triethanolamine for collecting nitrogen dioxide in the TLV range. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 34, 390 (1973).
- (14) Ellis, F.C.  
Margeson, J.H. Evaluation of triethanolamine procedure for determination of nitrogen dioxide in ambient air. Research Triangle Park, N.C., EPA, 1974. (EPA-650/4-74-031.)
- (15) Mulik, J., et al. Development and optimization of twenty-four hour manual methods for the collection and colorimetric analysis of atmospheric NO<sub>2</sub>. *Intern. J. Env. Anal. Chem.* 3, 333-348, (1974).
- (16) Christie, A.A.,  
Lidzey, R.G.,  
Radford, D.N.F. Field methods for the determination of nitrogen dioxide in air. *Analyst.*, 95, 519-524 (1970).
- (17) USA *Federal Register*, 41, 52686-52695 (1976).
- (18) Willey, A.M.,  
McCammon, C.S.,  
Doemeny, L.J. A solid sorbent personal sampling method for the simultaneous collection of nitrogen oxide and nitric oxide in air. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 38, 358-363 (1977).





VEDLEGG A

Tabell A1. Effektiv cut-off diametre \*(ECD) for Sierra high-volume kaskadeimpaktor, Andersen kaskadeimpaktor, to-filter prøvetaker, og person-prøvetaker med syklon. ECD<sub>c</sub>-verdiene refererer til prøvetakingshastigheten ved kalibrering, ECD<sub>s</sub>-verdiene for prøvetakingshastighetene som ble brukt under målingene på Kvæmer Brug A/S er regnet ut på grunnlag av teoretiske formler.

Trinn Nr.	Sierra				Andersen prøvetaker			
	ECD <sub>c</sub> , μm ved 1.131 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	ECD <sub>s</sub> , μm ved 1.095 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	ECD <sub>s</sub> , μm ved 1.153 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	ECD <sub>c</sub> , μm ved 0.0283 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	ECD <sub>s</sub> , μm ved 0.131 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	ECD <sub>s</sub> , μm ved 0.135 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	ECD <sub>s</sub> , μm ved 0.136 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	
1	7.20	7.32	7.13	10.5	4.88	4.81	4.79	
2	3.00	3.05	2.97	5.36	2.49	2.45	2.45	
3	1.50	1.53	1.49	3.55	1.65	1.63	1.62	
4	0.95	0.97	0.94	2.06	0.96	0.94	0.94	
5	0.50	0.51	0.50	0.91	0.42	0.42	0.42	

NPF suge-hastighet cm s <sup>-1</sup>	To-filter prøvetaker			Personell prøvetaker		
	ECD <sub>c</sub> , μm 12 μm NPF	ECD <sub>s</sub> , μm 12 μm NPF	10 mm syklon l min <sup>-1</sup>	ECD <sub>c</sub> , μm 10 mm syklon	ECD <sub>s</sub> , μm	ECD <sub>s</sub> , μm
12.7	3.4		1.4	4.5		
25.4	2.5		1.7	3.4		3.4
50	2-3	ca. 2-3	1.8	3.2		3.2

Tabell A2. Prøvetakingsperioder, sugehastighet, og luftprøvevolum for de forskjellige partikkelprøvetakerne ved målingene på Kværner Brug A/S.

Prøvetaker	Tid og dato	Prøvetakingsperiode minutter	Prøvetakings- hastighet	HV/S*		AS**		TFS**		PS**			
				m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>		
	1020-1320	180	1.095 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	197	236	131 & min <sup>-1</sup>	41.5 & min <sup>-1</sup>	7.5	26.4	1020-1320	108	41.5 & min <sup>-1</sup>	7.5
	0845-1100	135	1.095 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	148	208	135 & min <sup>-1</sup>	46.9 & min <sup>-1</sup>	6.3	24.3	0845-1100	135	46.9 & min <sup>-1</sup>	6.3
	24/10/79	135	1.095 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	192	236	135 & min <sup>-1</sup>	51.0 & min <sup>-1</sup>	8.9	23.8	24/10/79	135	51.0 & min <sup>-1</sup>	8.9
	0845-1140	175	1.095 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	192	236	136 & min <sup>-1</sup>	50.1 & min <sup>-1</sup>	9.0	23.8	0845-1140	175	50.1 & min <sup>-1</sup>	9.0
	25/10/79	175	1.095 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	192	236	135 & min <sup>-1</sup>	45.9 & min <sup>-1</sup>	9.4	24.3	25/10/79	175	45.9 & min <sup>-1</sup>	9.4
	1010-1310	180	1.153 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	208	236	135 & min <sup>-1</sup>	130 & min <sup>-1</sup>	26.4	24.3	1010-1310	180	130 & min <sup>-1</sup>	26.4
	26/10/79	180	1.153 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	208	236	135 & min <sup>-1</sup>	135 & min <sup>-1</sup>	24.3	24.3	26/10/79	180	135 & min <sup>-1</sup>	24.3
	0950-1315	205	1.153 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	236	236	130 & min <sup>-1</sup>	130 & min <sup>-1</sup>	26.4	24.3	0950-1315	205	130 & min <sup>-1</sup>	26.4
	29/10/79	205	1.153 m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	236	236	130 & min <sup>-1</sup>	130 & min <sup>-1</sup>	26.4	24.3	29/10/79	205	130 & min <sup>-1</sup>	26.4
	1020-1320	180	1.80 & min <sup>-1</sup>	197	236	131 & min <sup>-1</sup>	41.5 & min <sup>-1</sup>	7.5	26.4	1020-1320	180	41.5 & min <sup>-1</sup>	7.5
	23/10/79	180	1.80 & min <sup>-1</sup>	148	208	135 & min <sup>-1</sup>	46.9 & min <sup>-1</sup>	6.3	24.3	23/10/79	180	46.9 & min <sup>-1</sup>	6.3
	0845-1100	135	1.80 & min <sup>-1</sup>	192	236	135 & min <sup>-1</sup>	51.0 & min <sup>-1</sup>	8.9	23.8	0845-1100	135	51.0 & min <sup>-1</sup>	8.9
	24/10/79	135	1.80 & min <sup>-1</sup>	192	236	135 & min <sup>-1</sup>	50.1 & min <sup>-1</sup>	9.0	23.8	24/10/79	135	50.1 & min <sup>-1</sup>	9.0
	0845-1140	175	1.80 & min <sup>-1</sup>	192	236	136 & min <sup>-1</sup>	45.9 & min <sup>-1</sup>	9.4	23.8	0845-1140	175	45.9 & min <sup>-1</sup>	9.4
	25/10/79	175	1.80 & min <sup>-1</sup>	192	236	135 & min <sup>-1</sup>	130 & min <sup>-1</sup>	26.4	24.3	25/10/79	175	130 & min <sup>-1</sup>	26.4
	1010-1310	180	1.80 & min <sup>-1</sup>	208	236	135 & min <sup>-1</sup>	135 & min <sup>-1</sup>	24.3	24.3	1010-1310	180	135 & min <sup>-1</sup>	24.3
	26/10/79	180	1.80 & min <sup>-1</sup>	208	236	135 & min <sup>-1</sup>	135 & min <sup>-1</sup>	24.3	24.3	26/10/79	180	135 & min <sup>-1</sup>	24.3
	0950-1315	205	1.80 & min <sup>-1</sup>	236	236	130 & min <sup>-1</sup>	130 & min <sup>-1</sup>	26.4	24.3	0950-1315	205	130 & min <sup>-1</sup>	26.4
	29/10/79	205	1.80 & min <sup>-1</sup>	236	236	130 & min <sup>-1</sup>	130 & min <sup>-1</sup>	26.4	24.3	29/10/79	205	130 & min <sup>-1</sup>	26.4

\* Prøvetakingshastighet og prøvevolum ved 25°C and 760 mm Hg

\*\* Prøvetakingshastighet og prøvevolum ved forholdene i hallen: ca 20°C & 765 til 775 mm Hg.

Tabell A3: (a) Kumulativ masse-størrelsesfordeling av luftbårne partikler basert på resultatene fra Andersen-prøvetakeren.

23/10/79					24/10/79					25/10/79				
Trinn Nr.	Kum. mg m <sup>-3</sup>	Kum. %	Kum.% <ECD	ECD, µm	Trinn Nr.	Kum. mg m <sup>-3</sup>	Kum. %	Kum.% <ECD	ECD, µm	Stage Nr.	Kum. mg m <sup>-3</sup>	Kum. %	Kum.% <ECD	ECD, µm
1	0.738	27.0	73.0	4.88	1	0.258	16.4	83.6	4.81	1	0.113	14.6	85.4	4.79
2	0.988	36.1	63.9	2.49	2	0.340	21.7	78.3	2.45	2	0.142	18.3	81.7	2.45
3	1.144	41.9	58.1	1.65	3	0.444	28.3	71.7	1.63	3	0.176	22.6	77.4	1.62
4	1.355	49.6	50.4	0.96	4	0.554	35.3	64.7	0.94	4	0.260	33.4	66.6	0.94
5	1.750	64.0	36.0	0.42	5	0.972	61.9	38.1	0.42	5	0.521	66.7	33.3	0.42
6	2.734	100.0	-	AF	6	1.571	100.0	-	AF	6	0.782	100.0	-	AF
26/10/79					29/10/79									
1	0.177	21.7	78.3	4.81	1	0.545	31.6	64.4	4.81					
2	0.235	28.8	71.2	2.45	2	0.708	41.1	58.9	2.45					
3	0.264	32.3	67.7	1.63	3	0.841	48.8	51.2	1.63					
4	0.317	38.9	61.1	0.94	4	0.856	49.7	50.3	0.94					
5	0.531	65.2	34.8	0.42	5	1.170	67.9	32.1	0.42					
6	0.815	100.0	-	AF	6	1.723	100.0	-	AF					

AF = impaktor bunnfilter.



Tabell A3: (b) Kumulativ mass-størrelsesfordeling av luftbårne partikler basert på resultatene fra Sierra høy-volum kaskadeimpaktor.

23/10/79					24/10/79					25/10/79				
Trinn Nr.	Kum. mg m <sup>-3</sup>	Kum. %	Kum.% <ECD	ECD, µm	Trinn Nr.	Kum. mg m <sup>-3</sup>	Kum. %	Kum.% <ECD	ECD, µm	Trinn Nr.	Kum. mg m <sup>-3</sup>	Kum. %	Kum.% <ECD	ECD, µm
1	0.268	12.9	87.1	7.32	1	0.208	12.2	87.8	7.32	1	0.083	8.0	92.0	7.32
2	0.563	27.0	73.0	3.05	2	0.385	22.5	77.5	3.05	2	0.138	13.2	86.8	3.05
3	0.716	34.3	65.7	1.53	3	0.477	27.9	72.1	1.53	3	0.177	16.9	83.1	1.53
4	0.823	39.4	60.6	0.97	4	0.657	33.1	66.9	0.97	4	0.229	21.9	78.1	0.97
5	0.925	44.3	55.7	0.51	5	0.746	43.6	56.4	0.51	5	0.445	42.6	57.4	0.51
6	2.056	100.0	-	AF	6	1.711	100.0	-	AF	6	1.043	100.0	-	AF
26/10/79					29/10/79									
1	0.142	12.4	87.6	7.13	1	0.415	16.7	83.3	7.13					
2	0.215	18.8	81.2	2.97	2	0.674	27.2	72.8	2.97					
3	0.271	23.7	76.3	1.49	3	0.821	33.1	66.9	1.49					
4	0.330	28.9	71.1	0.94	4	0.946	38.2	61.8	0.94					
5	0.430	37.6	62.4	0.50	5	1.174	47.3	52.7	0.50					
6	1.143	100.0	-	AF	6	2.480	100.0	-	AF					

AF = impaktor bunnfilter

Tabell A4: (a) Data for masse-størrelsesfordelingshistogrammer av luftbårne partikler basert på resultatene fra Andersen-prøvetakeren.

23/10-79				24/10-79				25/10-79			
Intervall $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Intervall $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Intervall $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$
4.88-20.0	0.733	0.613	0.440	4.81-20.0	0.258	0.619	0.265	4.79-20.0	0.113	0.621	0.234
2.44- 4.88	0.250	0.292	0.313	2.45- 4.81	0.082	0.293	0.179	2.45- 4.79	0.039	0.291	0.129
1.65- 2.49	0.156	0.179	0.319	1.63- 2.45	0.104	0.177	0.375	1.62- 2.45	0.034	0.180	0.239
0.96- 1.65	0.211	0.235	0.328	0.94- 1.63	0.110	0.239	0.293	0.94- 1.62	0.084	0.236	0.456
0.42- 0.95	0.395	0.359	0.402	0.47- 0.94	0.418	0.350	0.759	0.42- 0.94	0.261	0.350	0.952
0.10- 0.42	0.984	0.623	0.579	0.10- 0.42	0.599	0.623	0.612	0.10- 0.42	0.261	0.623	0.535
$M_T = 2.73 \text{ mg m}^{-3}$				$M_T = 1.57 \text{ mg m}^{-3}$				$M_T = 0.73 \text{ mg m}^{-3}$			
26/10-79				29/10-79							
4.81-20.0	0.177	0.619	0.351	4.81-20.0	0.545	0.619	0.511				
2.45- 4.81	0.058	0.293	0.241	2.45- 4.81	0.163	0.293	0.322				
1.63- 2.45	0.029	0.177	0.200	1.63- 2.45	0.133	0.177	0.435				
0.94- 1.63	0.053	0.239	0.275	0.94- 1.63	0.015	0.239	0.037				
0.42- 0.94	0.214	0.350	0.750	0.42- 0.94	0.314	0.350	0.521				
0.10- 0.42	0.284	0.623	0.559	0.10- 0.42	0.553	0.623	0.515				
$M_T = 0.82 \text{ mg m}^{-3}$				$M_T = 1.72 \text{ mg m}^{-3}$							

$\Delta M_i$  = vekt av partikler på  $i$ te impaktortrinn

$$\Delta \log D_i = \log \frac{ECD_{i-1}}{ECD_i}$$

$M_T$  = Totalvekt av partikler (Trinn 1-5 pluss bunfilter)

ECD = Effektiv "cut-off" diameter

Tabell A4: (b) Data for masse-størrelsesfordelingshistogrammer av luftbårne partikler basert på resultatene fra Sierra høy-volum kaskadeimpaktor.

Intervall, $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Intervall, $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Intervall, $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$
7.32-20.0	0.268	0.437	0.294	7.32-20.0	0.208	0.637	0.279	7.32-20.0	0.083	0.437	0.182
3.05- 7.32	0.295	0.380	0.372	3.05- 7.32	0.177	0.380	0.272	3.05- 7.32	0.055	0.380	0.138
1.53- 3.05	0.153	0.300	0.244	1.53- 3.05	0.092	0.300	0.179	1.53- 3.05	0.039	0.300	0.123
0.97- 1.53	0.107	0.198	0.258	0.97- 1.53	0.090	0.198	0.266	0.97- 1.53	0.052	0.198	0.253
0.51- 0.97	0.002	0.279	0.175	0.51- 0.97	0.179	0.279	0.374	0.51- 0.97	0.216	0.279	0.741
0.10- 0.51	1.131	0.706	0.789	0.10- 0.51	0.965	0.706	0.799	0.10- 0.51	0.598	0.706	0.813
$M_T = 2.06 \text{ mg m}^{-3}$											
$M_T = 1.71 \text{ mg m}^{-3}$											
7.13-20.0	0.142	0.448	0.272	7.13-20.0	0.415	0.448	0.373	7.13-20.0	0.415	0.448	0.373
2.97- 7.13	0.073	0.380	0.169	2.97- 7.13	0.259	0.380	0.373	2.97- 7.13	0.259	0.380	0.373
1.49- 2.97	0.056	0.300	0.164	1.49- 2.97	0.147	0.300	0.197	1.49- 2.97	0.147	0.300	0.197
0.94- 1.49	0.059	0.200	0.257	0.94- 1.49	0.125	0.200	0.252	0.94- 1.49	0.125	0.200	0.252
0.50- 0.94	0.100	0.274	0.320	0.50- 0.94	0.228	0.274	0.335	0.50- 0.94	0.228	0.274	0.335
0.10- 0.50	0.713	0.699	0.892	0.10- 0.50	1.306	0.699	0.753	0.10- 0.50	1.306	0.699	0.753
$M_T = 1.14 \text{ mg m}^{-3}$											
$M_T = 2.48 \text{ mg m}^{-3}$											

$\Delta M_i$  = vekt av partikler på  $i^{\text{te}}$  impaktortrinn

$\Delta \log D_i = \log \frac{ECD_{i-1}}{ECD_i}$

$M_T$  = Totalvekt av partikler (Trinn 1-5 pluss bunnfilter)

ECD = Effektiv "cut-off" diameter

VEDLEGG B  
SF<sub>6</sub> TESTS AT KVÆRNER BRUG A/S  
AV  
V. VITOLS OG R. HEGGEN

SF<sub>6</sub> TESTS AT KVÆRNER BRUG A/S

INTRODUCTION

Ventilation of contaminated air in an enclosed space would be simple, if the ventilating air could enter it without turbulence in a laminar flow fashion, and displace the contaminated air in a piston-like manner. The air volume needed for complete exchange of air then would equal the volume of the space. In reality, however, the introduced air mixes with the contaminated air and after one air change a diluted mixture of fresh and contaminated air remains.

Provided the mixing of air is complete and continual, the kinetics of the decrease in concentration of the contaminants are those of a first-order reaction:

$$- \frac{dC}{dt} = \frac{QC}{V}, \quad (1)$$

and the rate of air change, as well as the decay of the contaminant with time, can be calculated from:

$$\ln \frac{C_0}{C} = - \frac{Qt}{V} = - \frac{t}{T} = - Nt, \quad (2)$$

$$\text{and } C = C_0 e^{-\frac{Qt}{V}} = C_0 e^{-t/T} = C_0 e^{-Nt} \quad (3)$$

Here: C<sub>0</sub> = initial concentration of contaminant,  
C = concentration of contaminant at time t,  
t = time period  
Q = volume of air introduced per unit time,  
V = total volume of the enclosed space,  
T = characteristic concentration decay constant,  
N = number of air changes per unit time.

In practice perfect mixing is seldom if ever attained, and the rates of decay of contaminant concentration will not necessarily be logarithmic, nor will the concentrations and the decay rates be the same in all parts of the enclosed space.

In enclosed spaces of complex geometry, with obstructions to ventilation air flow and incomplete mixing and stagnation, air flow patterns are difficult, and often impossible, to determine with conventional air velocity measuring techniques. The air movements, however, can be studied if the air is "labelled" with a tracer of some kind. Appropriate substances for this purpose should:

- (a) mix readily and evenly with air,
- (b) not be lost by adsorption, absorption or deposition,
- (c) be easily and accurately measured,
- (d) be harmless both to personnel and things, and
- (e) have low background concentration.

The use of tracers also allows the assessment of an experimental concentration decay constant,  $T_e$ , defined as the time in which the tracer concentration decreases by  $1/e$  (ca 36.8%). When substituted in Eqns. (2) or (3),  $T_e$  allows the estimation of an "effective" air change rate.

The application of tracer techniques for investigations of ventilation parameters is by no means new. More than a century ago Roscoe (1857) employed  $CO_2$  as a tracer, and in recent years various chemical tracer gases and the radioactive  $Kr85$  (cf., Lidwell and Lovelock 1946; Howland et al., 1960; Drivas et al., 1972) have been advocated for this purpose. Sulphur hexafluoride ( $SF_6$ ) has been used in Norway for building ventilation studies (Lamb, 1978a), as well as for a variety of other applications (cf., e.g., Lamb og Skogvold, 1978; Lamb, 1978b; Gotaas, 1979).  $SF_6$  is an inert, nontoxic colourless and odourless gas, and satisfies all the criteria for a tracer above. Background levels in Norway have been reported to be less than  $4 \cdot 10^{-13}$  parts  $SF_6$ /part air (de Bortoli and Peechio, 1976).

### Purpose of the study

The objective of this brief study was to demonstrate the application of SF<sub>6</sub> for tracing ventilation air movements and estimating the number of air changes in a large workshop hall.

### EXPERIMENTAL

#### Site of tracer tests

The SF<sub>6</sub> tracer tests were conducted in the hall of the mechanical workshop of Kværner Brug A/S in Oslo. The floorplan of the hall, shown in Figure 1, is of irregular shape, with the hall consisting of several sections. These, however, are not for the most part physically separated and, except for roof supports and a few partitions, the interior enclosed space of the hall is essentially open. The height of the roof varies somewhat with the section. It is the highest (ca 16.5 m) in the narrow and long (ca 150 m by 30 m) section along the west wall. Several large doors (large enough to admit railway cars) at various location of the hall are opened only infrequently to move in and out materials and fabricated items.

At present, provisions for general ventilation exist only in the narrow west section of the hall. Ventilation air is introduced around the periphery of the section through air ducts, spaced about 6 m apart, and "diffused" at low velocity (ca 0.3 m s<sup>-1</sup>) into the hall through screened enclosures at the floor level. The ventilation air mixes with the air in the hall and with the gaseous and particulate contaminants released at the numerous work stations by the fabricating processes. The air is eventually exhausted from the hall through a heat recovery system on the roof of the west section. The distribution of ventilation air is likely to be uneven because equipment, scaffolds and the very large work pieces interfere with free flow. Thorough and rapid mixing therefore could not be expected and pockets of stagnant air containing the released contaminants are likely.

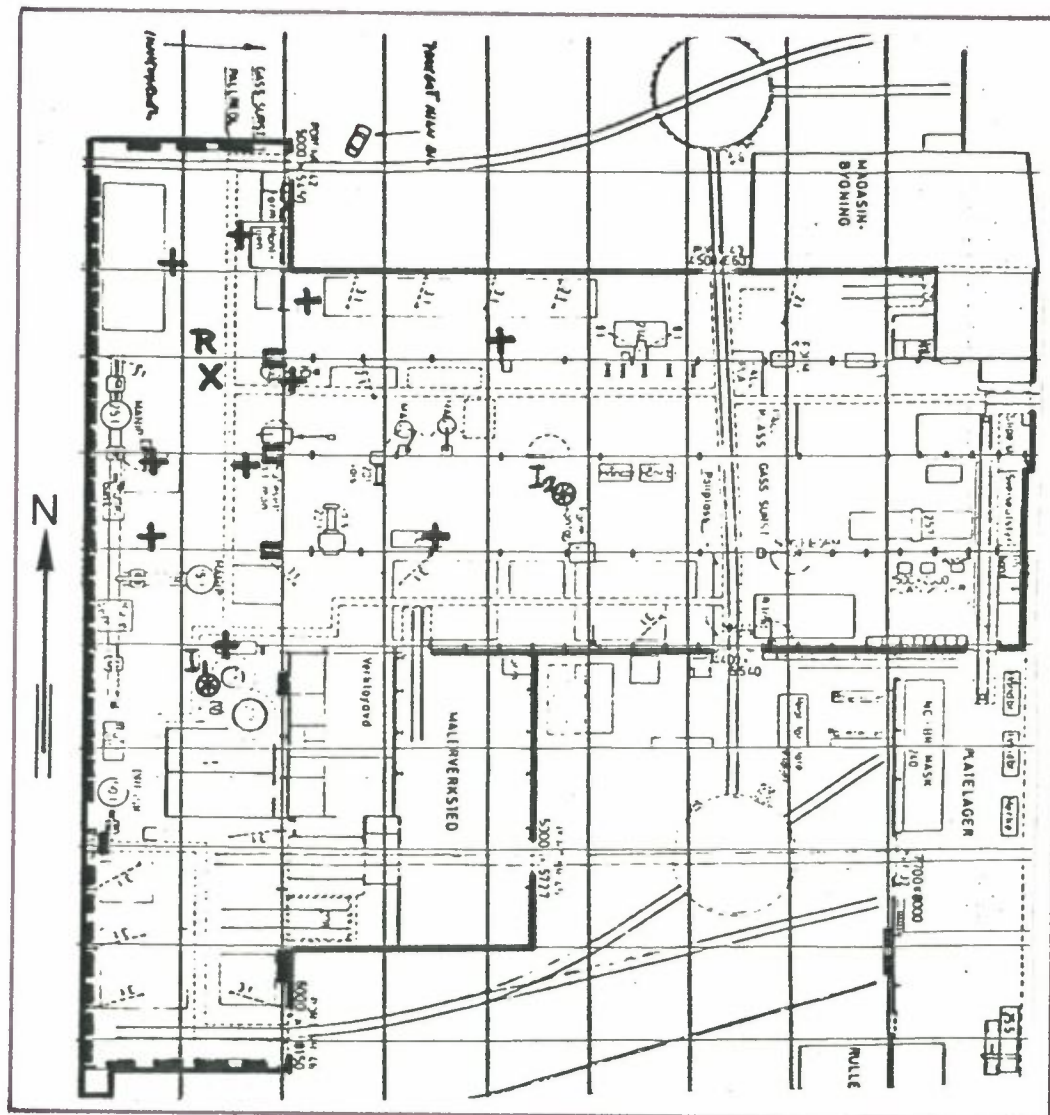


Figure 1: Floorplan of Kværner Brug A/S mechanical workshop.  
Ventilation air is supplied at the locations marked with heavy dashed lines.  
(X) SF<sub>6</sub> release R  
(+) 15-minute average samplers  
(⊗) instantaneous sampling points I<sub>1</sub> and I<sub>2</sub>  
Scale: ca 12 m to 1 cm.



### Test procedure

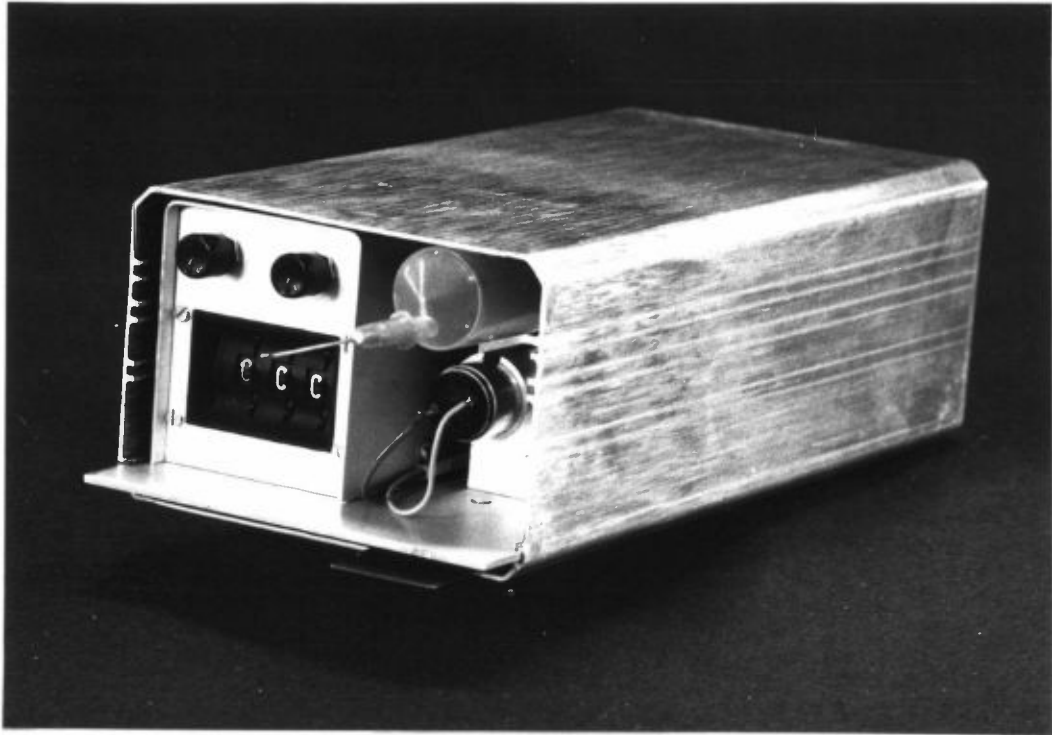
The tracer method generally involves instantaneous or continuous release of the tracer gas, collection of air samples (instantaneously or over a period of time) at various points and times using inexpensive, plastic syringes. The air samples are subsequently analysed by the rapid and very sensitive (concentrations as low as  $10^{-12}$  parts  $\text{SF}_6$ /parts of air) electron capture gas chromatography technique. (The experimental and analytical procedures have been described in detail by Lamb, 1978c.)

Two types of tests were performed to obtain data for:

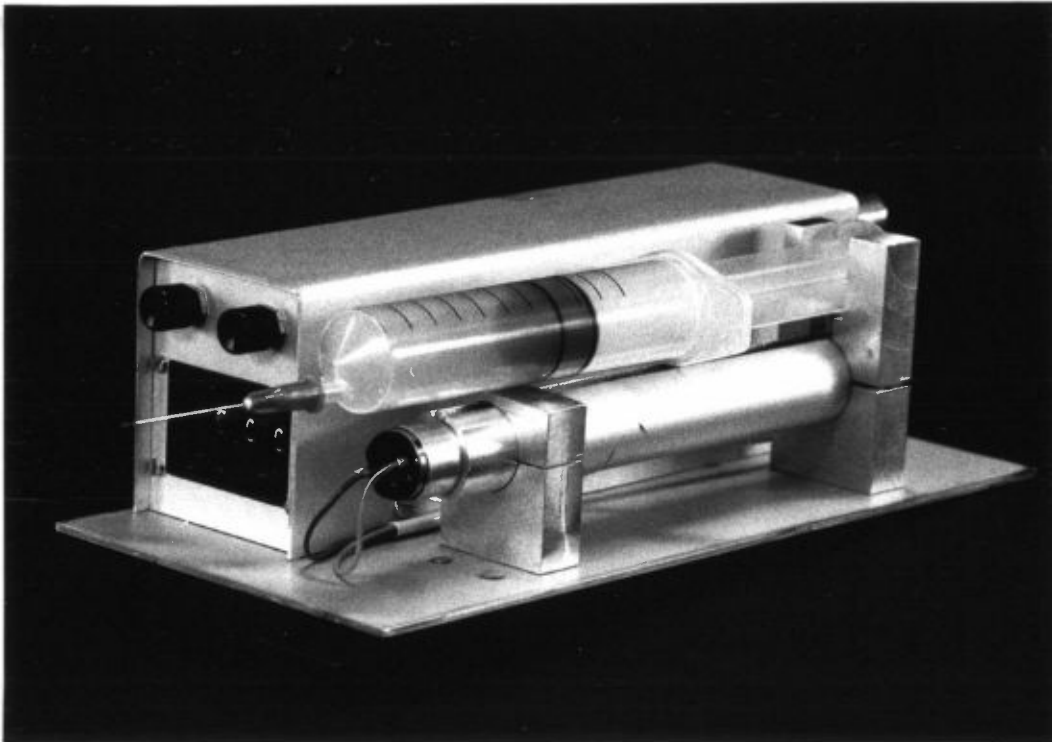
- (a) mapping the ventilation air distribution patterns in the hall;
- (b) determining the experimental decay constants of the tracer gas at two different locations in the hall.

For (a),  $\text{SF}_6$  was released from a compressed gas cylinder (equipped with a dual pressure regulator and rotameter type flowmeter) continuously at  $30 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$  about 1 m above floor level (location R, in Figure 1). Air samples were collected at 10 points (shown in Figure 1) by means of automatic, 15-minute average samplers (shown in Figure 2). The locations of the release and the sampling points were arbitrarily chosen to form approximately circular arrays at two distances from the release point, while at the same time utilizing existing surfaces for placement of the samplers at about 1 to 1.8 m above floor level.  $\text{SF}_6$  was released for a total of 75 minutes, during which time two separate runs of sampling (Tests 1 and 2), each of 15 minute duration, were made. Since the air samplers have provisions for pre-setting the start time of the sampling run, all ten samplers started and stopped sample withdrawal at the same time.

The sampling for (b) was done after the collection of the two sets of 15-minute average samples had been completed. The  $\text{SF}_6$  release was then stopped and manual samples drawn instantaneously



(a)



(b)

*Figure 2: The NILU automatic, battery-powered 15-minute average syringe sampler.*

*(a) a view of the sampler*

*(b) same with protective cover removed.*

and simultaneously in plastic syringes at the two locations  $I_1$  and  $I_2$  in Figure 1. The sampling commenced 5 minutes after the termination of the gas release and continued at 5-minute intervals until 20 samples were obtained at each station (Tests 3 and 4).

All collected samples were analysed in NILU's K-lab within 24 hours with an electron capture gas chromatograph specifically designed for this purpose. The analysed concentrations are considered accurate within  $\pm 10\%$  (Lamb, 1978c).

## RESULTS

To assess the ventilation air distribution patterns in the workshop hall, the results of Tests 1 and 2 are displayed as  $SF_6$  concentration isopleths in Figure 3 and 4, estimated from the measured concentrations at the 10 sampling points.

To estimate the effective air changes at the two locations of instantaneous sampling ( $I_1$  and  $I_2$ ), least-squares best-fits of the results of Tests 3 and 4 are shown as semi-log plots in Figure 5. The experimental decay constant,  $T_e$ , is obtained from the slope of the straight line portions of the decay curves. The characteristic decay constants are approximately 37 and 69 minutes for locations  $I_1$  and  $I_2$ , respectively. This means that it took this long for one air change to take place at these two locations.

Figures 3 and 4 indicate that the ventilation air distribution in the western portion of the workshop hall is far from uniform and that contaminant "pockets" of relatively high concentrations are likely to develop, if not necessarily in the same places. The flow of the ventilation air is weak, so that "upstream" and substantial lateral transport of contaminants from their sources appears to take place. Along the west hall, however, where most of the ventilation air enters the hall, the concen-



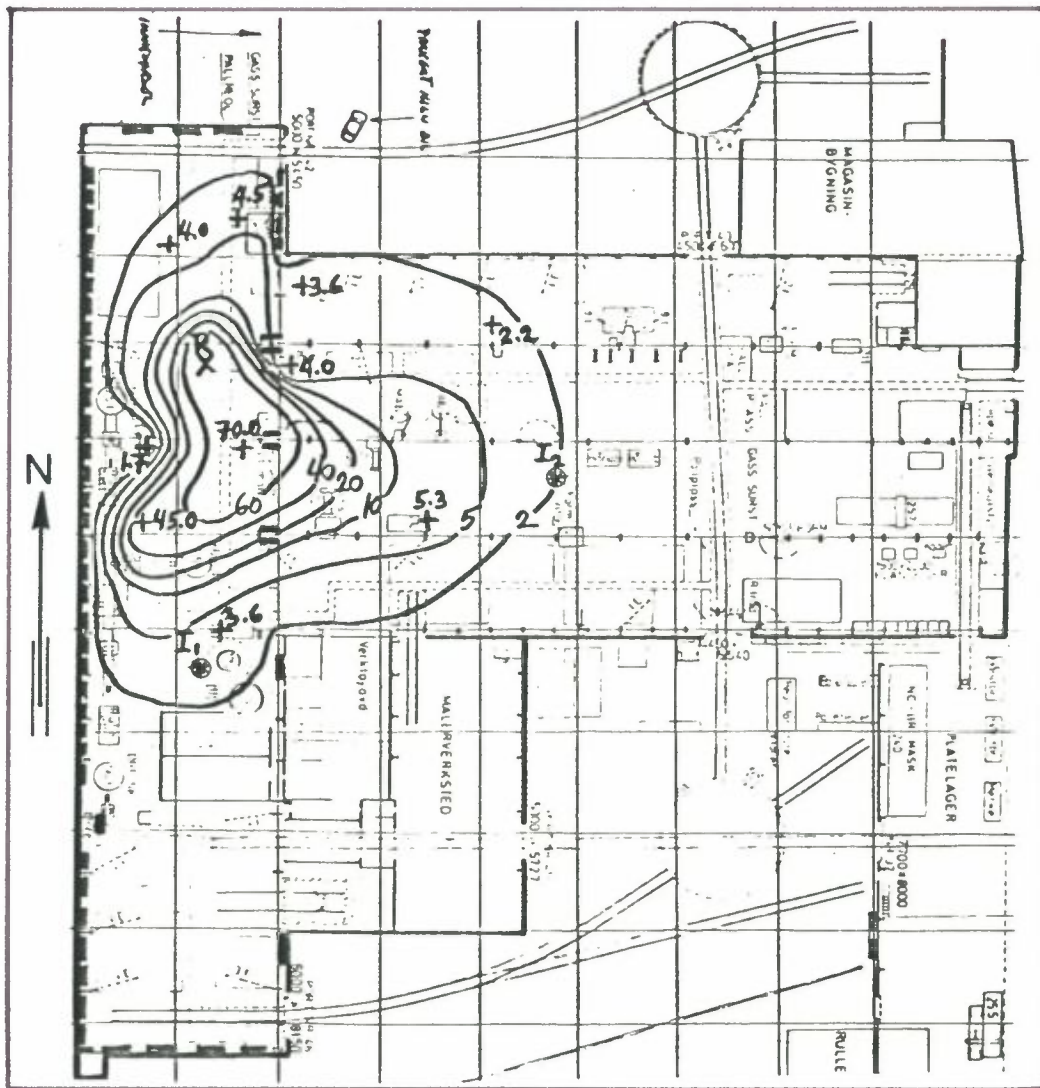


Figure 4: Estimated SF<sub>6</sub> concentration isolines in the workshop hall during Test 2. Measured 15-minute average concentrations are shown next to each sampling point (+). Concentrations are in units of 10<sup>-9</sup> parts SF<sub>6</sub> per part air.

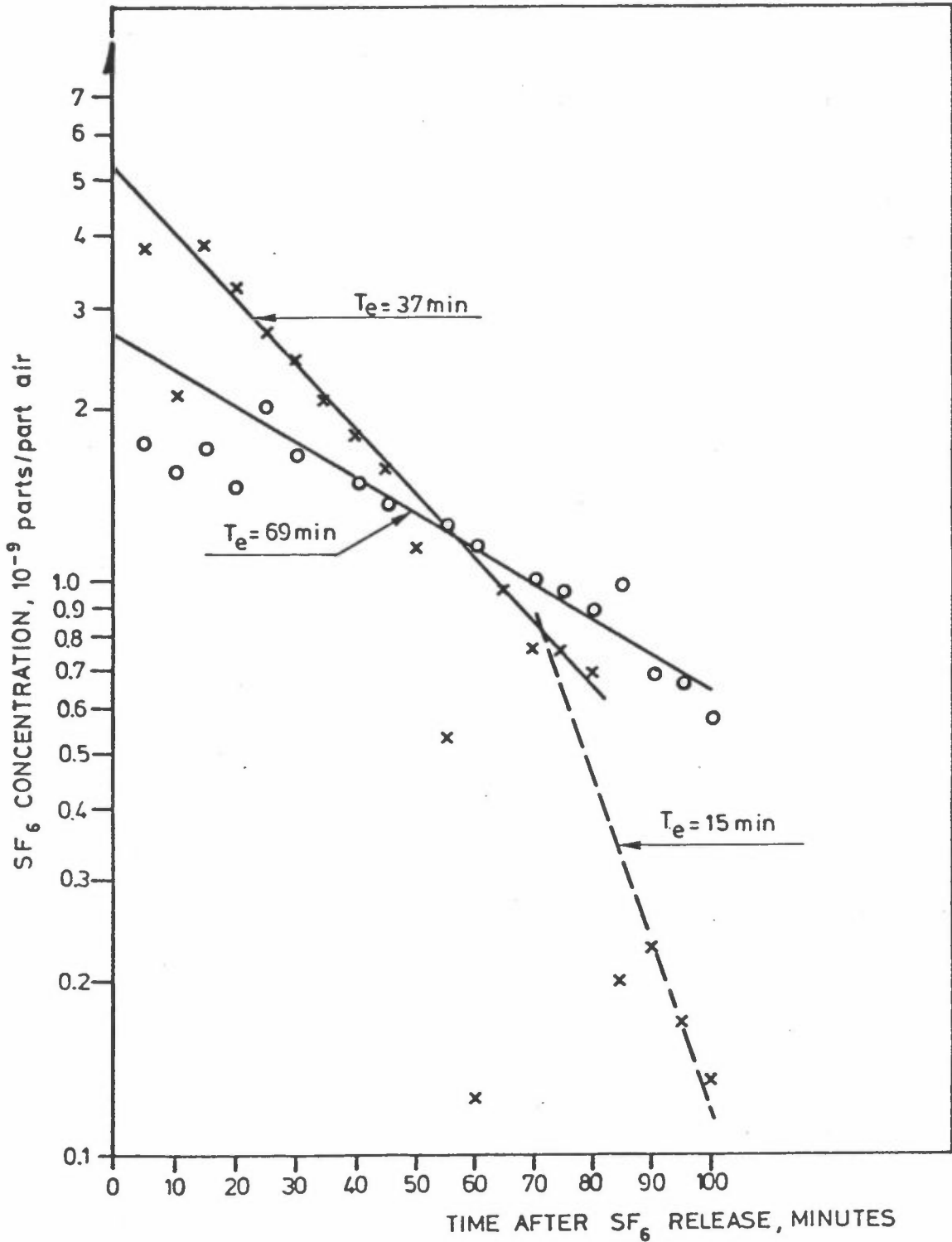


Figure 5: Instantaneous SF<sub>6</sub> concentrations after termination of release, concentration decay curves (least-squares best-fit), and estimated characteristic decay constants, T<sub>e</sub>

- × instantaneous sampling point I<sub>1</sub>
- instantaneous sampling point I<sub>2</sub>

tration gradients are quite sharp (as indicated by the closely-spaced isolines). Judging from the concentration distributions from only one release point, the general direction of the ventilation air movement is diagonally across the hall and, as expected, is not confined just to the western section of the hall.

The concentration decay plots in Figure 5 show that, upon termination of the tracer gas release, there appears to be an initial period of fluctuating concentrations in the slowly transported SF<sub>6</sub> cloud before the gas begins to decay. Once begun, however, the decay at both sampling locations was nearly exponential (as indicated by the straight line best-fit decay curves). At the instantaneous sampling location I<sub>1</sub> in the ventilated west section of the hall, (cf. Figure 1) there was evidence of sudden admixing of fresh air probably from an open door during the later portion of the test. After a few erratic values, the concentrations appeared to "recover", with the decay rate more rapid and one air change taking place about every 15 minutes. At sampling location I<sub>2</sub> in the non-ventilated section of the hall, the SF<sub>6</sub> concentrations were apparently not at all affected by this incursion of fresh air in the west section, indicating generally stagnant conditions.

Ventilation information supplied by Kværner Brug A/S personnel gives total ventilation air for the west section of the hall as 195 000 m<sup>3</sup>/h. The volume of the west section is ca 67 000 m<sup>3</sup>, while a very rough estimate would give about 172 000 m<sup>3</sup> for the open space of the entire hall. In theory, with complete and continuous mixing, the time for one air change can be calculated from the ventilation rate and the volume of the space (e.g., Q/V). This gives one theoretical air change taking place in the west section about every 21 minutes, as compared to about 37 minutes determined experimentally at location I<sub>1</sub>. Although realistically it cannot be assumed that under any conditions the ventilation air from the west section could mix evenly throughout the entire hall, one theoretical air change can be calculated to occur about



every 53 minutes. During Test 4, the air changed ca every 70 minutes at location I<sub>2</sub>. Still lower turnover could be expected in the even more stagnant east end of the hall.

### CONCLUSIONS

The results of a limited number of tests with SF<sub>6</sub> tracer gas, conducted in only a portion of a large industrial hall with numerous obstructions and only partial ventilation, showed that tracer techniques provide means for probing complex ventilation problems, not readily amenable to conventional tests.

The results confirmed that the distribution of contaminants released at the various work stations in the hall and the flow of ventilation air can vary considerably from place to place and from time to time, and that pockets of high contaminant concentrations may develop. Estimates of air changes from ventilation and building specifications can be grossly in error for enclosed spaces of this type, because air change rates in the various sections of the building are different.

To map in greater detail ventilation air patterns and estimate effective air changes in all sections of the hall, more SF<sub>6</sub> release points (to simulate the multiple contaminant sources) and more sampling points would be required. Because of the relatively simple equipment and inexpensive supplies used for the tracer tests, the additional costs due to the increased requirements would, however, be moderate. The tests schedule could be optimized and costs still further reduced by analysing the collected air samples with portable electron capture gas chromatographs right at the location of the tests.



REFERENCES

- de Bortoli, M. and Beechio, E. (1976) Measurement of some halogenated compounds in air over Europe. *Atmos. Environ.* 10, 921-923.
- Drivas, P.J., Simmonds, P.G. and Shair, F.H. (1972) Experimental characterization of ventilation systems in buildings. *Environ. Sci. Technol.* 6, 609-613.
- Gotaas, Y. (1979) Spredning av sporstoff fra Tingstadtunnelen, Gøteborg. NILU OR 46/79, Norsk institutt for luftforskning, 2001 Lillestrøm.
- Howland, A.H., Kimber, D.E. and Littlejohn, R.F. (1960) Measurements of air movements in a house using a radioactive tracer gas. *J.I.V.E.* 28, 57-71.
- Lamb, B.K. og Skogvold, O.F. (1978) Nedslaget av forurensninger i turbulens-området bak en aluminiumhall. NILU TN 9/78, Norsk institutt for luftforskning, 2001 Lillestrøm.
- Lamb, B.K. (1978a) A tracer investigation of a laboratory ventilation system. NILU TN 8/78, Norsk institutt for luftforskning, 2001 Lillestrøm.
- Lamb, B.K. (1978b) A tracer investigation of pollutant dispersion in an urban street canyon. NILU TN 2/78. Norsk institutt for luftforskning, 2001 Lillestrøm.
- Lamb, B.K. (1978c) Development and application of dual atmospheric tracer technique for the characterization of pollutant transport and dispersion. Ph. D. thesis, California Institute of Technology, Pasadena, CA, U.S.A.
- Lidwell, O.M. and Lovelock, J.E. (1946) Some methods of measuring ventilation. *J. Hyg.* 44, 326-332.
- Roscoe, H.E. (1857) Report on the chemical relations of ventilation. Appendix to General Board of Health Report, U.K.



VEDLEGG C

KVÆRNER BRUG A/S  
CHEMICAL CHARACTERIZATION OF PARTICULATES  
BY  
V. VITOLS

## INTRODUCTION

It was recognized some time ago (e.g., 1) that for the welding shop environment an occupational health standard based only on total or even respirable fraction of welding fume concentration was inadequate to protect the health of the workers. Recent standards (e.g., 2,3), therefore, take into account the potential effects of specific chemical species in a mixed welding fume to derive hygienic limit values.

In addition to the results of gravimetric evaluations of airborne dust at the Kværner Brug A/S mechanical workshop, reported in the main body of this report, selected samples of particulates were analysed for eight metal constituents: Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb and Cd. With the exception of Fe\*, these elements, in sufficiently high concentrations or doses, are considered potentially hazardous to health. The samples were chosen to represent one "light" (25/10/79) and one "heavy" (29/10/79) sampling period, based on the results of the gravimetric analyses.

All the chemical analyses were done at NILU's K-lab by flame (Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni) and flame-less (Cd, Pb) atomic absorption techniques. To obtain solution aliquots for the analyses, the particulate sample substrates, filters and appropriate blanks were boiled in 1:1 HNO<sub>3</sub>, followed by dilution with distilled water.

## RESULTS AND DISCUSSION

The results of the chemical analyses of the two-filter (TFS), Andersen (AS), and Sierra high-volume cascade impactor (HV/S) samplers are tabulated in Tables 1 through 4, and shown graphically in terms of cumulative mass-size distributions in Figure 1 through 8, and as mass-size histograms in Figures 1 through 16.

---

\* Fe is known to produce siderosis, a benign pneumoconiosis.

(Detailed data from which Figures 1 through 16 were plotted, are given in Tables C1 through C4 in the Appendix.)

For the AS and HV/S, the respirable and nonrespirable fractions were calculated by weighting the measured mass-size distributions according to the ACGIH penetration curve (cf Figure 1 in main text). The corresponding fractions for the TFS are those collected on the backup filter and the Nuclepore (NPF) prefilter, respectively.

No reliable results from measurements with the personal sampler can be presented, because for several of the elements the very small respirable fractions collected during the relatively short sampling periods were equal to or less than the respective amounts of impurities in the filter blanks.

#### Mass concentrations

The respirable, nonrespirable and total mass concentrations listed in Table 1, show that on the "light" day (25/10) the cascade impactor-measured respirable fractions were in excess of 80% for all the analysed metals (more than 90% for Mn, Cu, Pb and Cd). The corresponding TFS results were for the most part in the 70-80% range, and the actual respirable fractions are likely to fall between the TFS and the impactor values.

The mass concentrations of most of the analysed elements on the "heavy" day (29/10) were at least double those of the "light" day, consistent with the approximately twofold increase in the overall airborne particle concentrations on the corresponding days. The exceptions were Pb, Cu and Cd, which remained at essentially the same concentrations during both sampling periods. The TFS results for 29/10 on the respirable and nonrespirable fractions are clearly in error, due to almost complete clogging of the NPF (as pointed out in Section 5.1 of the main text).

Table 1: Respirable, nonrespirable and total concentrations,  $\mu\text{g m}^{-3}$ , of the various elements in airborne particles, as measured by Andersen (AS), Sierra high-volume cascade impactor (HV/S), and two-filter (TFS) samplers at Kvernner Brug A/S mechanical workshop on 25/10 and 29/10, 1979. NR = nonrespirable; R = respirable; T = total.

Date	Type of dust	Fe			Mn			Cu			Zn						
		NR	R	T	%R	NR	R	T	%R	NR	R	T	%R				
25/10	AS	26.1	157.6	185.7	84.9	1.1	26.41	27.5	96.0	0.05	4.12	4.17	98.8	0.42	3.01	3.43	87.8
	HV/S	22.7	185.5	208.2	89.1	0.97	27.15	28.12	96.5	0.18	2.51	2.69	93.2	0.60	4.52	5.12	88.2
	TFS	22.1	80.0	112.1	71.4	4.0	11.9	15.9	74.8	0.58	2.1	2.68	78.4	0.38	0.90	1.28	70.3
25/10	AS	0.15	0.68	0.83	82.2	0.46	1.63	2.09	78.0	0.08	0.83	0.91	91.7	0.42	15.72	16.14	97.4
	HV/S	0.13	0.73	0.86	85.2	0.35	1.54	1.89	81.4	0.05	0.86	0.91	94.1	0.41	6.66	7.07	94.2
	TFS	0.11	0.34	0.45	75.6	0.20	0.56	0.76	73.7	0.21	0.48	0.69	69.6	1.5	13.1	14.6	89.7
29/10	AS	115.7	355.	471.4	75.4	2.0	30.4	32.4	93.9	0.02	5.45	5.37	99.6	3.19	7.15	10.34	69.9
	HV/S	106.8	442.6	549.4	80.6	1.8	29.6	31.4	94.1	0.29	4.91	5.20	94.4	2.95	13.15	15.10	81.7
	TFS	551.0	27.6	578.6	4.8	21.1	5.9	28.0	21.1	3.93	0.26	4.19	6.2	15.4	(-)	=15.4	(-)
29/10	AS	0.29	1.48	1.77	83.5	0.69	2.31	3.00	76.9	0.16	0.78	0.94	82.7	3.65	10.77	14.42	74.7
	HV/S	0.40	1.64	2.04	80.6	0.78	2.65	3.43	77.2	0.23	0.96	1.19	80.9	3.75	12.66	16.41	77.1
	TFS	3.4	0.08	3.48	2.3	3.9	0.16	4.06	3.9	0.89	0.11	1.00	11.0	13.6	2.6	16.2	16.0

\* Concentrations in  $\text{ng m}^{-3}$   
 (-) sample  $\leq$  blank

The AS and HV/S results in Table 1 show that Fe and Zn had substantially higher concentrations and a generally increased proportion of coarser, mainly nonrespirable particles on the "heavy" day (cf also Figures 9 and 12). On the other hand, the proportion of respirable/nonrespirable fractions changed little for Mn, Cu, Cr and Ni, with only modest concentration increases. The total concentration of Pb and Cd remained practically unchanged but on the "heavy" day the respirable fraction of Cd decreased appreciably (cf also Figure 16).

Table 2 gives the relative proportions of respirable/nonrespirable fractions of the elements in airborne particles. The sum of the total concentrations of the various metals in the samples of TFS, AS and HV/S accounted for approximately  $\leq 1/3$  of the total dust loading in the workshop air during the two sampling periods. The sum of the respirable fractions of the metals had a higher share (by a few percent) of the total on the "heavy" day. It should be, however, remembered in such an accounting that at least the welding fume portion of the airborne particles is likely to consist of oxides and other complex compounds of the different metals, rather than the "pure" elements themselves (4,5). If, however, the main constituents in the workshop air, Fe and Mn, were assumed to exist as the oxides  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  and  $\text{MnO}$ , respectively, the share of the measured metals would only increase by a few percent. Thus, substantial sources of other dust must be present. It could be speculated that, in addition to the ever-present, nonspecific dirt of organic and inorganic origins, welding/flame-cutting and grinding/polishing operations produce particles, which are of different chemical composition than the selected elements, and/or are incompletely extracted by the  $\text{HNO}_3$  pre-analytical treatment. Earlier analysis of the chemical composition of welding fume in the Kværner workshop\* has shown that, depending on the type of welding electrodes used, fluorides could account from 9 to 22% of the total welding fume concentration. Other constituents frequently found in welding shop

---

\* Unpublished data, November 1977, supplied by Kværner Brug A/S personel.

Table 2: Mass concentration fractions of total (T), nonrespirable (NR), and respirable (R) elements in airborne (AB) dust, as measured by Andersen (AS), Sierra high-volume cascade impactors (HV/S), and two-filter (TFS) samplers at Kværner Brug A/S mechanical workshop on 25/10 and 29/10, 1979.

Date	Type of dust	(T)-(AB) $\mu\text{g m}^{-3}$	Sum(T)-elements $\mu\text{g m}^{-3}$	% (T)-elements of (T)-(AB)
	Sampler			
25/10	AS	780	227	28.8
	HV/S	1040	248	23.8
	TFS	610	134	21.9
Date	Type of dust	(NR)-(AB) $\mu\text{g m}^{-3}$	Sum(NR)-elements $\mu\text{g m}^{-3}$	% (NR)-elements of (T)-(NR)-(AB)
	Sampler			
25/10	AS	90	30	33.7
	HV/S	100	25	25.0
	TFS	190	37	19.8
Date	Type of dust	(R)-(AB) $\mu\text{g m}^{-3}$	Sum(R)-elements $\mu\text{g m}^{-3}$	% (R)-elements of (T)-(R)-(AB)
	Sampler			
25/10	AS	690	194	28.2
	HV/S	940	223	23.7
	TFS	420	96	22.9
Date	Type of dust	(T)-(AB) $\mu\text{g m}^{-3}$	Sum(T)-elements $\mu\text{g m}^{-3}$	% (T)-elements of (T)-(AB)
	Sampler			
29/10	AS	1730	525	30.4
	HV/S	2480	609	24.5
	TFS	1760	635	36.1
Date	Type of dust	(NR)-(AB) $\mu\text{g m}^{-3}$	Sum(NR)-elements $\mu\text{g m}^{-3}$	% (NR)-elements of (T)-(NR)-(AB)
	Sampler			
29/10	AS	450	122	27.1
	HV/S	490	114	23.3
	TFS	1610	600	37.2
Date	Type of dust	(R)-(AB) $\mu\text{g m}^{-3}$	Sum(R)-elements $\mu\text{g m}^{-3}$	% (R)-elements of (T)-(NR)-(AB)
	Sampler			
29/10	AS	1280	403	31.5
	HV/S	1990	496	24.9
	TFS	150	34	22.7



air include K, Si, Ca, Na, Ti and Al (4,5). Substantial quantities of particles from the wear of abrasives can be expected to become airborne during grinding and polishing of the workpieces. These for the most part are likely to consist of silicon carbide, and were not accounted for by the analyses performed.

Table 3 lists total, nonrespirable, and respirable fractions of all the various elements relative to the total airborne dust. As would be expected, Fe is the major constituent in welding workshop air (6), ranging from about 20 to 27% of the total, which is comparable to  $Fe_2O_3$  content in Kværner workshop welding fume. Additional Fe would be generated by torch-cutting, and by metal grinding and polishing operations.

The next highest element in airborne concentrations was Mn, accounting for ca 1.5 to 4%. This again is within the range of welding fume composition (ca 2-6%).

The remaining metals accounted for < 2% of the total dust. Certain types of electrodes generate up to 4% Cr in welding fumes, but Cu, Zn, Ni, Pb and Cd are only minor constituents of welding electrodes and wires. Zn, Cr and Cd, however, are also used in rustproofing coatings of steel. Cu, Cr and Ni together accounted for < 1% in airborne particles on both days.

#### Mass-size distributions

As pointed out in Section 5.1 of the main body of this report, the sampling periods used were almost in all cases too long for the TFS, as well as the AS and HV/S to perform in sufficiently ideal manner. Clogging of the NPF prefilter for the TFS, and possible large particle bounce in the AS, but especially in the HV/S are again evident from the results in Table 1, particularly for the "heavy" day. As was the case with the gravimetric mass-size distributions for the total airborne dust, the mass-size distributions for the different chemical constituents for the

Table 3: Elemental composition of airborne particles, in percent of total dust, as measured by Andersen (AS), Sierra high-volume cascade impactor (HV/S), and two-filter (TFS) samplers at Kværner Brug A/S mechanical workshop on 25/10, 1979.

NR : nonrespirable  
 R : respirable  
 T : total

Date	Type of dust Element Sampler	% NR	% P	% T	% NR	% R	% T
		Fe			Mn		
25/10	AS	3.6	20.2	23.8	0.1	3.4	3.5
	HV/S	2.2	17.8	20.0	0.1	2.6	2.7
	TFS	5.3	13.1	18.4	0.6	2.0	2.6
Cu			Zn				
25/10	AS	< 0.1	0.5	< 0.6	<0.1	0.4	< 0.5
	HV/S	< 0.1	0.2	< 0.3	<0.1	0.4	< 0.5
	TFS	0.1	0.3	0.4	<0.1	< 0.2	0.2
Cr			Ni				
25/10	AS	< 0.1	< 0.1	0.1	<0.1	0.2	< 0.3
	HV/S	< 0.1	< 0.1	0.1	<0.1	< 0.2	< 0.2
	TFS	< 0.1	< 0.1	< 0.1	<0.1	< 0.1	0.1
Pb			Cd				
25/10	AS	< 0.1	0.1	0.1	<0.001	< 0.002	0.002
	HV/S	< 0.1	< 0.1	< 0.1	<0.001	< 0.001	< 0.001
	TFS	< 0.1	< 0.1	0.1	<0.001	0.002	0.002
Fe			Mn				
29/10	AS	6.7	20.5	27.2	0.1	1.8	1.9
	HV/S	4.4	17.8	22.2	<0.1	1.2	< 1.3
	TFS	31.3	1.6	32.9	1.2	0.4	1.6
Cu			Zn				
29/10	AS	< 0.1	0.3	0.3	0.2	0.4	0.6
	HV/S	< 0.1	0.2	0.2	0.1	0.5	0.6
	TFS	0.2	< 0.1	0.2	0.9	0	0.9
Cr			Ni				
29/10	AS	< 0.1	< 0.1	0.1	<0.1	0.1	< 0.2
	HV/S	< 0.1	< 0.1	< 0.1	<0.1	0.1	< 0.2
	TFS	0.2	< 0.1	0.2	0.2	< 0.1	0.2
Pb			Cd				
29/10	AS	< 0.1	< 0.1	< 0.1	<0.001	< 0.001	< 0.001
	HV/S	< 0.1	< 0.1	< 0.1	<0.001	< 0.001	< 0.001
	TFS	< 0.1	< 0.1	< 0.1	<0.001	< 0.006	< 0.001

HV/S are shifted towards the smaller particle sizes in relation to those from the AS (cf Figures 1 through 16). The qualitative agreement between the shapes of distribution curves determined by the two impactors is, nevertheless, very good, so that there is little doubt about the nature of the distributions. The mass median diameters (equivalent aerodynamic), MMD, for the various metals, estimated by inspection (MMD = 50% size) from Figures 1 through 8 and tabulated in Table 4, are uncertain, however, because of the biased distributions due to the suspected bounce-off. Furthermore the MMD estimates imply the assumption of log-normal mass-size distributions (straight-line cumulative distributions curves), which some were clearly not (cf Figures 1 through 8). Figures 9 through 16 show that, with the possible exception of Mn and Cu, the mass-size histograms exhibited bimodal features, suggesting a mix of two different particle populations. In such cases, the MMD for the distributions is only a kind of "average" between the fine and coarse modes, and, therefore, has no clear-cut physical significance.

The mass-size distribution of Fe-containing particles appear to be bimodal (cf Figure 9), with the mechanical grinding and polishing processes probably generating most of the coarse particles on the "heavy" day. Electron microscopy of welding fume (4) has shown, however, that two types of condensation particles are usually produced: a relatively few, individual, spherical particles of estimated equivalent aerodynamic size as large as ca 50  $\mu\text{m}$ , and much more numerous, submicrometre-sized (ca 0.1-0.4  $\mu\text{m}$ ) single particles which readily form aggregates of ca 0.5 to 1.5  $\mu\text{m}$  in length. Thus, welding (and probably also torch-cutting) fume particles of varying chemical composition at least partly can contribute to the coarse particle fraction.

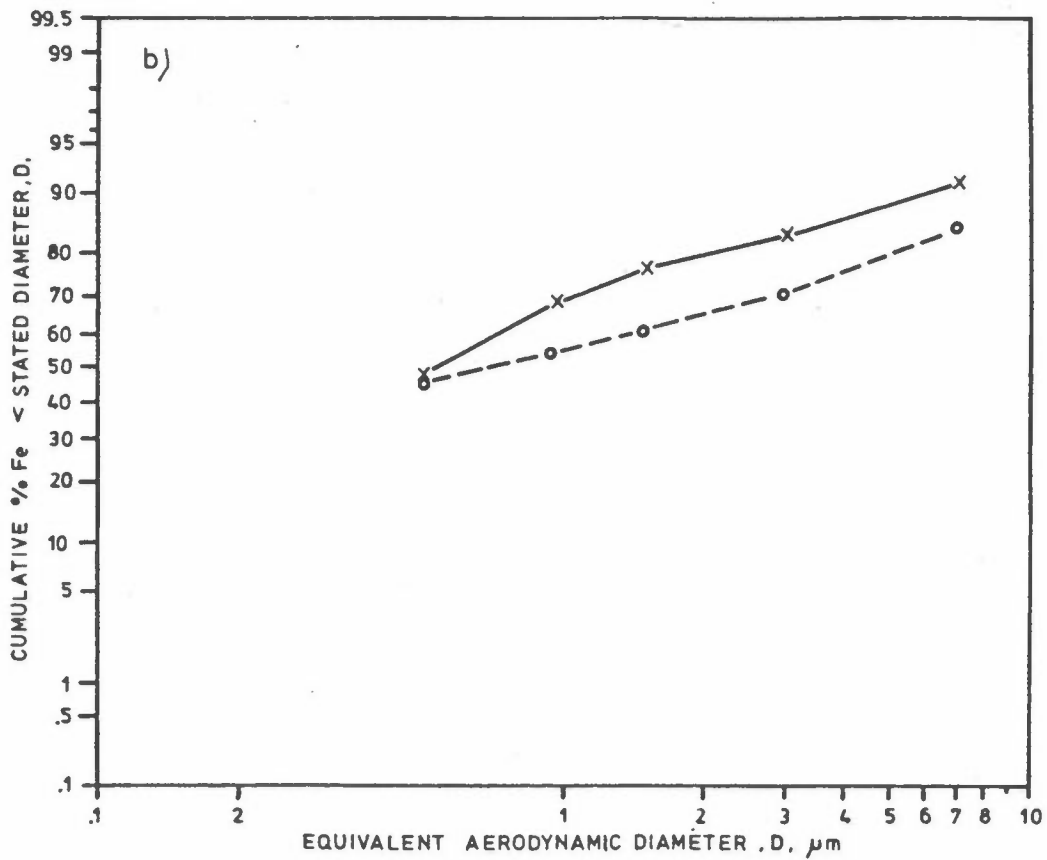
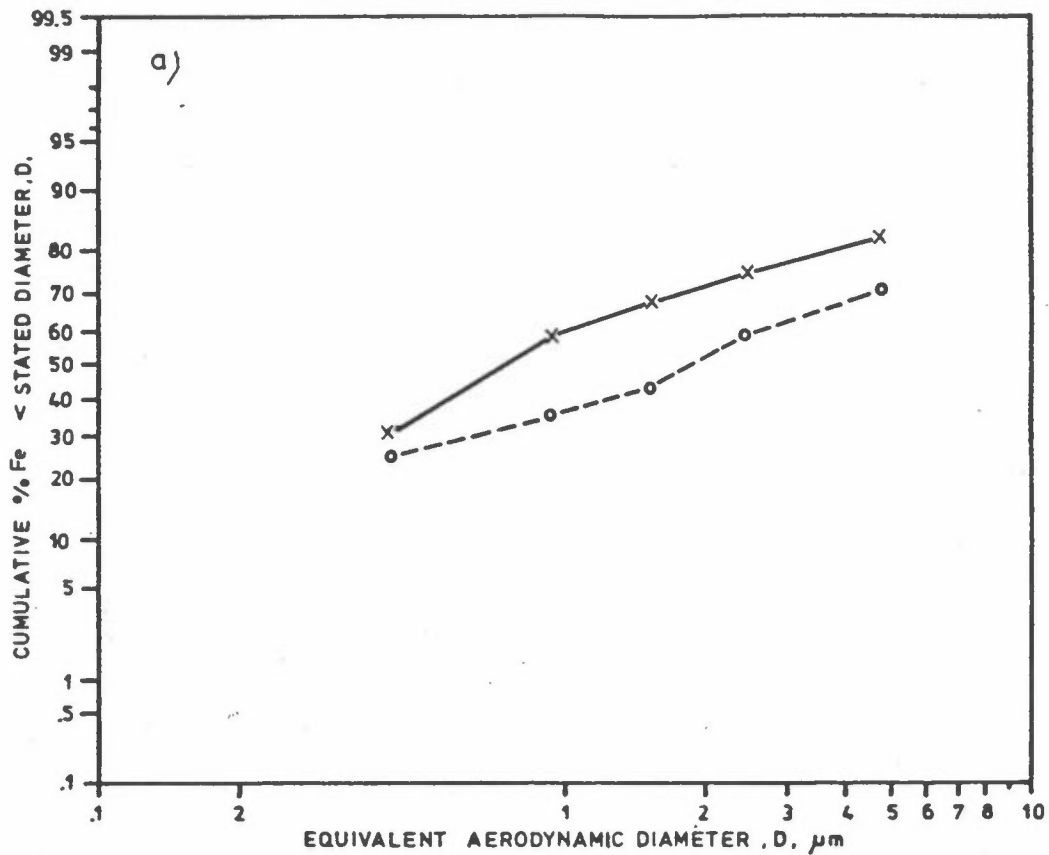


Figure 1: Cumulative mass-size distributions of Fe-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

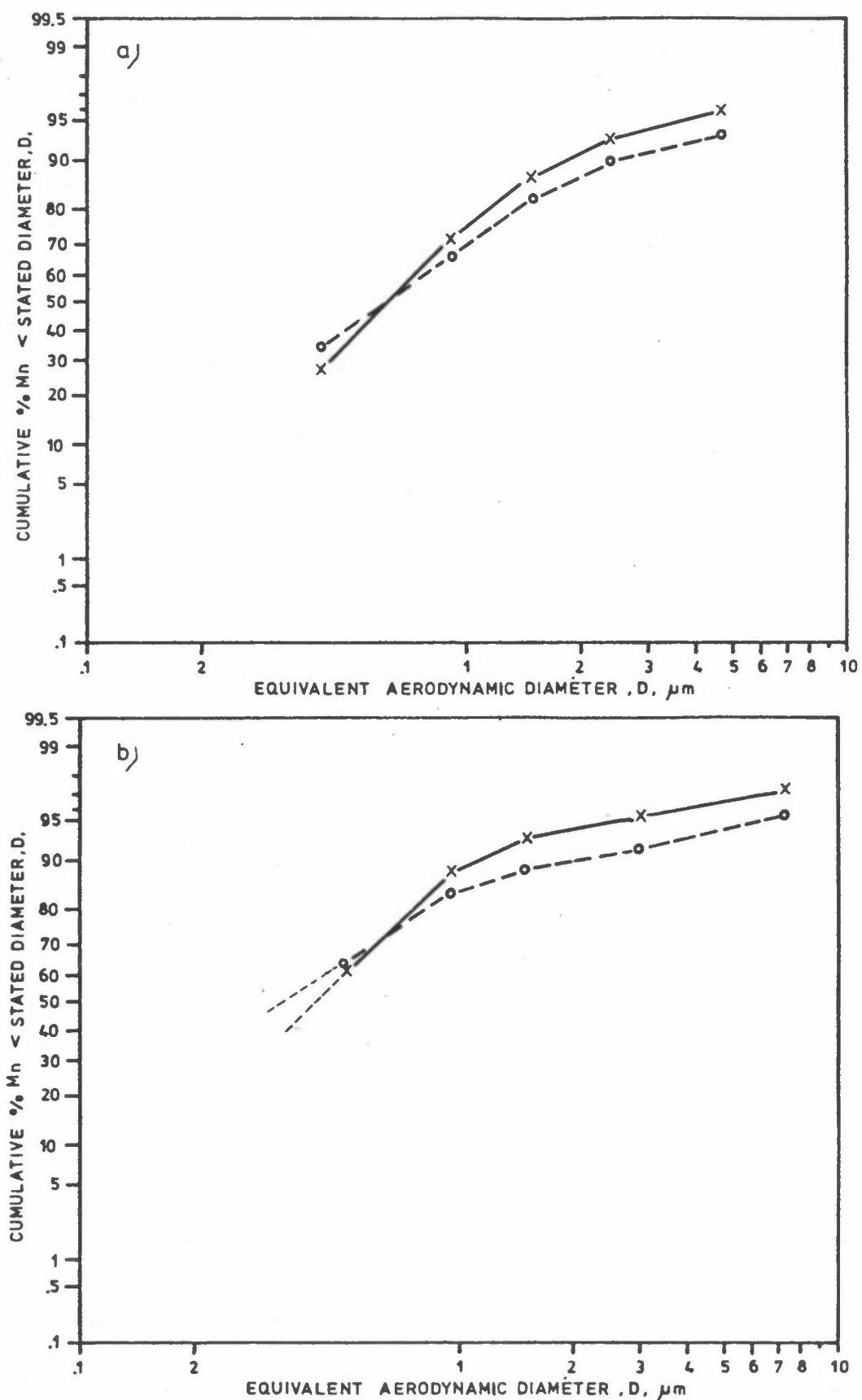


Figure 2: Cumulative mass-size distributions of Mn-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

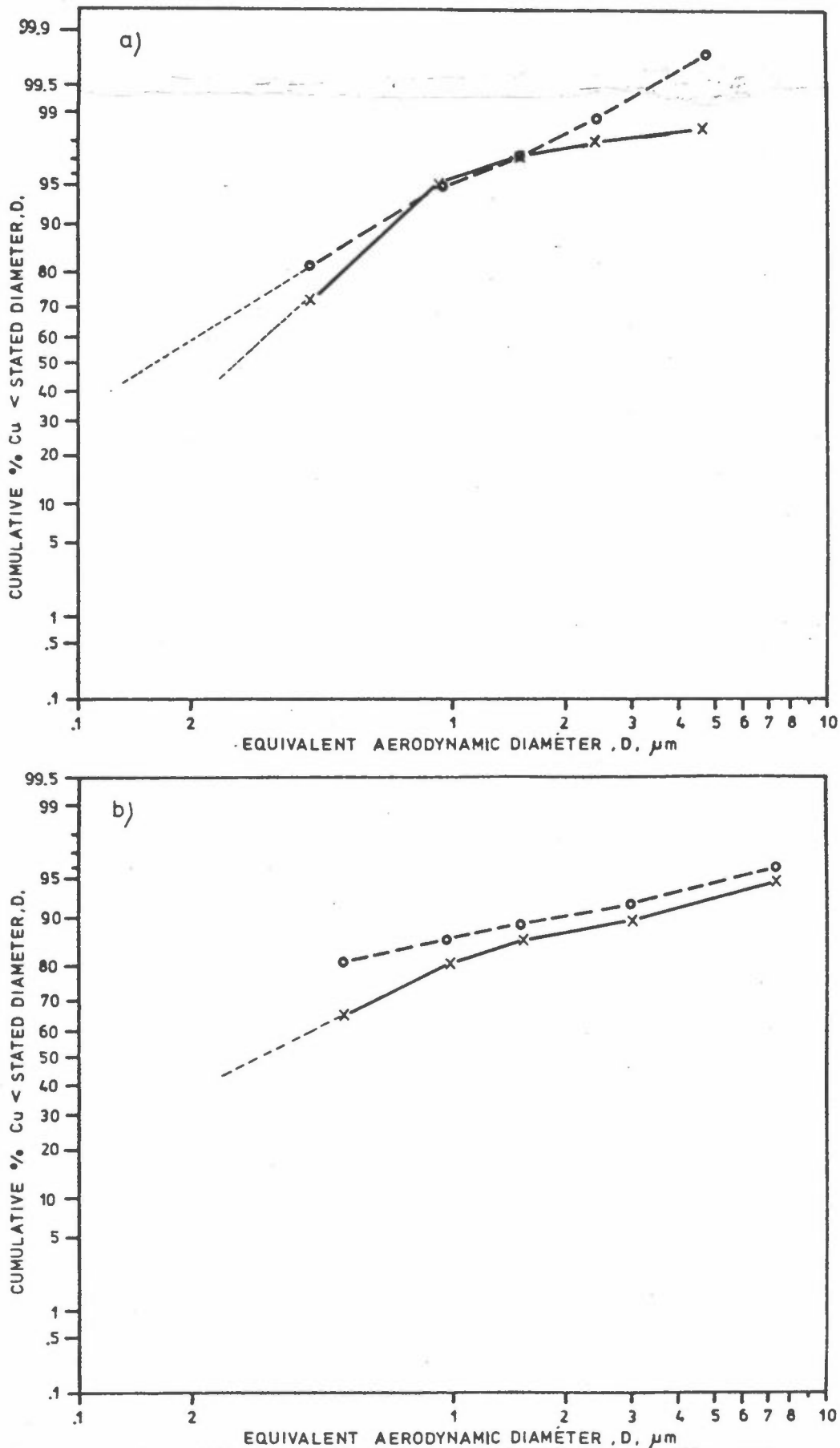


Figure 3: Cumulative mass-size distributions of Cu-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

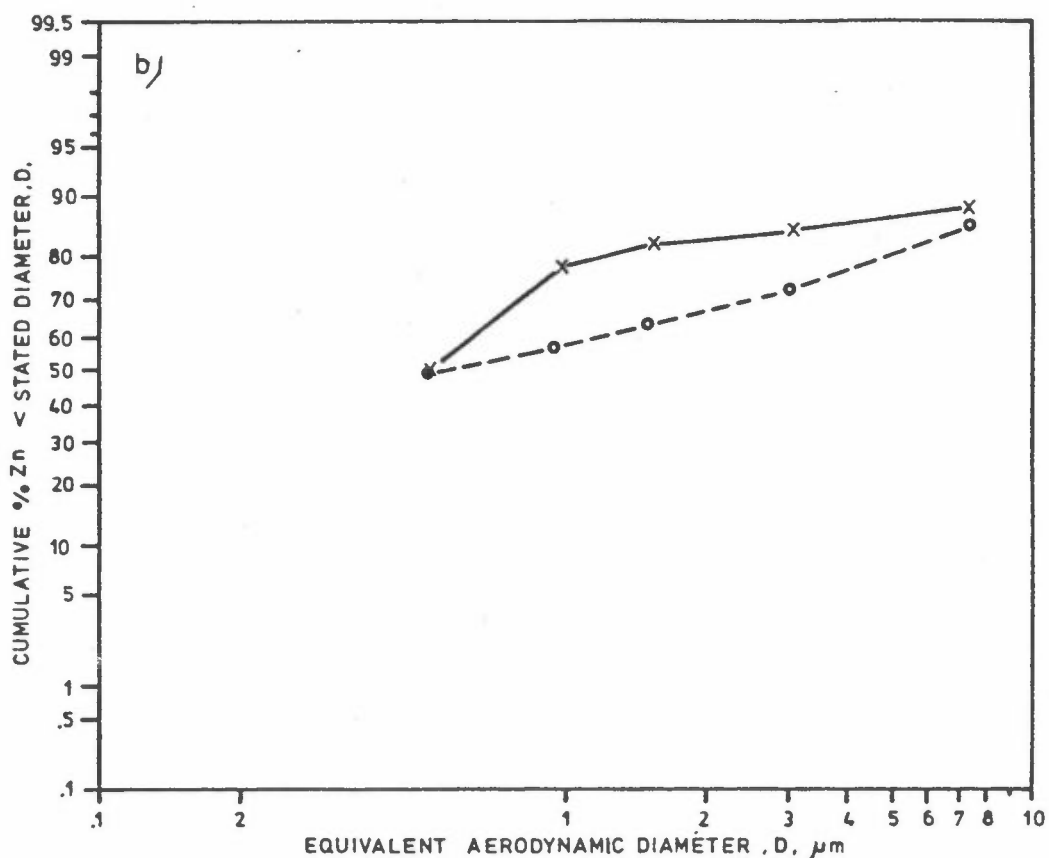
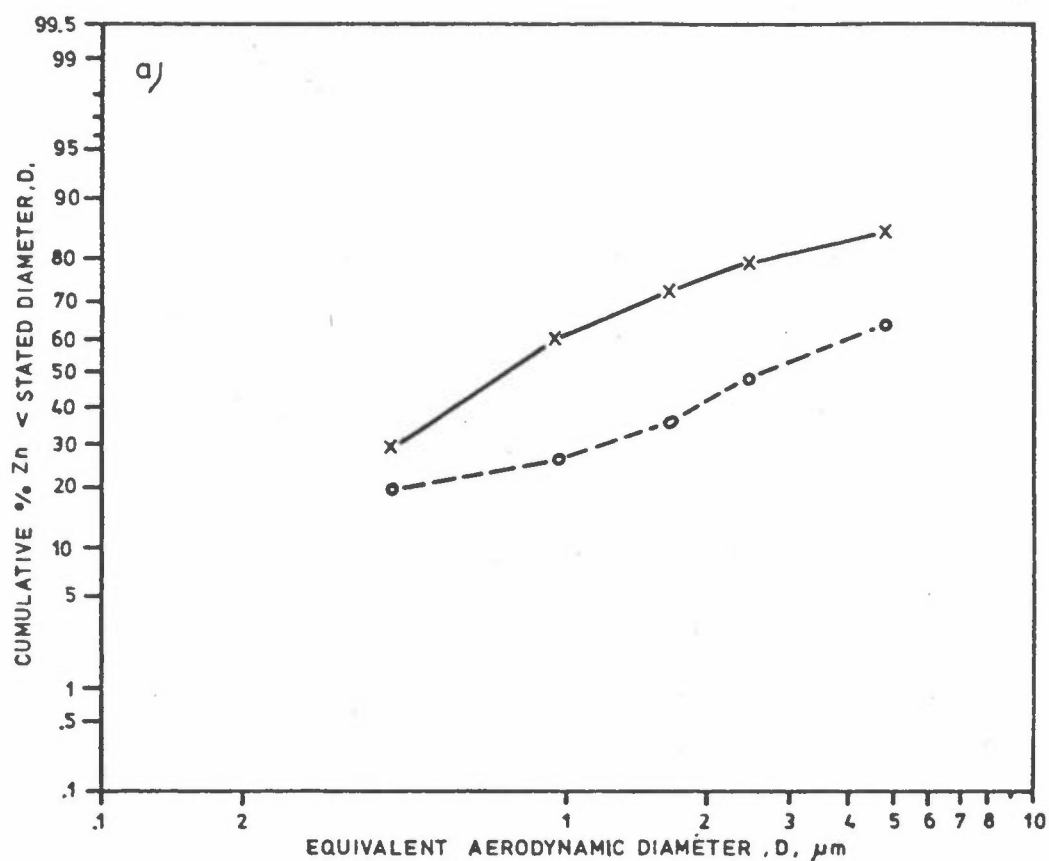


Figure 4: Cumulative mass-size distributions of Zn-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

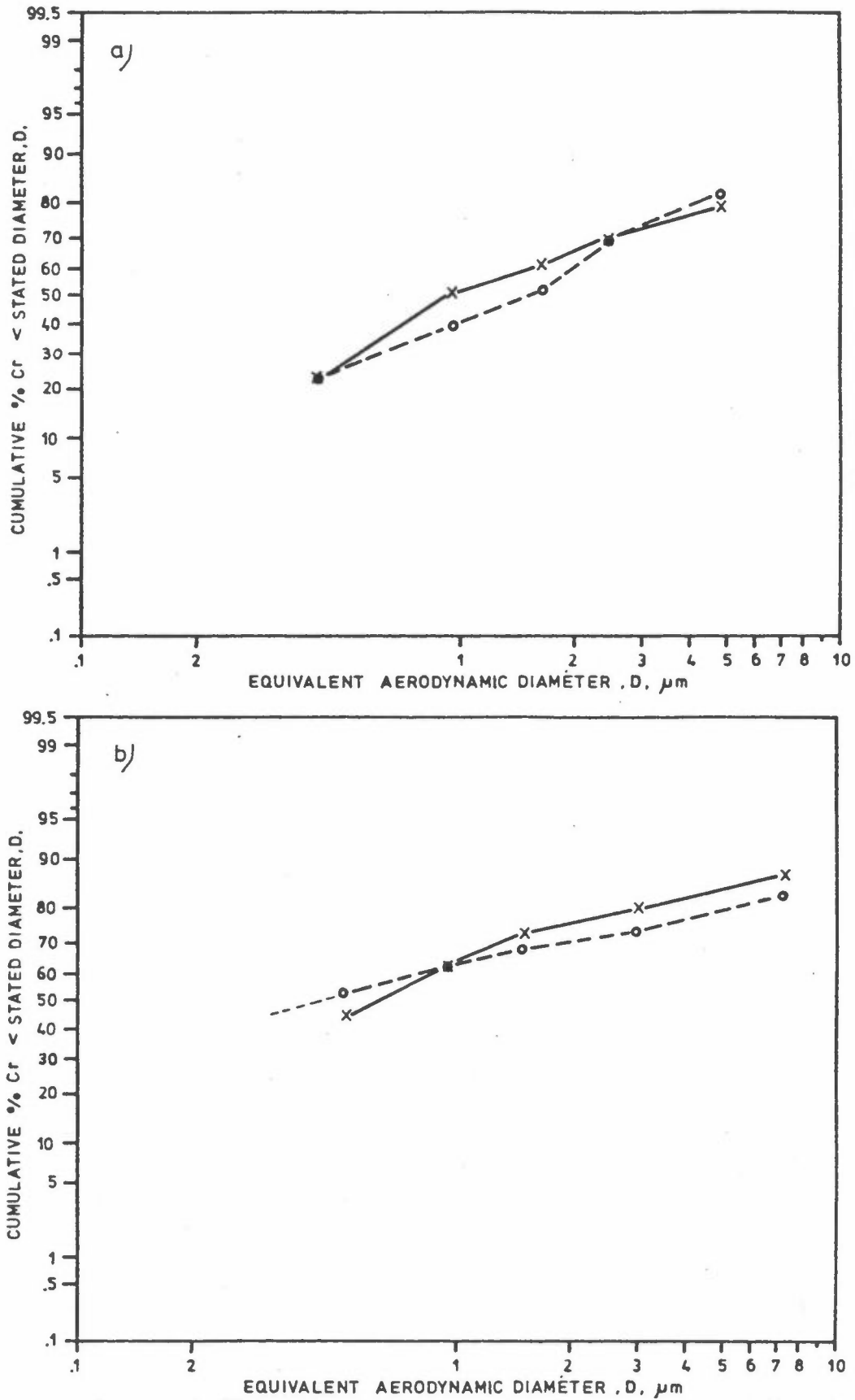


Figure 5: Cumulative mass-size distributions of Cr-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.



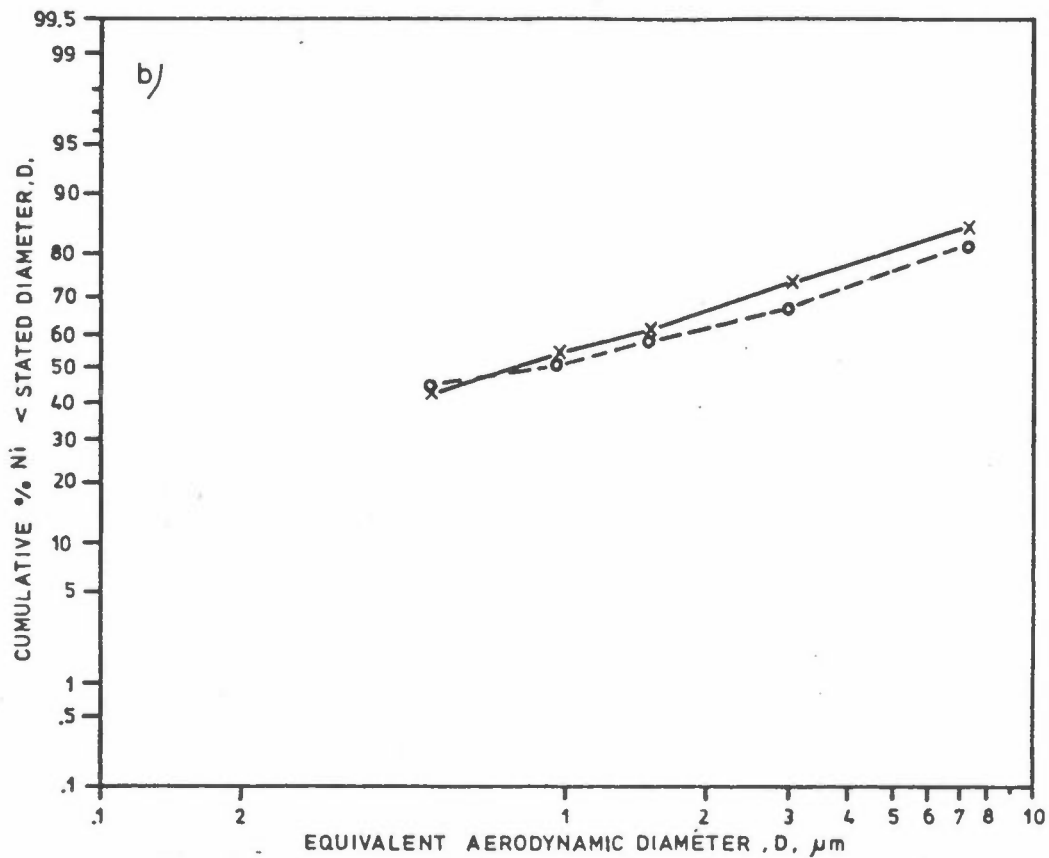
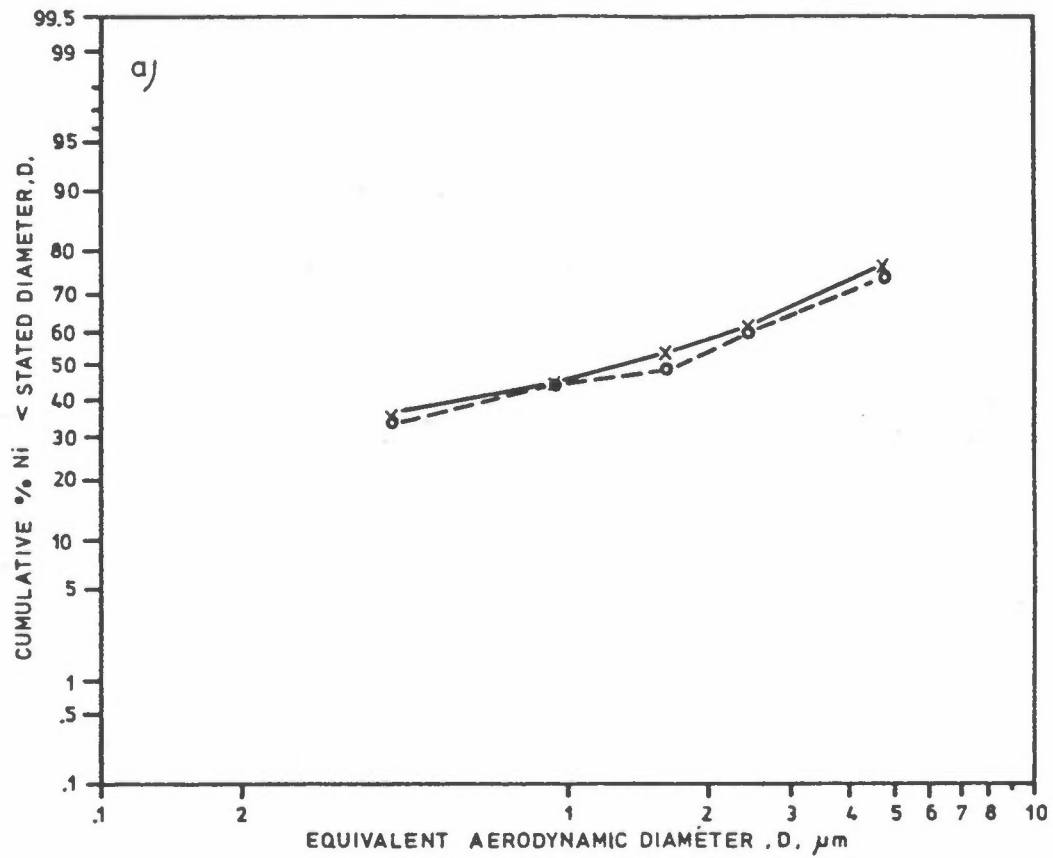


Figure 6: Cumulative mass-size distributions of Ni-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

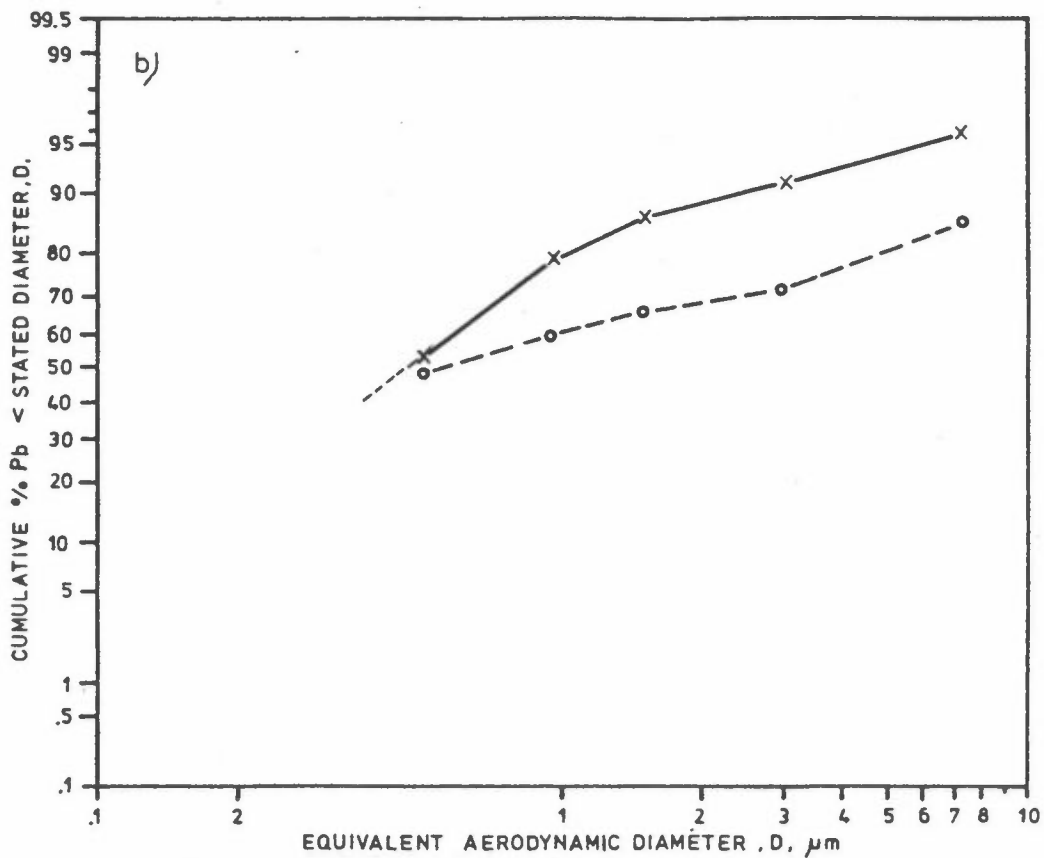
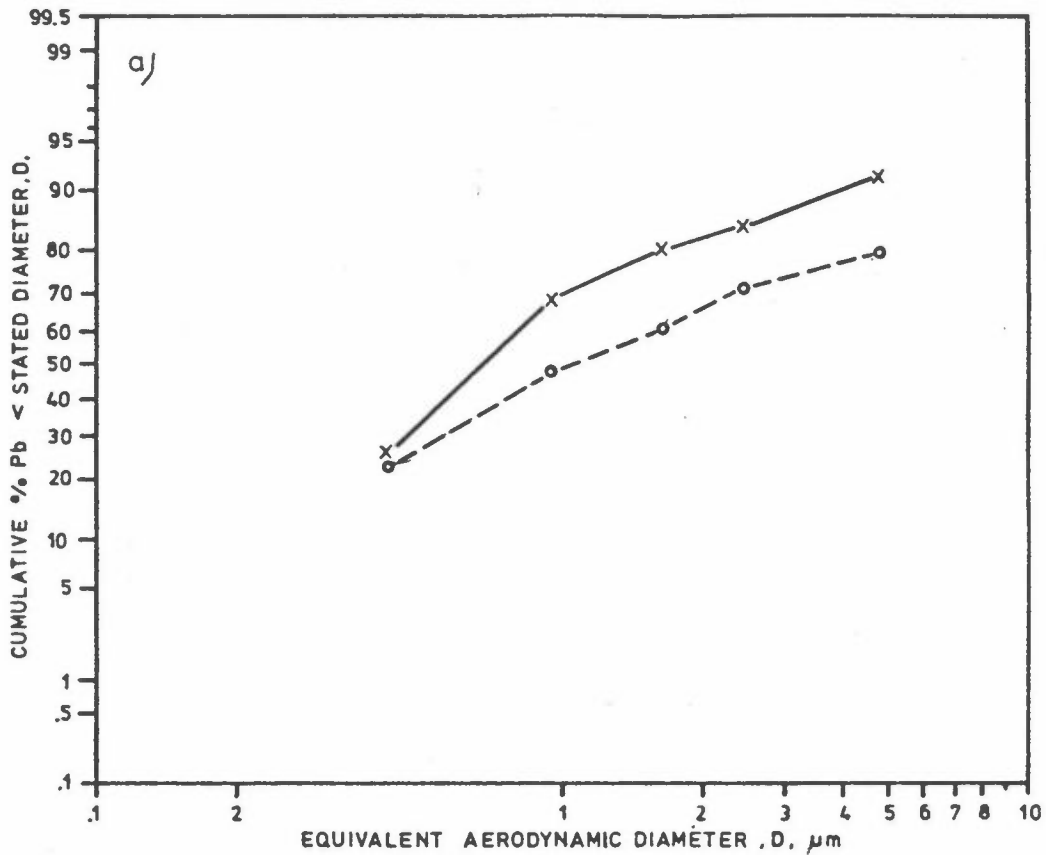


Figure 7: Cumulative mass-size distributions of Pb-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

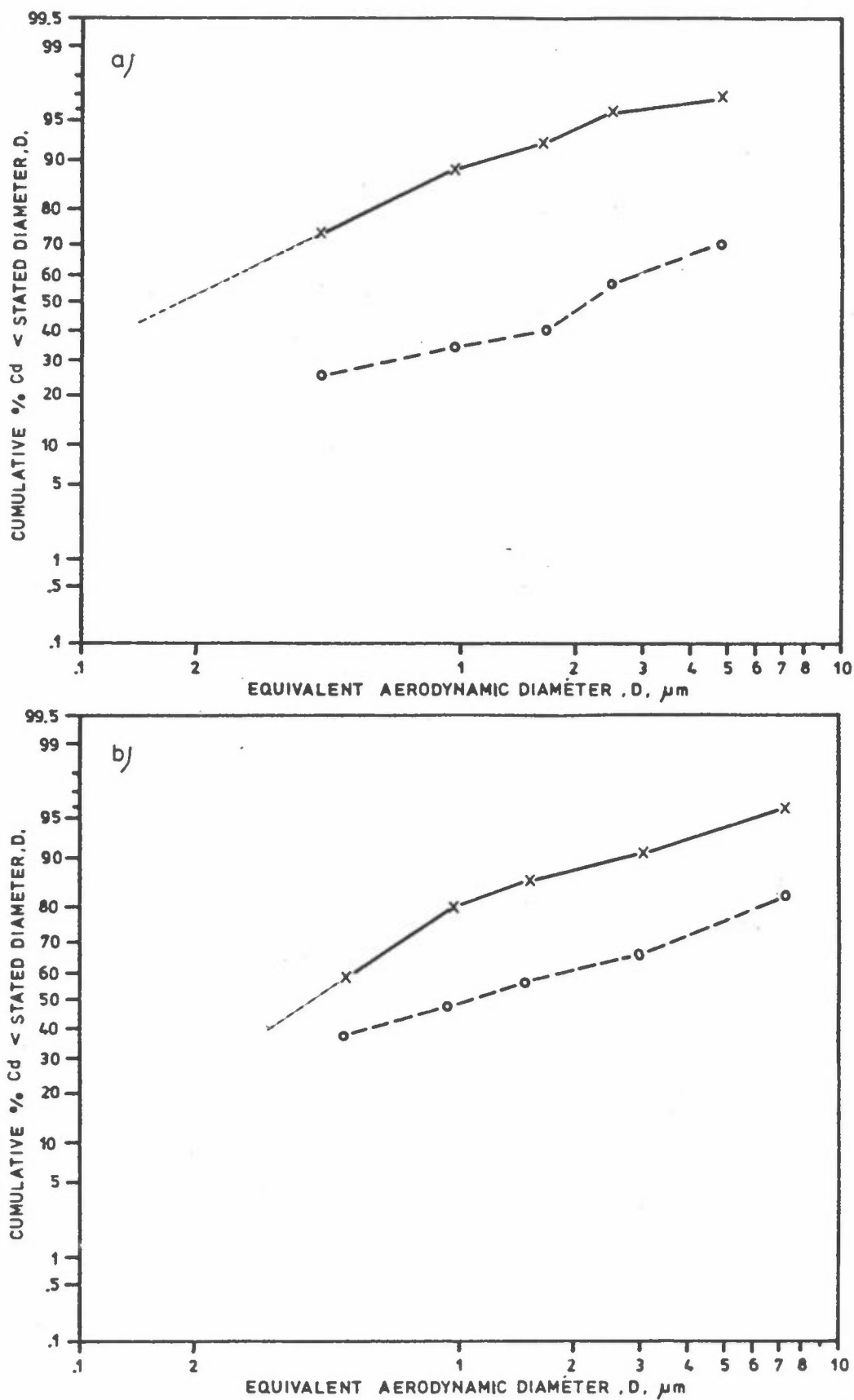


Figure 8: Cumulative mass-size distributions of Cd-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

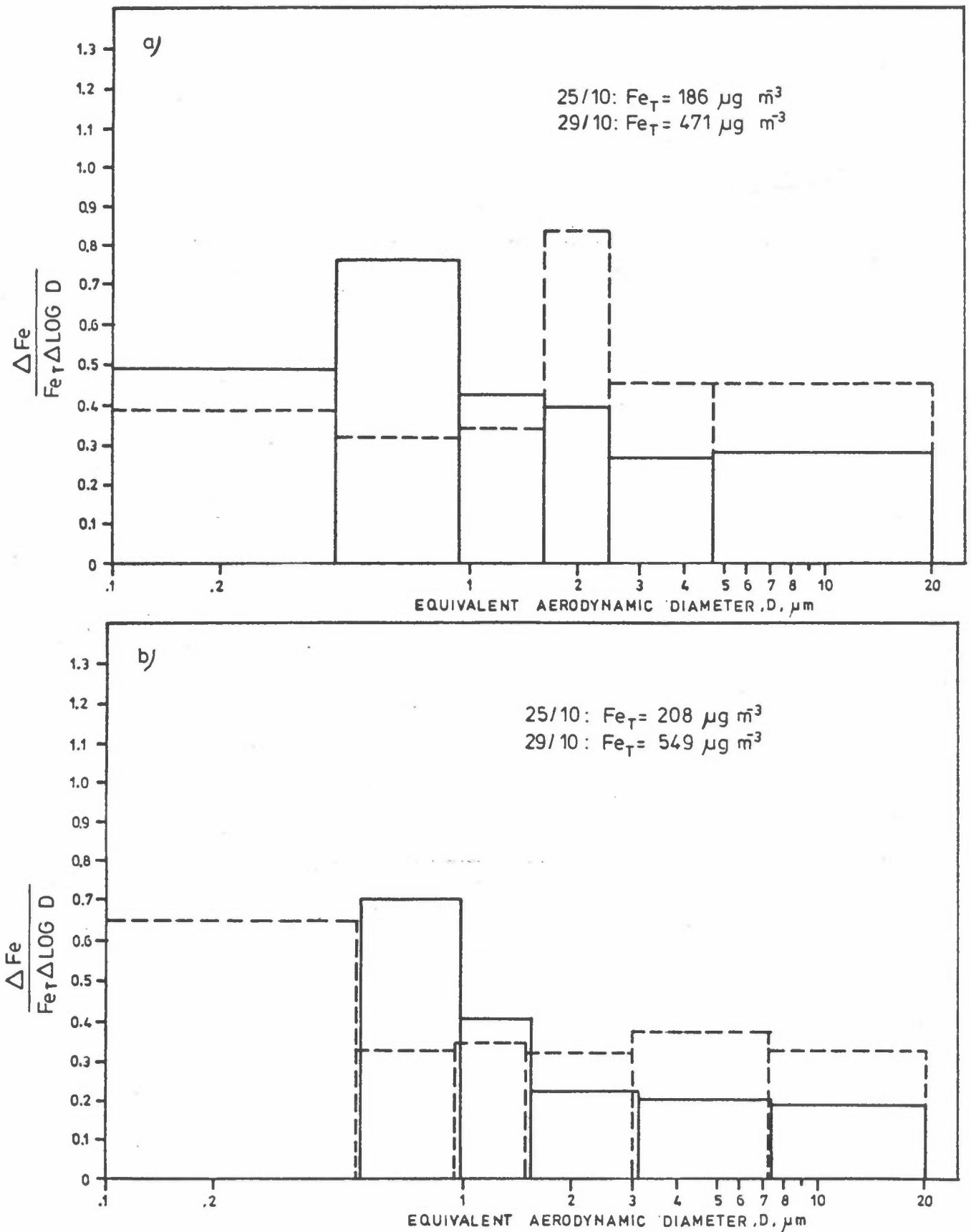


Figure 9: Mass-size distribution histograms of Fe-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

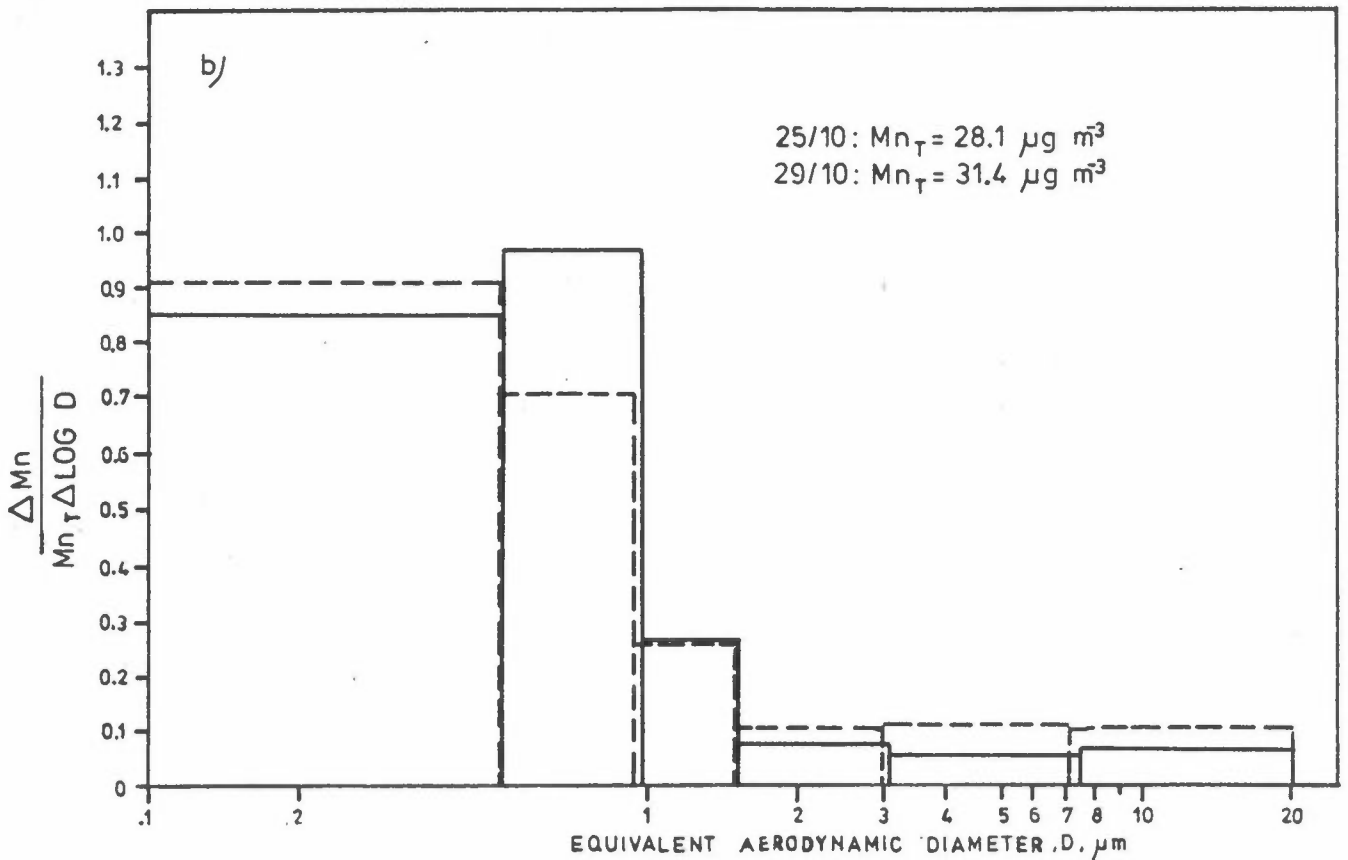
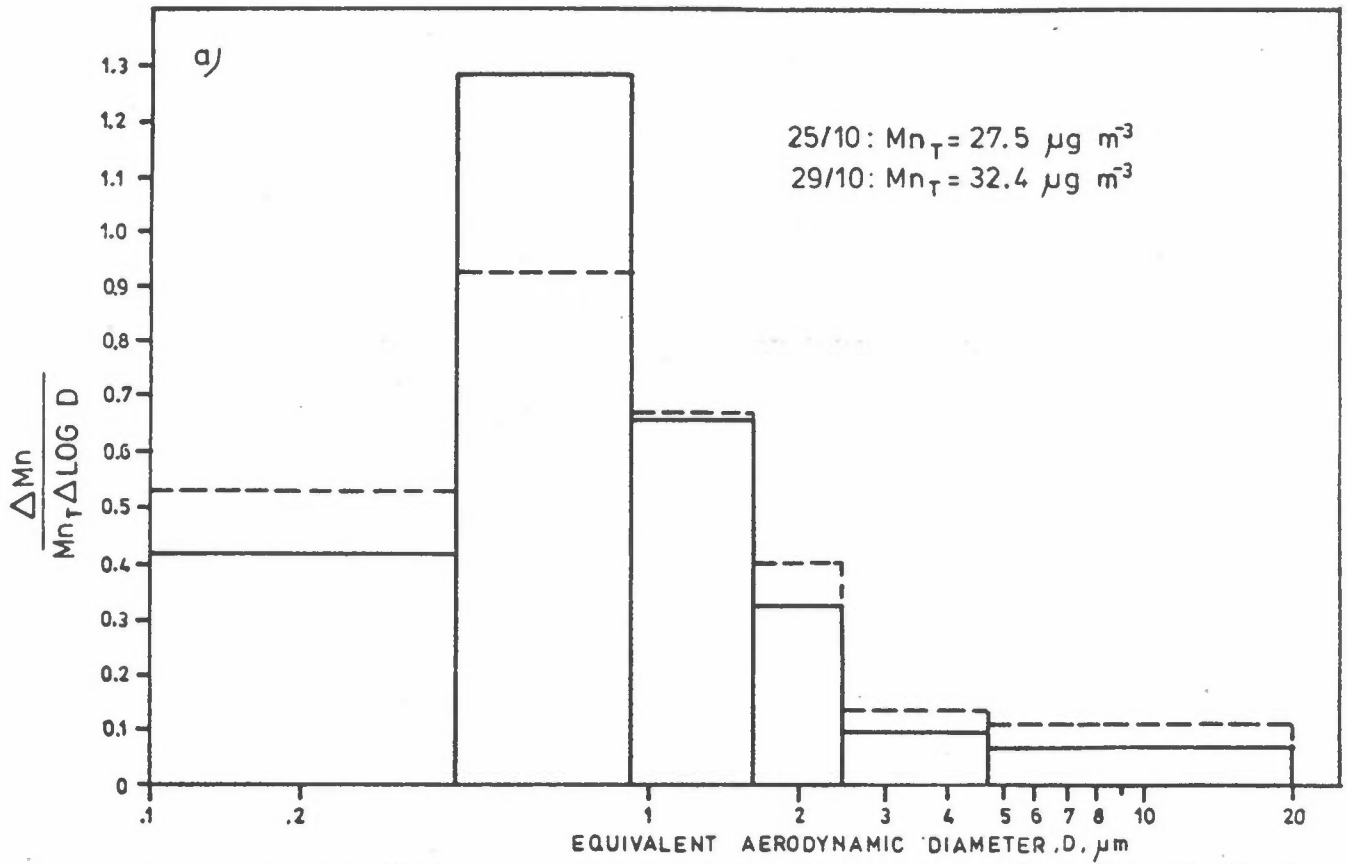


Figure 10: Mass-size distribution histograms of Mn-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

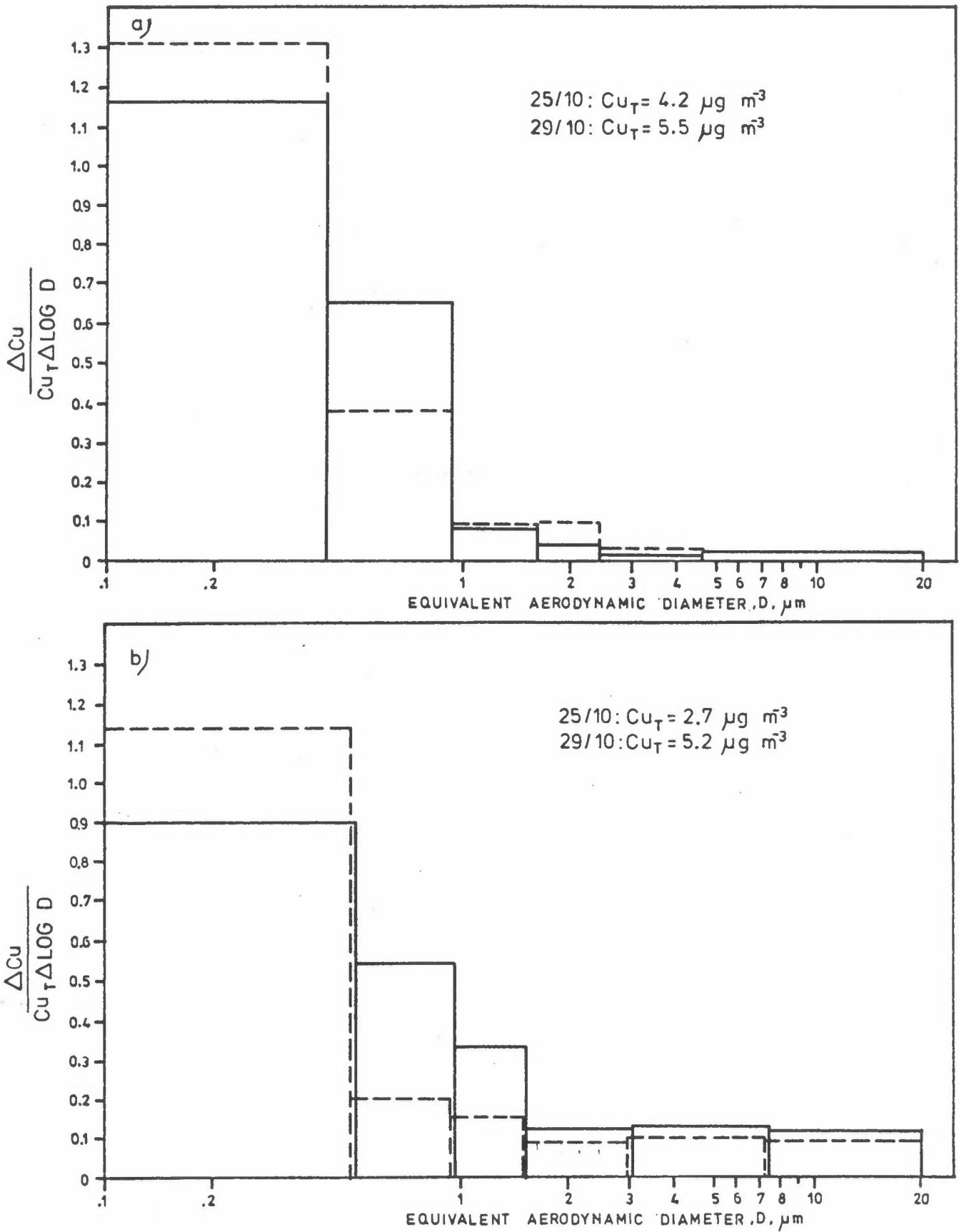


Figure 11: Mass-size distribution histograms of Cu-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

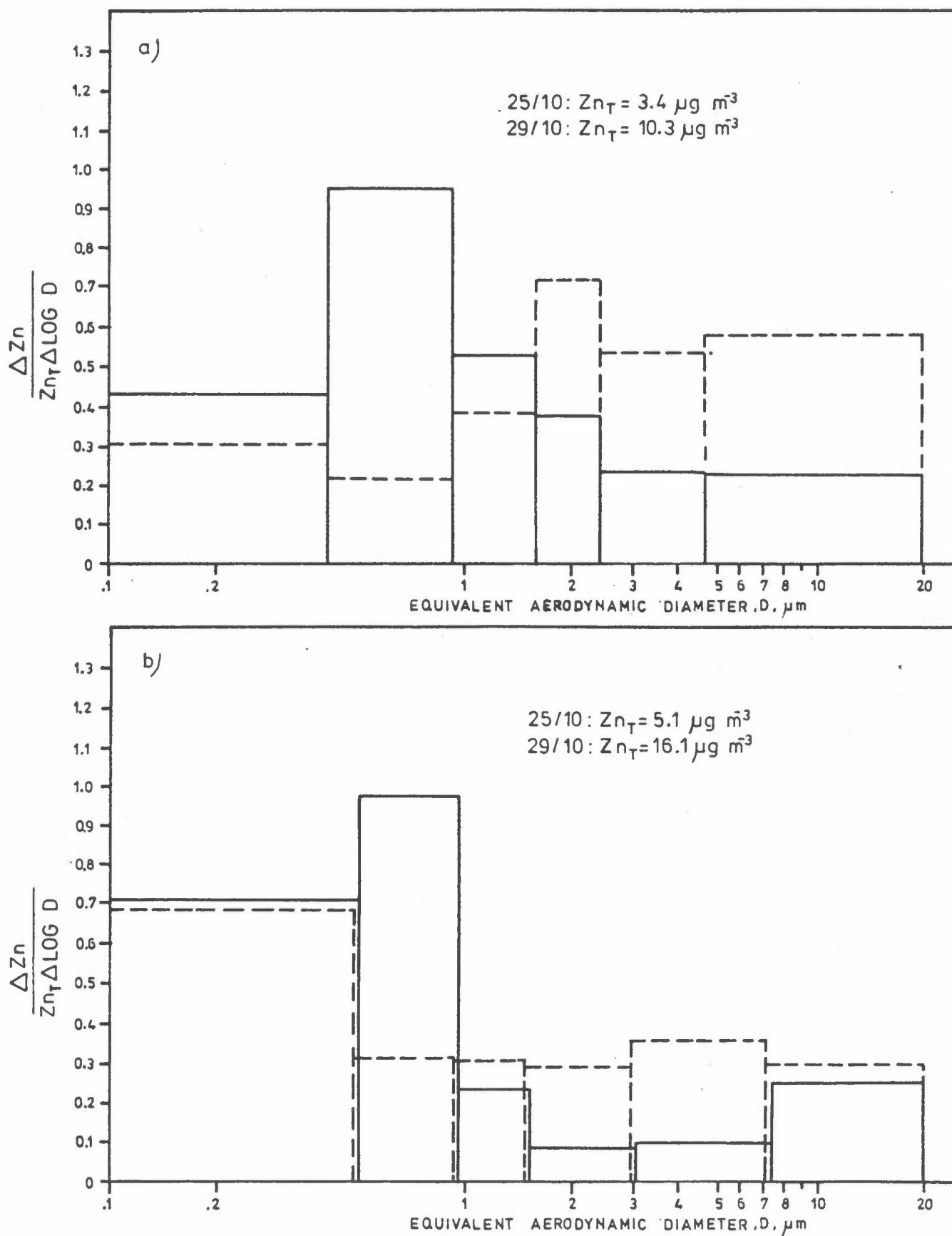


Figure 12: Mass-size distribution histograms of Zn-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (---) and 29/10/79 (---) sampling periods.

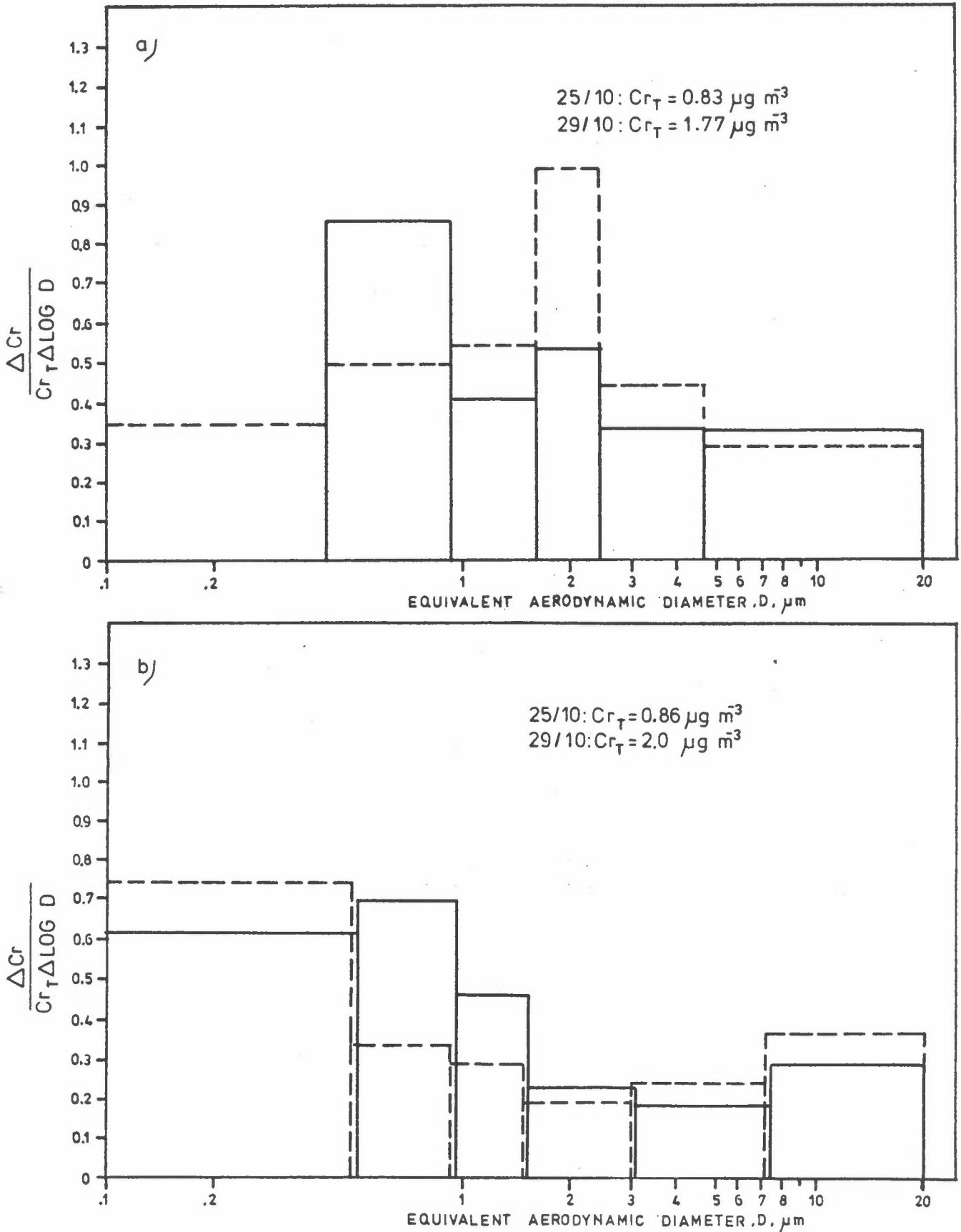


Figure 13: Mass-size distribution histograms of Cr-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.



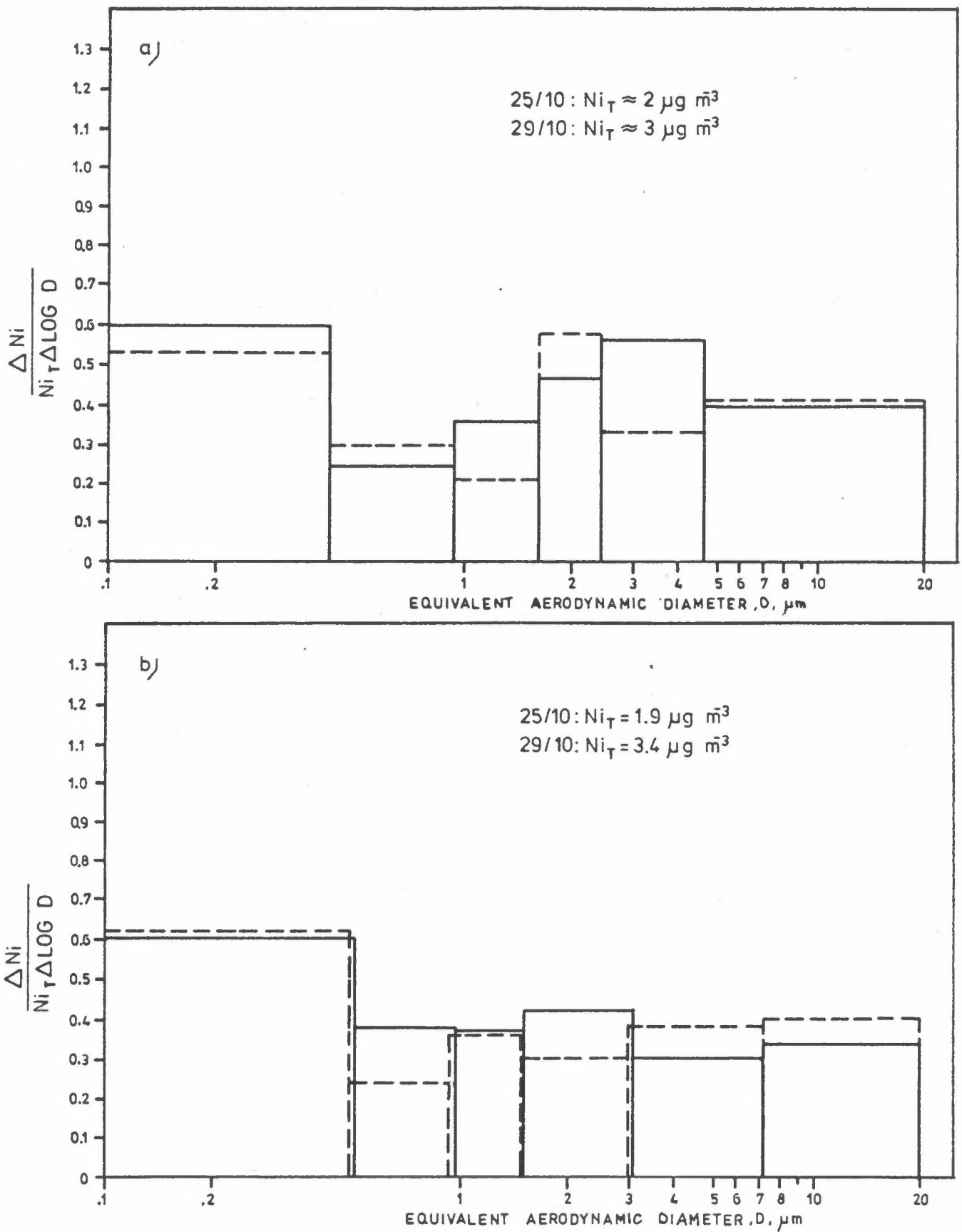


Figure 14: Mass-size distribution histograms of Ni-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

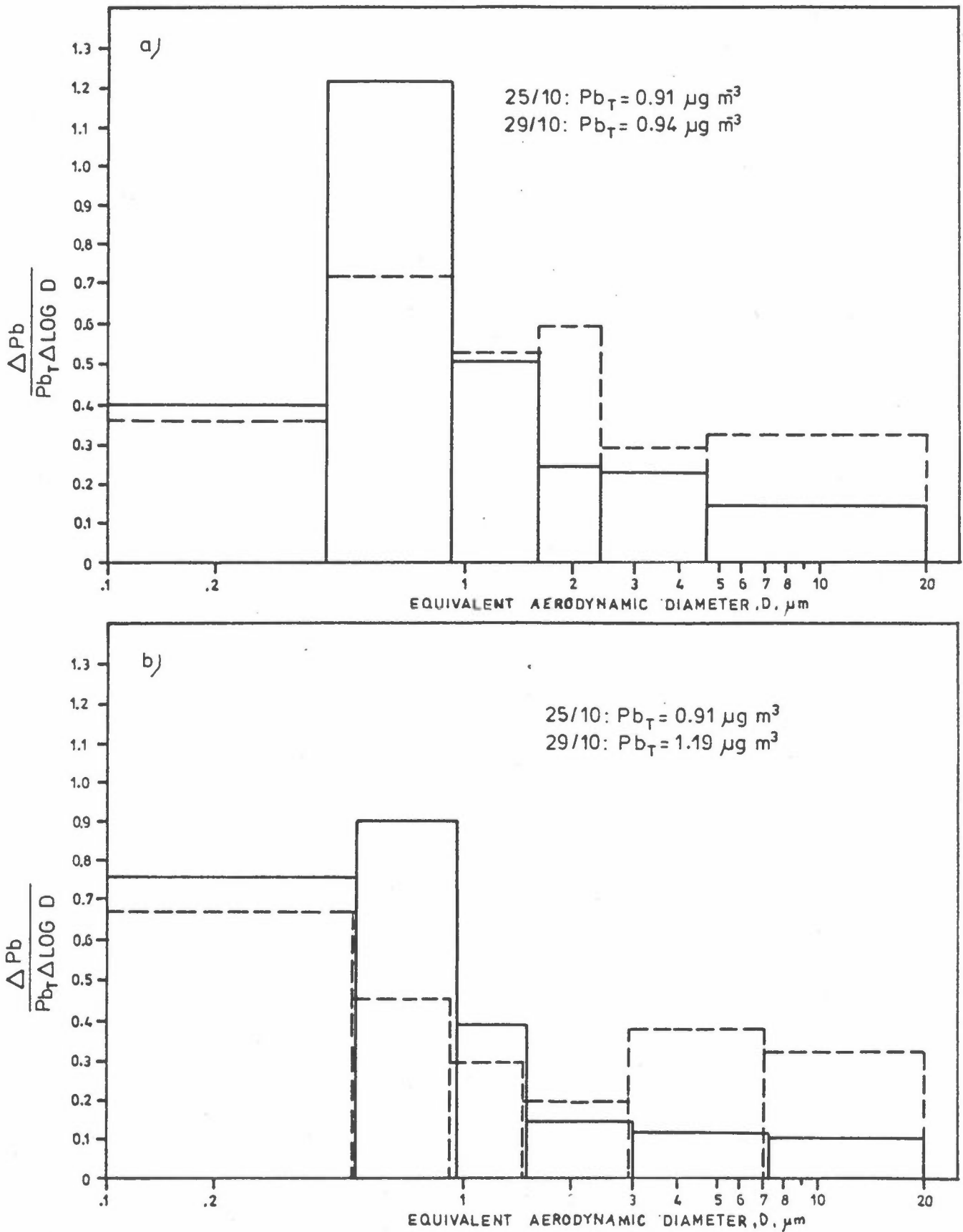


Figure 15: Mass-size distribution histograms of Pb-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

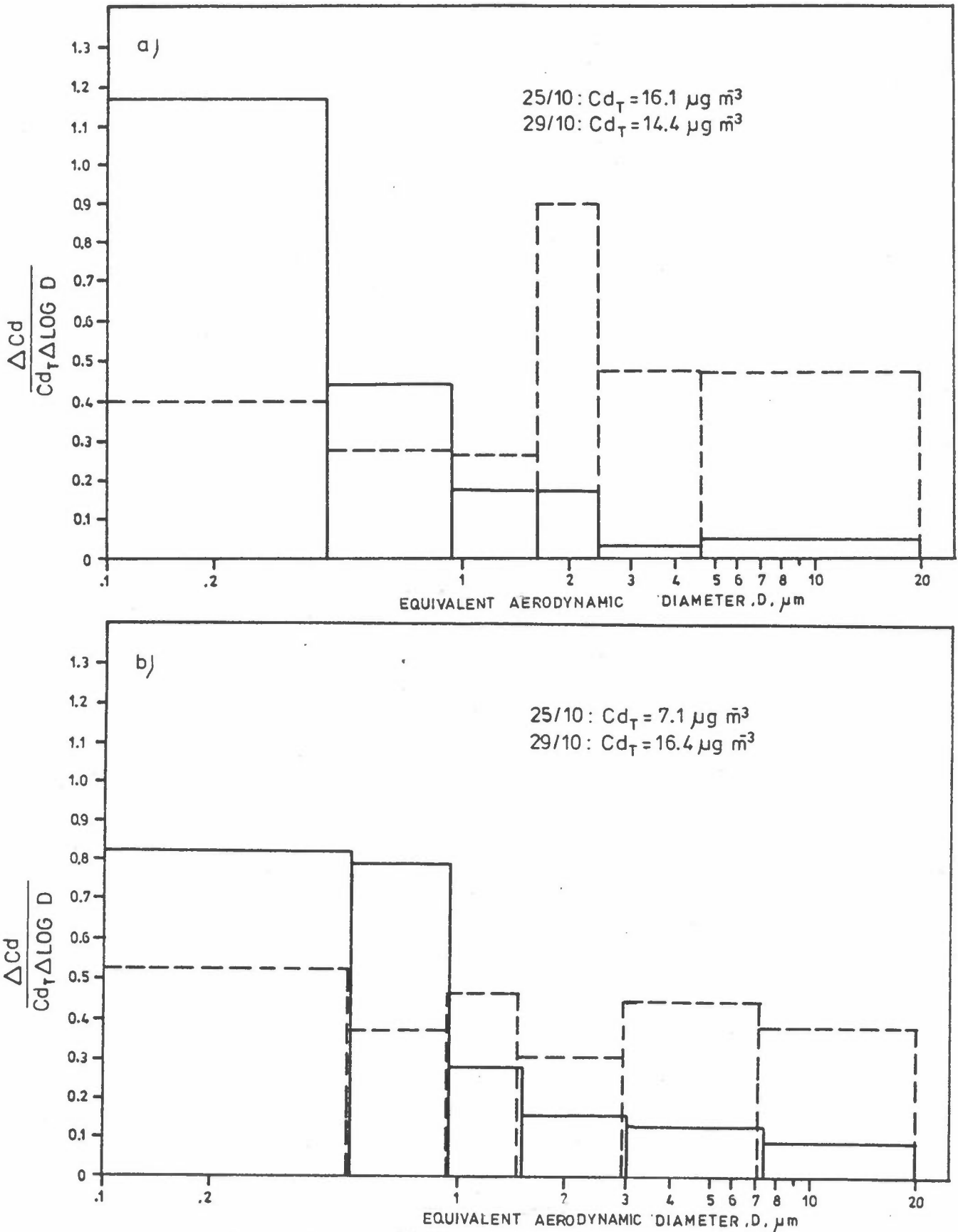


Figure 16: Mass-size distribution histograms of Cd-containing particles at Kværner Brug A/S workshop, as measured by (a) Andersen Sampler, and (b) Sierra high-volume cascade impactor during the 25/10/79 (—) and 29/10/79 (---) sampling periods.

Table 4: Estimated mass median diameters (equivalent aerodynamic), MMD, of airborne particles containing various elements, as measured by the Andersen (AS) and the Sierra high-volume impactor (HV/S) samplers at Kværner Brug A/S mechanical workshop on 25/10 and 29/10, 1979.

Date	Element Sampler	Estimated MMD, $\mu\text{m}$							
		Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
25/10	AS	0.8	0.6	0.3	0.6	0.9	1.4	0.7	0.2
	HV/S	0.5	0.4	0.3	0.5	0.6	0.8	0.4	0.4
29/10	AS	2.0	0.6	0.2	2.5	1.5	1.6	1.0	2.0
	HV/S	0.7	0.4	<0.1	0.5	0.4	0.9	0.6	1.0

The previously noted constancy of Mn concentrations, as well as the fact that Figure 10 shows only a minor difference in the size distributions and no coarse mode on both "light" and "heavy" days, suggest that Mn in airborne particles is mainly of welding origin.

Cu had a mass-size distribution resembling that for Mn, while Cr and Ni were about evenly distributed between fine and coarse fractions. All, however, were virtually unaffected by changes in work activities. This again suggests welding operations as the main source of these elements.

Zn, Pb and Cd showed distinct differences in size distributions on the "light" and "heavy" days (cf Figures 4,7,8,12,15 and 16), but it is unlikely that these were due to increased grinding and polishing operations on the "heavy" day. The difference in size distributions for the two sampling periods is particularly pronounced for Cd. This metal, however, occurred only in very

low nanogram concentrations and the result could be subject to analytical uncertainties.

Widespread sources of Pb and Zn in the ambient air have also of course, been identified. Lead is a major constituent in gasoline-powered engine exhaust, where it is emitted mainly as sub-micrometre-sized condensation particles. Zinc particles are generated by vaporization of engine oils, and by wear of rubber tires (7), the latter producing coarse-mode particles. If, however, Zn, Pb and Cd in the workshop air had originated from both welding operations and outside traffic, their size distributions would be expected to change little from day to day. Thus, other sources of coarse Zn, Pb and Cd particles are implied. A process by which the fine fume particles of these metals would attach themselves to the more plentiful coarse particles in the workshop air on the "heavy" days cannot be entirely ruled out, since electron micrographs (4) of large welding fume particles have shown such an occurrence. The question of why a similar effect then would not be apparent also for Mn, Cu, Cr and Ni cannot be resolved from the data of the present work.

## CONCLUSIONS

Chemical analysis of eight metal constituents in airborne particles, measured with three different particulate matter samplers at the Kværner Brug A/S mechanical workshop, showed that:

1. the analysed metals accounted for about 1/3 of the total airborne particles;
2. depending on the particular chemical species and the level and type of work activity, from about 70% to over 95% of the metal-containing particles were respirable;
3. iron (Fe) was the major constituent, contained in a mix of coarse and fine particles, apparently from both mechanical and metal fume-producing operations. The coarse mode of the particles was enhanced during higher work activity, resulting in a reduced proportion of respirable particles;

4. next in abundance was magnesium (Mn) which, together with copper (Cu), occurred mainly in fine particles. Cu-containing particles were over 95% respirable. Both Mn and Cu were thought to be contained in welding fumes;
5. chromium (Cr) and nickel (Ni) were largely unaffected by the level of activity. Although the particles of both were about evenly distributed among the fine and coarse fractions, they also seem to have mainly welding fume origins;
6. trace quantities of zinc (Zn), lead (Pb) and cadmium (Cd) exhibited definite coarse particle modes during high work activity. The sources of the coarse Zn-, Pb-, and Cd-containing particles were not identified.

REFERENCES

- (1) Steel, J.  
Sanderson, J.T. Toxic constituents of welding fumes. *Ann. Occup. Hyg.*, 9, 103-111.
- (2) Anvisninger om hygieniska gränsvärden för luftföroreningar på arbetsplatsen. Stockholm, Arbetsmedisinska Institutet (1975).
- (3) Administrative normer for forurensninger i arbeidsatmosfære. Oslo, Direktoratet for Arbeidstilsynet (1978).
- (4) Bjørseth, O.  
Tøgersen, S.  
Jebsen, A. Emisjonsmålinger og fysikalsk/kjemiske undersøkelser av sveiserøyk fra modelforsøk i laboratoriet. SI/SINTEF rapport nr. STF21 A79059. Trondheim, SINTEF (1979).
- (5) Bille, M.  
Steen, Å.,  
Rosendahl, C.-H.  
Svenson, L.  
Wallén, K.-A. Undersökningsmetoder för bestämning av föreningar bildade vid svetsning i målet stål. STU-rapport 73-4612, Göteborg, Färg AB International/ESAB, (1975).
- (6) Larssen, S. Målinger i arbeidsatmosfæren i produksjonslokalene ved A/S Norlett, Askin. Lillestrøm 1978. Norsk institutt for luftforskning (NILU OR 46/78).
- (7) Flanagan, J.T.,  
Wade, K.J.,  
Currie, A.  
Curtis, D.J. The deposition of lead and zinc from traffic pollution on two roadside shrubs. *Environ. Pollut.* (Ser. B) 1, 71-78 (1980).

APPENDIX



Table C1: Data for cumulative mass-size distribution plots of the various elements in airborne particles, as measured by the Andersen Sampler (AS) at Kværner Brug A/S mechanical workshop on 25/10 and 29/10, 1979.

Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum. % < ECD	ECD, $\mu\text{m}$	Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum. % < ECD	ECD, $\mu\text{m}$
Fe				Fe			
25/10				29/10			
32.6	17.6	82.4	4.79	133.3	28.3	71.7	4.81
47.2	25.4	74.6	2.45	196.6	41.7	58.3	2.45
60.5	32.6	67.4	1.62	266.8	56.6	43.4	1.63
79.3	42.7	57.3	0.94	305.5	64.8	35.2	0.94
129.1	69.5	30.5	0.42	358.4	76.0	24.0	0.42
185.7	100.0	-	AF	471.4	100.0	-	AF
Mn				Mn			
25/10				29/10			
1.2	4.4	95.6	4.79	2.2	6.8	93.2	4.81
2.0	7.3	92.7	2.45	3.5	10.8	89.2	2.45
3.6	13.1	86.9	1.62	5.8	17.9	82.1	1.63
7.9	28.7	71.3	0.94	11.0	34.0	66.0	0.94
20.3	73.8	26.2	0.42	21.6	66.7	33.3	0.42
27.5	100.0	-	AF	32.4	100.0	-	AF
Cu				Cu			
25/10				29/10			
0.06	1.4	98.6	4.79	0.01	0.2	99.8	4.81
0.08	1.9	98.1	2.45	0.06	1.1	98.9	2.45
0.11	2.6	97.4	1.62	0.15	2.7	97.3	1.63
0.19	4.6	95.4	0.94	0.27	4.9	95.1	0.94
1.14	27.3	72.7	0.42	0.99	18.1	81.9	0.42
4.17	100.0	-	AF	5.47	100.0	-	AF
Zn				Zn			
25/10				29/10			
0.48	14.0	86.0	4.79	3.71	35.9	64.1	4.81
0.71	20.7	79.3	2.45	5.34	51.6	48.4	2.45
0.94	27.4	72.6	1.62	6.66	64.4	35.6	1.63
1.37	39.9	60.1	0.94	7.60	73.5	26.5	0.94
2.51	71.2	28.8	0.42	8.08	81.0	19.0	0.42
3.43	100.0	-	AF	10.34	100.0	-	AF
Cr				Cr			
25/10				29/10			
0.17	20.5	79.5	4.79	0.31	17.5	82.5	4.81
0.25	30.1	69.9	2.45	0.54	30.5	69.5	2.45
0.33	39.8	60.2	1.62	0.85	48.0	52.0	1.63
0.41	49.4	50.6	0.94	1.08	61.0	39.0	0.94
0.66	79.5	20.5	0.42	1.39	78.5	21.5	0.42
0.83	100.0	-	AF	1.77	100.0	-	AF

Table C1 cont.

Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum. % <ECD	ECD, $\mu\text{m}$	Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum % <ECD	ECD, $\mu\text{m}$
Ni				Ni			
25/10				29/10			
0.50	23.9	76.1	4.79	0.77	25.7	74.3	4.81
0.83	39.7	60.3	2.45	1.23	41.0	59.0	2.45
≈1.00	47.8	52.2	1.62	1.54	51.3	48.7	1.63
≈1.17	56.0	44.0	0.94	≈1.69	56.3	43.7	0.94
≈1.34	64.1	35.9	0.42	≈2.00	66.7	33.3	0.42
≈2.09	100.0	-	AF	≈3.00	100.0	-	AF
Pb				Pb			
25/10				29/10			
0.08	8.8	91.2	4.79	0.19	20.2	79.8	4.81
0.14	15.4	84.6	2.45	0.27	28.7	71.3	2.45
0.18	19.8	80.2	1.62	0.37	39.4	60.6	1.63
0.29	31.9	68.1	0.94	0.49	52.1	47.9	0.94
0.68	74.7	25.3	0.42	0.73	77.6	22.4	0.42
0.91	100.0	-	AF	0.94	100.0	-	AF
Cd*				Cd*			
25/10				29/10			
0.50	3.1	96.9	4.79	4.2	29.2	70.8	4.81
0.67	4.2	95.8	2.45	6.2	43.1	56.9	2.45
1.17	7.2	92.8	1.62	8.5	59.0	41.0	1.63
1.84	11.4	88.6	0.94	9.4	65.3	34.7	0.94
4.34	26.9	73.1	0.42	10.8	75.0	25.0	0.42
16.14	100.0	-	AF	14.4	100.0	-	AF

\* mass concentrations in  $\text{ng m}^{-3}$

Table C2: Data for cumulative mass-size distribution plots of the various elements in airborne particles, as measured by the Sierra high-volume cascade impactor (HV/S) at Kværner Brug A/S mechanical workshop on 25/10 and 29/10, 1979.

Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum. % <ECD	ECD, $\mu\text{m}$	Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum % <ECD	ECD, $\mu\text{m}$
Fe				Fe			
25/10				29/10			
17.3	8.3	91.7	7.32	80.5	14.7	85.3	7.13
33.5	16.1	83.9	3.05	158.4	28.8	71.2	2.97
47.5	22.8	77.2	1.53	210.9	38.4	61.6	1.49
64.1	30.8	69.2	0.97	249.7	45.4	54.6	0.94
105.2	50.5	49.5	0.51	298.4	54.3	45.7	0.50
208.2	100.0	-	AF	549.4	100.0	-	AF
Mn				Mn			
25/10				29/10			
0.79	2.8	97.2	7.32	1.4	4.5	95.5	7.13
1.37	4.9	95.1	3.05	2.7	8.6	91.4	2.97
2.00	7.1	92.9	1.53	3.7	11.8	88.2	1.49
3.46	12.3	87.7	0.97	5.3	16.9	83.1	0.94
11.12	39.5	60.5	0.51	11.4	36.3	63.7	0.50
28.12	100.0	-	AF	31.4	100.0	-	AF
Cu				Cu			
25/10				29/10			
0.14	5.2	94.8	7.32	0.22	4.2	95.8	7.13
0.27	10.0	90.0	3.05	0.43	8.3	91.7	2.97
0.37	13.6	86.4	1.53	0.57	11.0	89.0	1.49
0.55	20.4	79.6	0.97	0.73	14.0	86.0	0.94
0.96	35.7	64.3	0.51	1.02	19.6	80.4	0.50
2.69	100.0	-	AF	5.20	100.0	-	AF
Zn				Zn			
25/10				29/10			
0.56	10.9	89.1	7.32	2.2	13.7	86.3	7.13
0.57	14.6	85.4	3.05	4.4	27.3	72.7	2.97
0.88	17.2	82.8	1.53	5.8	36.0	64.0	1.49
1.12	21.9	78.1	0.97	6.9	42.9	57.1	0.94
2.52	49.2	50.8	0.51	8.3	51.6	48.4	0.50
5.12	100.0	-	AF	16.1	100.0	-	AF
Cr				Cr			
25/10				29/10			
0.11	12.8	87.2	7.32	0.34	16.7	93.3	7.13
0.17	19.8	80.2	3.05	0.53	26.0	74.0	2.97
0.23	26.7	73.3	1.53	0.65	31.9	68.1	1.49
0.31	36.0	64.0	0.97	0.77	37.7	62.3	0.94
0.48	55.8	44.2	0.51	0.96	47.1	52.9	0.50
0.86	100.0	-	AF	2.04	100.0	-	AF

Table C2 cont.

Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum. % <ECD	ECD, $\mu\text{m}$	Cum.mass, $\mu\text{g m}^{-3}$	Cum. %	Cum. % <ECD	ECD, $\mu\text{m}$
Ni				Ni			
25/10				29/10			
0.28	14.8	85.2	7.32	0.62	18.1	81.9	7.13
0.50	26.5	73.5	3.05	1.12	32.7	67.3	2.97
0.74	39.2	60.8	1.53	1.45	42.3	57.7	1.49
0.88	46.6	53.4	0.97	1.70	49.6	50.4	0.94
1.08	57.1	42.9	0.51	1.93	56.3	43.7	0.50
1.89	100.0	-	AF	3.43	100.0	-	AF
Pb				Pb			
25/10				29/10			
0.04	4.4	95.6	7.32	0.17	14.3	85.7	7.13
0.08	8.8	91.2	3.05	0.34	28.6	71.4	2.97
0.12	13.2	86.8	1.53	0.41	34.5	65.5	1.49
0.19	20.9	79.1	0.97	0.48	40.3	59.7	0.94
0.42	46.2	53.8	0.51	0.63	52.9	47.1	0.50
0.91	100.0	-	AF	1.19	100.0	-	AF
Cd*				Cd*			
25/10				29/10			
0.28	4.0	96.0	7.32	2.80	17.1	82.9	7.13
0.64	9.1	90.9	3.05	5.60	34.1	65.9	2.97
0.98	13.9	86.1	1.53	7.12	43.4	56.6	1.49
1.37	19.4	80.6	0.97	8.65	52.7	47.3	0.94
2.94	41.6	58.4	0.51	10.34	63.0	37.0	0.50
7.07	100.0	-	AF	16.41	100.0	-	AF

\* mass concentrations in  $\text{ng m}^{-3}$

Table C3: Data for mass-size distribution histograms of the various elements in airborne particles, as measured by the Andresen Sampler (AS) at Kværner Brug A/S mechanical workshop On 25/10 and 29/10, 1979.

Interval $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$ $\mu\text{g m}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Interval $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$ $\mu\text{g m}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$
25/10				29/10			
Fe							
4.79-20.0	32.6	0.621	0.283	4.81-20.0	133.3	0.619	0.457
2.45- 4.79	14.6	0.291	0.270	2.45- 4.81	63.3	0.293	0.458
1.62- 2.45	13.3	0.180	0.398	1.63- 2.45	70.2	0.177	0.841
0.94- 1.62	18.8	0.236	0.429	0.94- 1.63	38.7	0.239	0.345
0.42- 0.94	49.8	0.350	0.766	0.42- 0.94	52.9	0.350	0.321
0.10- 0.42	56.6	0.623	0.489	0.10- 0.42	113.0	0.623	0.385
$M_T = 185.7 \mu\text{g m}^{-3}$				$M_T = 471.4 \mu\text{g m}^{-3}$			
Mn							
25/10				29/10			
4.79-20.0	1.2	0.621	0.070	4.81-20.0	2.2	0.619	0.110
2.45- 4.79	0.79	0.291	0.099	2.45- 4.81	1.3	0.293	0.137
1.62- 2.45	1.6	0.180	0.323	1.63- 2.45	2.3	0.177	0.401
0.94- 1.62	4.3	0.236	0.663	0.94- 1.63	5.2	0.239	0.672
0.42- 0.94	12.4	0.350	1.289	0.42- 0.94	10.6	0.350	0.935
0.10- 0.42	7.2	0.623	0.420	0.10- 0.42	10.8	0.623	0.535
$M_T = 27.5 \mu\text{g m}^{-3}$				$M_T = 32.4 \mu\text{g m}^{-3}$			
Cu							
25/10				29/10			
4.79-20.0	0.06	0.621	0.623	4.81-20.0	= 0.01	0.619	0.003
2.45- 4.79	0.02	0.291	0.016	2.45- 4.81	0.05	0.293	0.031
1.62- 2.45	0.03	0.180	0.040	1.63- 2.45	0.09	0.177	0.093
0.94- 1.62	0.08	0.236	0.081	0.94- 1.63	0.12	0.239	0.092
0.42- 0.94	0.95	0.350	0.651	0.42- 0.94	0.72	0.350	0.376
0.10- 0.42	3.03	0.623	1.166	0.10- 0.42	4.48	0.623	1.315
$M_T = 4.17 \mu\text{g m}^{-3}$				$M_T = 5.47 \mu\text{g m}^{-3}$			
Zn							
25/10				29/10			
4.79-20.0	0.48	0.621	0.225	4.81-20.0	3.71	0.619	0.580
2.45- 4.79	0.23	0.291	0.230	2.45- 4.81	1.63	0.293	0.538
1.62- 2.45	0.23	0.180	0.373	1.63- 2.45	1.32	0.177	0.721
0.94- 1.62	0.43	0.236	0.531	0.94- 1.63	0.94	0.239	0.380
0.42- 0.94	1.14	0.350	0.950	0.42- 0.94	0.78	0.350	0.216
0.10- 0.42	0.92	0.623	0.431	0.10- 0.42	1.96	0.623	0.304
$M_T = 3.43 \mu\text{g m}^{-3}$				$M_T = 10.34 \mu\text{g m}^{-3}$			

Table C3 contd.

Interval $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$ $\mu\text{gm}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Interval $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$ $\mu\text{gm}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$
Cr							
25/10				29/10			
4.79-20.0	0.17	0.621	0.330	4.81-20.0	0.31	0.619	0.283
2.45- 4.79	0.08	0.291	0.331	2.45- 4.81	0.23	0.293	0.443
1.62- 2.45	0.08	0.180	0.535	1.63- 2.45	0.31	0.177	0.989
0.94- 1.62	0.08	0.236	0.408	0.94- 1.63	0.23	0.239	0.544
0.42- 0.94	0.25	0.350	0.861	0.42- 0.94	0.31	0.350	0.500
0.10- 0.42	0.17	0.623	0.329	0.10- 0.42	0.38	0.623	0.345
$M_T = 0.83 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 1.77 \mu\text{gm}^{-3}$			
Ni							
25/10				29/10			
4.81-20.0	0.19	0.619	0.403	4.81-20.0	0.77	0.619	0.415
2.45- 4.79	0.33	0.291	0.567	2.45- 4.81	0.46	0.293	0.333
1.62- 2.45	=0.17	0.180	0.472	1.63- 2.45	0.31	0.177	0.548
0.94- 1.62	=0.17	0.236	0.360	0.94- 1.63	= 0.15	0.239	0.209
0.42- 0.94	=0.17	0.350	0.243	0.42- 0.94	0.31	0.350	0.295
0.10- 0.42	0.75	0.623	0.602	0.10- 0.42	1.00	0.623	0.535
$M_T = 2 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 3.0 \mu\text{gm}^{-3}$			
Pb							
25/10				29/10			
4.79-20.0	0.08	0.621	0.142	4.81-20.0	0.19	0.619	0.327
2.45- 4.79	0.06	0.291	0.227	2.45- 4.81	0.08	0.293	0.290
1.62- 2.45	0.04	0.180	0.244	1.63- 2.45	0.10	0.177	0.601
0.94- 1.62	0.11	0.236	0.512	0.94- 1.63	0.12	0.239	0.534
0.42- 0.94	0.39	0.350	1.224	0.42- 0.94	0.24	0.350	0.729
0.10- 0.42	0.23	0.623	0.406	0.10- 0.42	0.21	0.623	0.359
$M_T = 0.91 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 0.94 \mu\text{gm}^{-3}$			
Ca*							
25/10				29/10			
4.79-20.0	0.50	0.621	0.050	4.81-20.0	4.2	0.619	0.471
2.45- 4.79	0.17	0.291	0.036	2.45- 4.81	2.0	0.293	0.473
1.62- 2.45	0.50	0.180	0.172	1.63- 2.45	2.3	0.177	0.901
0.94- 1.62	0.67	0.236	0.176	0.94- 1.63	0.92	0.239	0.267
0.42- 0.94	2.5	0.350	0.443	0.42- 0.94	1.4	0.350	0.277
0.10- 0.42	11.8	0.623	1.174	0.10- 0.42	3.6	0.623	0.401
$M_T = 16.14 \text{ngm}^{-3}$				$M_T = 14.42 \text{ngm}^{-3}$			

\*  $\Delta M$  for Cd in  $\text{ngm}^{-3}$

Table C4: Data for mass-size distribution histograms for the various elements in airborne particles, as measured by the Sierra high-volume cascade impactor (HV/S) at Kværner Brug A/S, mechanical workshop on 25/10 and 29/10, 1979.

Interval, $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$ $\mu\text{gm}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Interval, $\mu\text{m}$	$\Delta M_i$ $\mu\text{gm}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$
Fe							
25/10				29/10			
7.32-20.0	17.3	0.437	0.190	7.13-20.0	80.5	0.448	0.327
3.05- 7.32	16.2	0.380	0.205	2.97- 7.13	77.9	0.380	0.373
1.53- 3.05	14.0	0.300	0.224	1.49- 2.97	52.5	0.300	0.319
0.97- 1.53	16.6	0.198	0.403	0.94- 1.49	38.8	0.200	0.353
0.51- 0.97	41.1	0.279	0.708	0.50- 0.94	48.7	0.274	0.324
0.10- 0.51	103	0.706	0.701	0.10- 0.50	251	0.699	0.654
$M_T = 208.2 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 549.4 \mu\text{gm}^{-3}$			
Mn							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.79	0.437	0.064	7.13-20.0	1.4	0.448	0.100
3.05- 7.32	0.58	0.480	0.054	2.97- 7.13	1.3	0.380	0.109
1.53- 3.05	0.63	0.300	0.075	1.49- 2.97	1.0	0.300	0.106
0.97- 1.53	1.46	0.198	0.262	0.94- 1.49	1.6	0.200	0.255
0.51- 0.97	7.66	0.279	0.976	0.50- 0.94	6.1	0.274	0.709
0.10- 0.51	17.0	0.706	0.856	0.10- 0.50	20.0	0.699	0.911
$M_T = 28.12 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 31.4 \mu\text{gm}^{-3}$			
Cu							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.14	0.437	0.119	7.13-20.0	0.22	0.448	0.094
3.05- 7.32	0.13	0.380	0.127	2.97- 7.13	0.21	0.380	0.106
1.53- 3.05	0.10	0.300	0.124	1.49- 2.97	0.14	0.300	0.090
0.97- 1.53	0.18	0.198	0.338	0.94- 1.49	0.16	0.200	0.154
0.51- 0.97	0.41	0.279	0.546	0.50- 0.94	0.29	0.274	0.204
0.10- 0.51	1.73	0.706	0.911	0.10- 0.50	4.18	0.699	1.150
$M_T = 2.69 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 5.20 \mu\text{gm}^{-3}$			
Zn							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.56	0.437	0.250	7.13-20.0	2.2	0.448	0.305
3.05- 7.32	0.19	0.380	0.098	2.97- 7.13	2.2	0.380	0.360
1.53- 3.05	0.13	0.300	0.085	1.49- 2.97	1.4	0.300	0.290
0.97- 1.53	0.24	0.198	0.237	0.94- 1.49	1.1	0.200	0.312
0.51- 0.97	1.4	0.279	0.980	0.50- 0.94	1.4	0.274	0.317
0.10- 0.51	2.6	0.706	0.719	0.10- 0.50	7.8	0.699	0.693
$M_T = 5.12 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 16.1 \mu\text{gm}^{-3}$			

Table C4 contd.

Interval, $\mu\text{m}$	$M_i$ , $\mu\text{gm}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$	Interval, $\mu\text{m}$	$M_i$ , $\mu\text{gm}^{-3}$	$\Delta \log D_i$	$\frac{\Delta M_i}{M_T \Delta \log D_i}$
Cr							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.11	0.437	0.293	7.13-20.0	0.34	0.448	0.372
3.05- 7.32	0.06	0.380	0.184	2.97- 7.12	0.19	0.380	0.245
1.53- 3.05	0.06	0.300	0.233	1.49- 2.97	0.12	0.300	0.196
0.97- 1.53	0.08	0.198	0.470	0.94- 1.49	0.12	0.200	0.294
0.51- 0.97	0.17	0.279	0.709	0.50- 0.94	0.19	0.274	0.340
0.10- 0.51	0.38	0.706	0.626	0.10- 0.50	1.08	0.699	0.757
$M_T = 0.86 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 2.04 \mu\text{gm}^{-3}$			
Ni							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.28	0.437	0.339	7.13-20.0	0.62	0.448	0.403
3.05- 7.32	0.22	0.380	0.306	2.97- 7.13	0.50	0.380	0.384
1.53- 3.05	0.24	0.300	0.423	1.49- 2.97	0.33	0.300	0.301
0.97- 1.53	0.14	0.198	0.374	0.94- 1.49	0.25	0.200	0.364
0.51- 0.97	0.20	0.279	0.379	0.50- 0.94	0.23	0.274	0.240
0.10- 0.51	0.81	0.706	0.607	0.10- 0.50	1.5	0.699	0.626
$M_T = 1.98 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 3.43 \mu\text{gm}^{-3}$			
Pb							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.04	0.437	0.101	7.13-20.0	0.17	0.448	0.319
3.05- 7.32	0.04	0.380	0.116	2.97- 7.13	0.17	0.380	0.376
1.53- 3.05	0.04	0.300	0.147	1.49- 2.97	0.07	0.300	0.196
0.97- 1.53	0.07	0.198	0.389	0.94- 1.49	0.07	0.200	0.294
0.51- 0.97	0.23	0.279	0.906	0.50- 0.94	0.15	0.274	0.452
0.10- 0.51	0.49	0.706	0.763	0.10- 0.50	0.56	0.699	0.673
$M_T = 0.91 \mu\text{gm}^{-3}$				$M_T = 1.19 \mu\text{gm}^{-3}$			
Cd *							
25/10				29/10			
7.32-20.0	0.28	0.437	0.091	7.13-20.0	2.80	0.448	0.381
3.05- 7.32	0.36	0.380	0.134	2.97- 7.13	2.80	0.380	0.449
1.53- 3.05	0.34	0.300	0.160	1.49- 2.97	1.52	0.300	0.309
0.97- 1.53	0.39	0.198	0.279	0.94- 1.49	1.53	0.200	0.466
0.51- 0.97	1.57	0.279	0.796	0.10- 0.50	6.07	0.699	0.529
$M_T = 7.07 \text{ngm}^{-3}$				$M_T = 16.41 \text{ngm}^{-3}$			

\*  $\Delta M_i$  for Cd in  $\text{ngm}^{-3}$



