

POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER
EKSPONERINGSMALINGER VED
NORSK KOKSVERK A/S, MO I RANA,
OKTOBER 1979

PER EINAR FJELDSTAD, KRISTIN HALGARD

HD 829/800418

MEDARBEIDER: THOMAS FROST
AVDELING: AVDELING FOR ORGANISK KJEMI
ANSVARSHAVENDE: PER EINAR FJELDSTAD
STIKKORD: PAH, KOKSVERK

INNHOILDSFORTEGNELSE

	SIDE
SAMMENDRAG	1
1. INNLEDNING	2
2. PRØVETAKINGSUTSTYR	3
3. ANALYSE	4
3.1 Ekstraksjon og rensing	4
3.2 Væskekromatografisk analyse	4
3.3 Gasskromatografisk analyse	5
3.4 Usikkerhet	5
4. INNSAMLING AV PRØVER	6
4.1 Prosessbeskrivelse	6
4.2 Innsamling av stasjonære prøver	9
4.3 Innsamling av personlige prøver	9
5. RESULTATER	10
5.1 Resultater fra parallelle prøver tatt med og uten sonde	10
5.2 Stasjonær prøvetaking	10
5.3 Personlig prøvetaking	11
5.3.1 Utrekning av gjennomsnittseksponering	11
5.3.2 Resultater fra personlig prøvetaking	12
6. DISKUSJON AV RESULTATENE	15
6.1 Forholdene under prøvetaking	15
6.2 Sammensetning av PAH	15
6.3 Yrkeshygieniske betraktninger	15

6.3.1	Vurderingsgrunnlag for PAH	15
6.3.2	Vurdering av parallelle prøver tatt med og uten sonde	16
6.3.3	Stasjonære prøver	17
6.3.4	Eksponeringsvurderinger	17
6.3.5	Effektivitet av luftrensehjelmene	17
6.4	Sluttkommentar	18
7.	REFERANSER	20
BILAG 1	Figurer	
BILAG 2	Beskrivelse av luftrensehjelm	
BILAG 3	Resultater av gasskromatografisk analyse	

SAMMENDRAG

Det har tidligere vært målt konsentrasjon av støv og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i arbeidsatmosfæren ved Norsk Koksverk A/S /1,2/.

Etter henvendelse fra Norsk Koksverk A/S foretok YHI nye målinger i oktober 1979. Målingene omfattet alle arbeidere på batteritoppen. Arbeiderne benyttet luftrensehjelmer (bilag 2) under arbeidet, og det ble lagt vekt på parallelle konsentrasjonsmålinger av PAH innenfor og utenfor hjelmene. Målinger ble også foretatt i hvilebu og fyllvognkabinene hvor stasjonært friskluftanlegg var i drift.

For bestemmelse av den personlige eksponering er det benyttet bærbart prøvetakingsutstyr med oppsamling av støv/partikulært PAH på et filter plassert i arbeiderens innåndingssone. Utstyret er båret i ca. 5 timer og konsentrasjoner av partikulært PAH er funnet å ligge i følgende områder:

utenfor hjelmen: 29 - 182 $\mu\text{g PAH}/\text{m}^3$
innenfor hjelmen: 2 - 167 $\mu\text{g PAH}/\text{m}^3$

Slik luftrensehjelmene ble brukt under måleperioden, ble eksponeringen redusert med $56 \pm 32\%$.

Flere av prøvene som ble tatt innenfor luftrensehjelmene til arbeiderne på batteritoppen viser eksponeringer høyere enn den administrative norm man har valgt for PAH. Normen er basert på den amerikanske grenseverdi $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ for partikulært organisk materiale (PPOM) som løses ut med benzen fra en filterprøve. Dette tilsvarer ca. $40 \mu\text{g}$ partikulært PAH/ m^3 .

Stasjonære målinger i hvilebu viste verdier fra $0,14 - 1,8 \mu\text{g}$ partikulært PAH/ m^3 mens det i fyllvognkabinene ble funnet fra $3,5 - 74 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

1. INNLEDNING

Det er kjent at polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) dannes ved ufullstendig forbrenning av kull, oljeprodukter og annet organisk materiale. Ved dyreforsøk er det påvist at enkelte PAH har en kreftfremkallende virkning. Den senere tids forskning har også påvist at PAH-komponentene utøver såvel gjensidig forsterkende (synergistisk) som gjensidig svekkende (antagonistisk) virkning. Det er derfor viktig at man ikke ser isolert på de enkelte komponenter, men kartlegger hele spekteret av PAH-forbindelser i en arbeidsatmosfære.

I mars og oktober 1976 ble det foretatt en kartlegging av PAH i arbeidsatmosfæren ved Norsk Koksverk A/S /1/. På grunnlag av resultatene fra denne undersøkelsen ble det utført en rekke forbedringer for å senke eksponeringen for tjærestoffer. Det ble bl.a. innstallert luftrensaneanlegg i kabinene i begge fyll- og trykkvogner. I dette anlegget filtreres luften gjennom støv- og aktivkull-filter. En stasjonær hvilebu med samme type anlegg ble montert på batteritoppen. Videre tok operatørene på batteritoppen i bruk luftrensehjelmer som sørger for en atmosfære av filtrert luft i innåndingssonen. Hjelmene er utstyrt med grov- og finstøvfilter.

Nye målinger i januar/februar 1978 /2/ viste at luftrensehjelmenes effektivitet varierte fra 0-85% avhengig av bruksmåten. Konsentrasjonen av PAH i luften på batteridekket (målt med personbåret utstyr) var typisk ca $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Målingene tydet på at luftrenseanleggene i fyllvognkabinene var lite effektive.

I oktober 1979 ble det etter forespørsel fra Norsk Koksverk A/S igjen foretatt PAH-målinger på batteritoppen. Siden de forrige målingene var det innstallert et nytt friskluftanlegg i fyllvognkabiner og hvilebu. Anlegget har inntak på sørsiden av kulltårnet, altså i noen avstand fra batteriene. Virkningen av denne ventilasjonen på atmosfæren i fyllvognkabinene skulle undersøkes.

Man var også interessert i samtidige målinger innenfor og utenfor luftrensehjelmen for å undersøke om man hadde oppnådd en bedre utnyttelse av denne.

2. PRØVETAKINGSUTSTYR

Prøvetakingsutstyret er beskrevet i /3/. Det gis derfor her bare en summarisk beskrivelse.

Til prøvetakingen er det benyttet små batteridrevne pumper (Casella) som kan plasseres i lommen, og oppsamling av støv/partikulært PAH skjer på et filter (Gelman Acropor AN-800) plassert i arbeiderens innåndingssone. Pumpen suger støvholdig luft gjennom filteret med en hastighet på ca. 2l/min. Utsugd volum bestemmes ved bruk av rotameter før og etter prøvetaking og registrering av utsugningstid.

Til prøvetakingen innenfor visiret på luftrensehjelmen ble filterholderen påmontert en sonde av kopper beskyttet med PVC på enden (Figur 2.1).



Figur. 2.1 Påmontering av personlig prøvetakingsutstyr for prøvetaking innenfor og utenfor luftrensehjelm.

Casellapumpene ble også benyttet til stasjonære målinger i fyllvognkabiner og hvilebu.

3. ANALYSE

Analysemetoden som benyttes ved YHI for PAH-eksponerte filtre er beskrevet i /3/ og blir bare kort omtalt her.

3.1 Ekstraksjon og rensing

De støvbelagte filtrene ble ekstrahert med etanol i ultralydbad, og etanolekstraktene ble analysert ved bruk av høytrykks væske-kromatograf.

For kalibrering av den væskechromatografiske metoden og bestemmelse av fordelingen av de enkelte PAH-komponenter ble 8 av etanolekstraktene rensert videre for gasschromatografisk analyse. Disse etanolekstraktene ble dampet inn til ca. 0,6ml (50°C, N₂-atm.) og tilsatt cyclohexan og indre standard. Cyclohexanløsningene ble rensert med væske-væske-ekstraksjon med N,N-dimetylformamid med 3% H₂O. Etter tilbakeekstrahering til cyclohexan ble prøvene konsentrert før gasschromatografisk analyse.

Sondene ble skylt med ca. 2ml etanol, og denne løsningen ble overført til etanolekstraktet fra tilhørende filter før væskechromatografisk analyse.

3.2 Væskechromatografisk analyse

Til væskechromatografisk analyse ble det benyttet en Perkin Elmer 604 høytrykks væskechromatograf med en 5 µm silicagel-kolonne (Nucleosil 5 C₁₈, 0,1mx2,6 mm i.d.). Det ble benyttet 80% etanol i H₂O som elueringsmiddel, og elueringshastigheten var 0,8 ml pr.min. ved et trykk på ca. 130 atm. PAH ble detektert ved en bølgelengde på 254 nm på en Perkin-Elmer LC55. Det ble benyttet loop injektor, og prøvevolumet var 50 µl. Ovnstemperaturen var 65°C.

Resultatene - sum PAH - ble beregnet i forhold til pyren som ble brukt som ekstern standard. Metoden er sammenliknet med gasschromatografisk analyse med god overensstemmelse.

3.3 Gasskromatografisk analyse

Prøvene ble analysert ved bruk av en Hewlett Packard gasskromatograf, modell 5710 A, med glasskapillarkolonne og flammeionisasjonsdetektor (FID). Kolonnen var 20 m lang med indre diameter 0,32 mm, og den stasjonære fase var SE 54.

Øvrige kromatografiske betingelser:

Bæregass:	Nitrogen 3 ml/min.
Injeksjonstemperatur:	250 ⁰ C
Detektortemperatur:	250 ⁰ C
Temperaturprogrammering:	80 ⁰ C (2 min.) til 240 ⁰ C med 3 ⁰ C/min.
Hydrogen FID:	30 ml/min.
Luft FID:	240 ml/min.

Identifiseringen foregikk ved sammenlikning av retensjonstidene med PAH-standarder.

3.4 Usikkerhet

Det er utført separate undersøkelser for å fastlegge usikkerhet i prøvetaking og analyse. Usikkerheten er her funnet å være 8% for prøvetaking /4/ og 5% for opparbeidelse og analyse /5/.

4. INNSAMLING AV PRØVER

4.1 Prosessbeskrivelse

De to batteriene består av 27 forkoksningskamre med tilhørende fyrkamre. Hvert forkoksningskammer har i varm tilstand følgende innvendige dimensjoner:

Lengde	ca.	13	m
Høyde	"	3,8	m
Bredde	"	0,44	m
Effektivt kullvolum	ca.	20,3	m ³ .

En skisse av batteritoppen med fylldeksel er vist i figur 4.1. I figur 4.2 er det vist et snitt av et batteri med trykkvogn, fyllvogn, koks-føringsvogn, slukkevogn, etc.

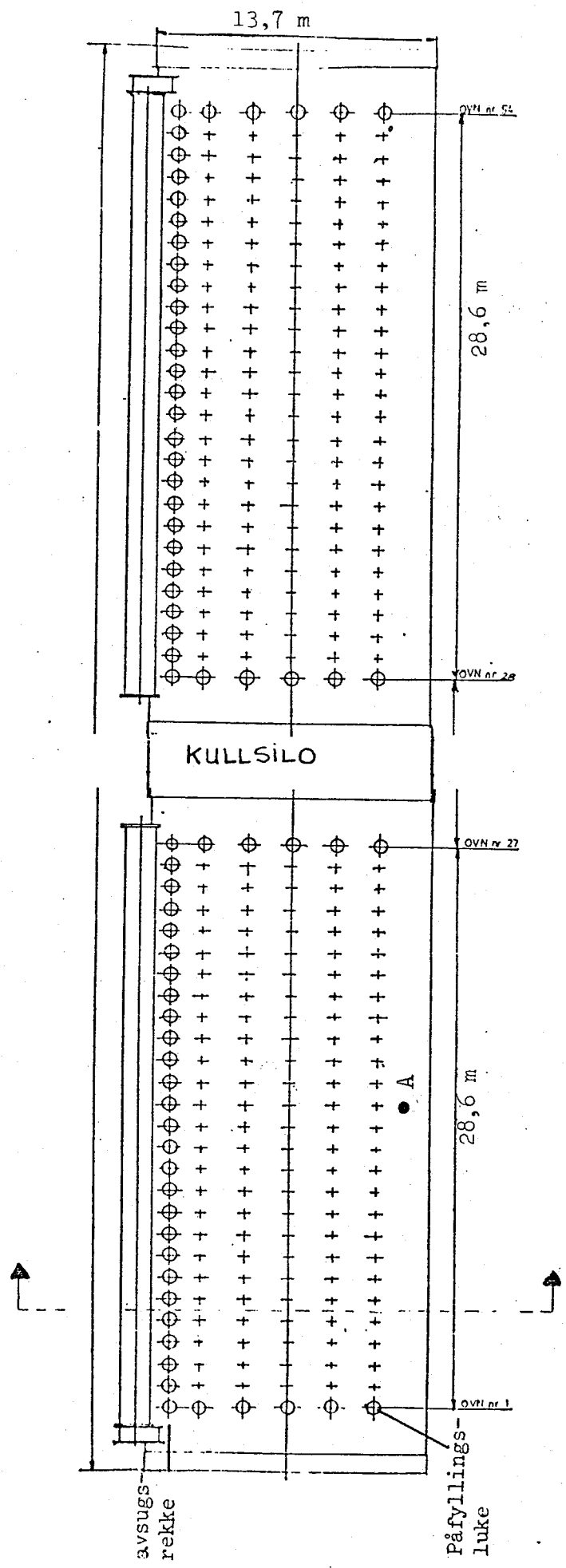
Begge batteriene betjenes av de samme skinnegående ovnsmaskiner og har felles bunkringsstasjon mellom batteriene.

Hvert kammer fylles fra toppen gjennom 5 fyllsjakter. Før avsluttet fylling planeres de 5 kullkjeglene ut for å gi tilstrekkelig fritt rom i toppen av kammeret for destillasjonsproduktene, slik at unødig trykkoppbygging i kamrene unngås under forkoksningsen. Forkoksningstiden er normalt 16-18 timer med fyrkammertemperatur på 1.300 - 1.320°C.

Destillasjonsproduktene som bl.a. inneholder tjæredamper, suges kontinuerlig av fra kamrene. Etter rensing går ca. 40% av destillasjons-gassen tilbake til batteriene for underfyring.

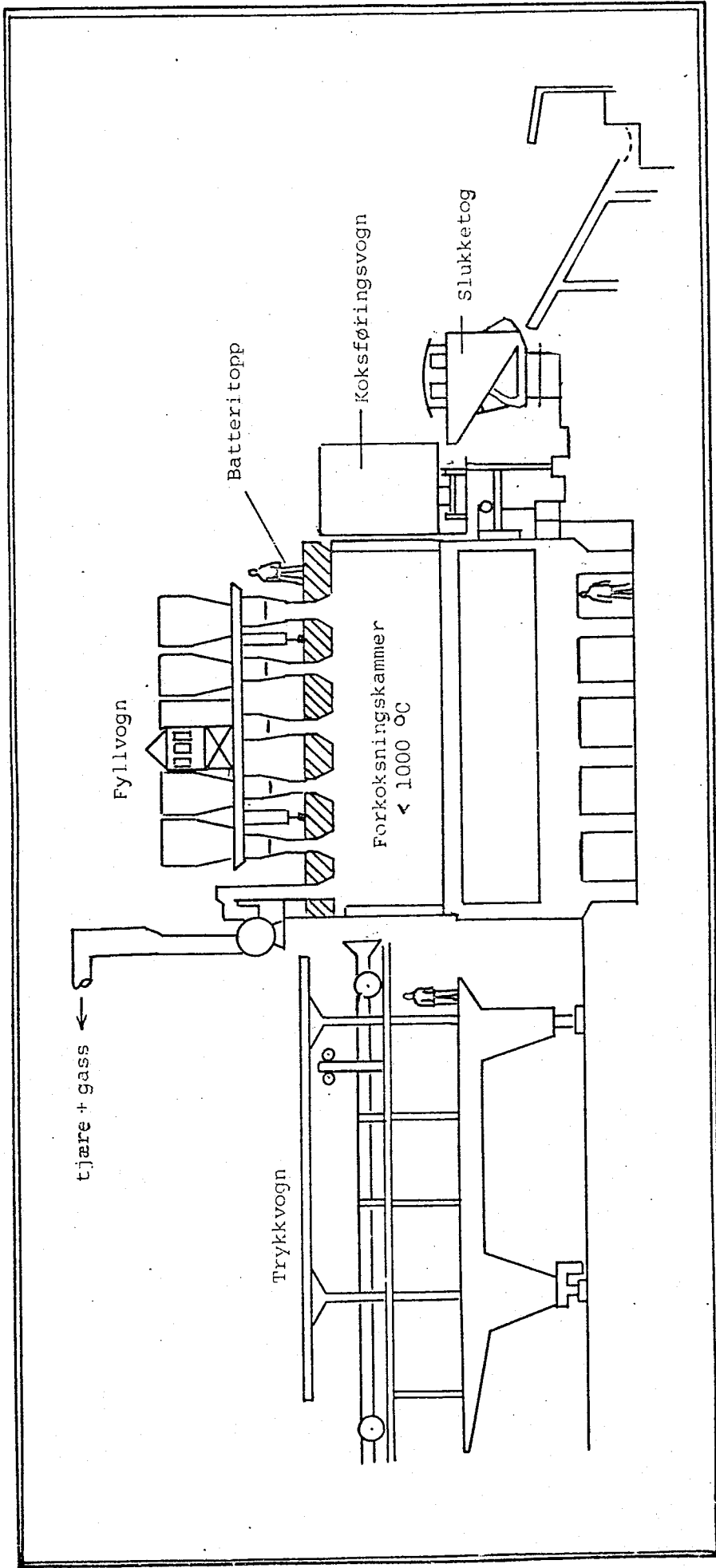
Etter avsluttet forkoksningsen åpnes dørene til kammeret, og den glødende koks trykkes ut av kammeret ved hjelp av en mekanisk innretning gjennom et føringskammer og over i slukkevogn. Den glødende koksen kjøres deretter til et slukketårn hvor den bråkjøles med vann. Etter en kort avdampningstid i slukketårnet tømmes koksen på en koksrampe og mates derfra inn i sikteriet for knusing og sikting.

Etterslukking foregår fra tid til annen på nevnte koksrampe.



● = plassering av prøvetakingsutstyr med og uten sonde
FIGUR 4.1 Skisse av batteritoppen med markering av påfyllingslukene.

Snitt fig. 4.2



FIGUR 4.2 Tverrsnitt av koksbatteri med fyllvogn, trykkvogn, koksføringsvogn og slukketog.

4.2 Innsamling av stasjonære prøver

For å undersøke om noe av prøvene gikk tapt ved bruk av sonder, ble tre Casellapumper med sonder påsatt filterholderne og tre uten sonde buntet sammen og plassert på batteritoppen med filteret ca. 0,3 m over "gulvnivå". Prøvetakingsstedet er avmerket på figur 4.1. Prøvetakingstid var 3 timer med utsugd volum på 0,33 m³.

Prøvetaking inne i kabin på fyllvognene og i hvilebua på batteritoppen ble også foretatt med Casella-pumper. Det ble tatt 17 slike prøver. Prøvetakingstiden var 4½ - 6 timer og utsugd luftvolum 0,23 - 0,63 m³.

4.3 Innsamling av personlige prøver

Alle arbeiderne på batteritoppen fikk ved dagens/skiftets begynnelse utlevert to Casella-pumper for prøvetaking uten- og innenfor visiret på luftrensehjelmen (pkt. 2 og figur 2.1). Utstyret ble båret i ca. 5 timer.

Det ble samlet inn 58 prøver. Et typisk utsugingsvolum var ca. 0,4 m³.

5. RESULTATER

5.1 Resultater fra parallelle prøver tatt med og uten sonde

Med Casella-pumper ble det tatt parallelle prøver med og uten sonde. Resultatene fra væskekromatografering av disse prøvene er vist i tabell 5.1.

Tabell 5.1. Resultater fra væskekromatografering av Casella-prøver med og uten sonde

Dato	Skift *	MED SONDE		UTEN SONDE	
		Prøve nr.	$\mu\text{g PAH}/\text{m}^3$	Prøve nr.	$\mu\text{g PAH}/\text{m}^3$
9/10-79	F/D	36	213	35	184
"	"	37	221	40	198
"	"	38	227	39	195

*F/D= formiddag/dagskift

Enveis variansanalyse og t-test på resultatene i tabell 5.1 viser at det er signifikant forskjell på prøver tatt med og uten sonde. Forskjellen er ca. 15% og presisjonen ca. 4%

5.2 Stasjonær prøvetaking

Resultatene fra stasjonære prøver tatt med Casella-pumper er vist i tabell 5.2.

Tabell 5.2. Analyseresultater fra væskekromatografering av stasjonære Casella-prøver.

Skift*	Sted	8/10		9/10		10/10	
		østenden µg PAH/m ³	vestenden µg PAH/m ³	østenden µg PAH/m ³	vestenden µg PAH/m ³	østenden µg PAH/m ³	vestenden µg PAH/m ³
F/D	Fyllvogn 1			19.0	24.2	a	8.31
E	Fyllvogn 1	3.45	13.0	12.8	25.9	7.10	15.5
N	Fyllvogn 1			6.00	7.31		
N	Fyllvogn 2	28.8	74.0				
F/D	Hvilebu				1.80		
E	Hvilebu				1.13		
N	Hvilebu				0.14		

* F/D = formiddag/dagskift E = ettermiddagsskift N = nattskift
a = Prøven er forkastet p.g.a. mye grovstøv på filteret.

5.3 Personlig prøvetaking

5.3.1 Utregning av gjennomsnittseksponering

Ved personlig prøvetaking vil det av praktiske grunner være vanskelig å måle over hele arbeidstiden. Ved tidligere målinger har man som vurderingsgrunnlag benyttet gjennomsnittskonsentrasjonen over den tiden pumpen har vært båret. For denne rapporten har man foretatt en liten endring i beregningsmåten som forsøker å korrigere for den tiden pumpen ikke har vært båret. Vesentlige forskjeller i resultater sammenliknet med den tidligere beregningsmåten får man bare når man av en eller annen grunn har måttet avbryte målingene før tiden. Det er derfor fullt mulig å sammenlikne resultatene i denne rapporten med tidligere resultater.

Utrekningen er gjort som følger:

På grunnlag av PAH-mengden på filter, pumpekapasitet og prøvetakingstid minus pauser er det regnet ut en gjennomsnitts-eksponering under arbeid. Eksponeringen er deretter normalisert til 8 timer ved å dividere på 8 timer og multiplisere med en antatt tid i arbeid. Den antatte tid i arbeid har man kommet fram til etter opplysninger om pauser og omkledningstid fra arbeidernes og bedriftens kontrollører. Tiden som er benyttet er 355 minutter.

5.3.2 Resultater fra personlig prøvetaking

I tabell 5.3 er gitt de konsentrasjoner av partikulært PAH som er funnet ved personlig prøvetaking.

Figur 1 i bilag 1 viser sammenhengen mellom PAH-konsentrasjonen innenfor og utenfor luftrensehjelmen.

Tabell 5.3 Total partikulær PAH-konsentrasjon ved personlig prøvetaking.

Skift *	Person	8/10		9/10		10/10	
		utenfor µg PAH/m	innenfor µg PAH/m ³	utenfor µg PAH/m ³	innenfor µg PAH/m ³	utenfor µg PAH/m ³	innenfor µg PAH/m ³
F	812			38.1	12.2	52.3	13.3
F	706			30.7	26.7	110	16.2
F	894			108	98.8		
F	820					160	a
D	506			35.1	a	29.3	21.7
D	831			a	37.4	30.8	33.0
D	679			90.2	13.0	182	20.0
D	710			75.9	2.09	116	5.65
E	963	126	86.8	132	88.3	86.7	85.6
E	967	136	42.8	83.1	18.1	94.5	25.6
E	503	61.1	32.6	90.4	36.6	153	49.7
N	767	a	a				
N	681	a	167				
N	820	a	58.2				
N	782			105	24.1		
N	906			a	15.0		
N	817			62.2	16.9		

* F = formiddagsskift D = dagskift E = ettermiddagsskift
N = nattskift

a) Prøven er forkastet, hovedsakelig p.g.a. tett filter.

En oversikt over totalkonsentrasjonen av partikulært PAH er gitt i figur 2 i bilag 1.

I tabell 5.4 og figur 3 i bilag 1 er vist resultatene fra gass- og væskrokromatografisk analyse av de 8 prøvene som ble benyttet for kalibrering av den væskrokromatografiske metoden.

Tabell 5.4. Resultater fra gasskromatografering og væskrokromatografering av 8 prøver

Dato	Prøve- nr.	GC µg PAH	LC µg "pyren"
8/10	5	107	1497
"	10	114	2289
9/10	20	46.8	537
"	29	30.8	1071
"	55	10.6	222
10/10	58	26.5	620
"	61	8.25	176
"	75	5.19	92.2

Den prosentvise fordeling av 9 nøkkelkomponenter (PAH-profil) i prøver tatt med personlig prøvetakingsutstyr er vist i figur 4 i bilag 1. En detaljert analyse av de enkelte prøver er gitt i bilag 3.

6. DISKUSJON AV RESULTATENE

6.1 Forholdene under prøvetakingen

Arbeidet på koks batteriene foregår ute, og vær og vind har derfor mye å si for arbeidernes eksponering. Under måleperioden var det til dels sterk vind og regn.

Under målingene på formiddag/dagskiftet 10. oktober oppsto brann i kullsiloen. Dette forårsaket en arbeidsstans på ca. 1 time, men arbeiderne oppholdt seg på batteridekket.

6.2 Sammensetning av PAH

Prøvene viser at PAH-sammensetningen av støvfraksjonen stort sett er den samme som ved tidligere målinger når unntas benzo(g,h,i)-peryleneandelen som ser ut til å være noe høyere.

6.3 Yrkeshygieniske betraktninger

6.3.1 Vurderingsgrunnlag for PAH

Den amerikanske listen over yrkeshygieniske grenseverdier /6/ angir en grenseverdi for partikulært polysyklisk organisk materiale (PPOM) til $0,2 \text{ mg/m}^3$ benzenløselig stoff fra filter. PAH er en del av PPOM. I det benzenløselige materialet fra filter er det normalt 10 - 40% PAH. Typiske verdier er 20%. Ut fra dette vil amerikansk TLV tilsvare $40 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ PAH på filter. En grenseverdi av denne typen må betraktes som teknisk grense. Den er ikke basert på epidemiologiske undersøkelser, eller noen annen form for helsemessige vurderinger.

Man vet at enkelte PAH-forbindelser er kreftfremkallende. Stoffer som benzo(a)pyren, dibenzopyrener, benzo(b)fluoranten og benzo(c)fenantren er noen av de kreftfremkallende forbindelser som til vanlig finnes i tjære o.l. Det vites ikke på hvilken måte en blanding av PAH og andre forbindelser som man finner i aluminiumverk, koksverk m.m., virker. Virkningene kan forsterkes eller svekkes i forhold til de rene forbindelsene. Derfor finner en det ikke riktig nå, i yrkeshygienisk sammenheng, å vurdere mengden av enkeltforbindelser, men basere seg på total mengde PAH på filter.

Det finnes utenlandske rapporter /7, 8, 9 m.fl./ som viser at tjærestoffene kan fremkalle kreft hos mennesker ved yrkesmessig eksponering. Kreft i luftveiene er i denne sammenheng viktigst. Velkjent er også virkningen av sigaretttrøyk, hvis kreftfremkallende virkning gjerne tilskrives innholdet av tjærestoffer.

I litteraturen finnes eksempel /10/ på at koksverkarbeidet kan føre til økt (2,5 - 5 ganger) lungekrefthyppighet. Eksponeringen var i dette tilfelle ca. 2 mg/m^3 benzenløselig materiale (PPOM) ($\sim 400 \text{ } \mu\text{g/PAH/m}^3$).

Tjærestoffene er altså kreftfremkallende. Derfor skal eksponeringen for dem være minst mulig, slik at overhyppighet av kreft unngås. Målet er lavest mulig konsentrasjon av tjærestoffer i all arbeidsatmosfære.

I figur 2 i bilag 1 er verdien $40 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ total PAH på filter markert.

6.3.2 Vurdering av parallelle prøver tatt med og uten sonde

For å få tatt prøver under visiret på luftrensehjelmen, ble det på filterholderne montert sonder som munnet ut nær munnen på bæreren (pkt. 2, figur 2.1). Det var nødvendig å kontrollere at ikke PAH gikk tapt i sonden. Derfor ble det tatt parallell-prøver med og uten sonde, tre av hver.

Resultatene ble behandlet statistisk med t-test og enveis variansanalyse som viser at det er ca. 15% forskjell på prøver tatt med og uten sonde. Årsakene til denne forskjellen kjennes ikke og er i strid med det som ble funnet ved de forrige målingene /2/.

I tillegg viser den statistiske behandlingen presisjonen for metoden (prøvetaking og analyse) til ca. 4%.

6.3.3 Stasjonære prøver

Det ble tatt stasjonære prøver med Casella-pumper i fyllvognkabinene og i hvilebua (tabell 5.2). I fyllvogn 1 ble det målt 3,5 - 26 $\mu\text{g PAH}/\text{m}^3$, i fyllvogn 2 målt 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette synes å være en bedring fra forrige måling, da det ble målt 21 - 184 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I hvilebua ble det funnet fra 0,14 - 1,8 $\mu\text{g PAH}/\text{m}^3$.

6.3.4 Eksponeringsvurderinger

Eksponeringsverdiene er resultater fra prøver tatt med personbåret prøvetakingsutstyr over ca. 5 timer, pauser medregnet. Prøvene er tatt i innåndingssonen til bæreren og gir et mål for eksponeringen den aktuelle arbeidsdagen. Verdiene er ført opp samlet i tabell 5.3 og figur 2 i bilag 1.

Målingene ga verdier fra 29 - 182 μg partikulært PAH/m^3 utenfor hjelmen og fra 2 - 167 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ innenfor. Selv innenfor hjelmen er enkelte verdier mer enn 2 ganger normen på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

6.3.5 Effektivitet av luftrensehjelmene

Analyseresultatene av de personlige prøver som er ført opp i tabell 5.3 og figur 1 i bilag 1, viser at slik luftrensehjelmen ble brukt under måleperioden, ble PAH-eksponeringen redusert med $56 \pm 32\%$.

6.4 Sluttkommentar

PAH er en samlebetegnelse for mange stoffer som forekommer i blanding ved tjære-eksponering. Noe PAH er vanligvis i gassform og noe befinner seg i luft som dråper eller partikler. Dråper og partikler samles opp på filter. Gassformig PAH er de PAH som er mest flyktige. De er vurdert som de minst toksiske av PAH-komponentene, og ingen av de kjente kreftfremkallende PAH befinner seg blant dem. Dette sammen med måletekniske årsaker gjør at gassformig PAH ikke tas med i vurderingsgrunnlaget.

Under målingene ved Norsk Koksverk ble det reist spørsmål om sigarettøyk kan virke forstyrrende på målingene. Sigarettøyk inneholder noe PAH, men det meste av stoffene i røyken er ikke PAH. For å forstyrre PAH-målingene må det derfor tilføres mye sigarettøyk. Dette fører til en forandring av prøvens sammensetning som igjen fører til at prøven forkastes. Sigarettøyking er derfor ikke noe stort problem for PAH-målinger.

I figur 5 er det satt opp en fordeling av eksponeringsverdiene med og uten bruk av luftrensehjelm for målingene som er foretatt av Yrkeshygienisk institutt siden 1976. Alle fordelingene gjelder batteridekket og forlag. Det ser ut til at man i løpet av denne tiden har oppnådd en viss senkning av eksponeringsnivået.

Ved den første målingen (1976) var 100% av målingene over $40 \mu\text{g PAH}/\text{m}^3$. Luftrenseutstyr ble ikke benyttet.

Ved målingen i 1978 var 95% av målingene utenfor luftrensehjelmen over $40 \mu\text{g PAH}/\text{m}^3$. Innenfor hjelmen ble dette redusert til ca. 73%.

Ved de siste målingene (1979) fant man utenfor hjelmen 79% over $40 \mu\text{g PAH}/\text{m}^3$, innenfor 31%.

Man har altså fått til en reduksjon av PAH-eksponeringen både på grunn av en viss reduksjon av PAH-konsentrasjonen på

batteridekket generelt og fordi verneutstyret virker bedre. I gjennomsnitt har man en effektivitet av hjelmen i overkant av 50% (pkt. 6.3.5). En forbedring av dette vil antakelig være avhengig av faktorer som kommunikasjonsmuligheter, rutiner for skifting av glass i visiret, løsning av problemer med trekk av kald luft, egeninnsats m.m. Enkelte vil kanskje oppnå bedre effekt med støvfiltre/gassmasker e.l.

En senking av PAH-eksponeringen vil kunne oppnås både ved tekniske forbedringer, nye arbeidsrutiner og mer effektiv bruk av verneutstyr. Under målingen ble det bedt om en kommentar til bemanningsøkning som middel til senking av PAH-eksponeringen.

- A) En økning av bemanningen kan føre til at eksponeringen for hver enkelt arbeider blir mindre idet oppholdstiden på batteridekket blir kortere.
- B) Bemanningsøkningen kan brukes for å senke eksponeringen ved å sørge for bedre tetting av luker etc.

Tankegangen under B synes fullt ut akseptabel idet den kan føre til mindre utslipp. A er imidlertid ikke akseptabel. Effekten man skal beskytte seg mot ved koksverkarbeid er kreftformer. Ingen kjenner sammenhengen mellom PAH-eksponering og kreft-hyppighet. Det er derfor mulig at økt bemanning fører til økt sjans for at noen får kreft som følge av PAH-eksponeringen, selv om det sannsynligvis fører til at en person blir syk, blir mindre.

7. REFERANSER

1. Bjørseth, A., Bjørseth, O. og Fjeldstad, P.E.:
Kartlegging av PAH ved Norsk Koksverk A/S (NTNF-rapport, 1977).
2. Bjørseth, O., Fjeldstad, P.E., Frost, T. og Halgard, K.:
Polysykliske aromatiske hydrokarboner. Eksponerings-
målinger ved Norsk Koksverk A/S, Mo i Rana.
(HD-rapport 782/781109, YHI 1978).
3. Bjørseth, A., Bjørseth, O. og Fjeldstad, P.E.:
Kartlegging av PAH ved A/S Årdal og Sunndal Verk,
Sunndalsøra (NTNF-rapport, 1976).
4. Bjørseth, O. og Fjeldstad P.E.:
Presisjon ved prøvetaking av støv og tjærestoffer
(NTNF-rapport, 1978).
5. Bjørseth, A., Olufsen, B. og Skogland, M.:
Teknisk rapport nr. 5, 740312.
6. ACGIH: TLV's etc for 1976.
7. Shuler, P.J. and Bierbaum, P.J.:
Environmental Survey of Aluminium Reduction Plant.
NIOSH, 1974.
8. Konstantinov, V.G. and Kuzminyuk, A.I.:
Tarry substances and 3,4-Benzpyrene in the air of
electrolytic shops of Aluminium works and their
carcinogenic significance. Hygiene and Sanit 36 (1971),
368-73.

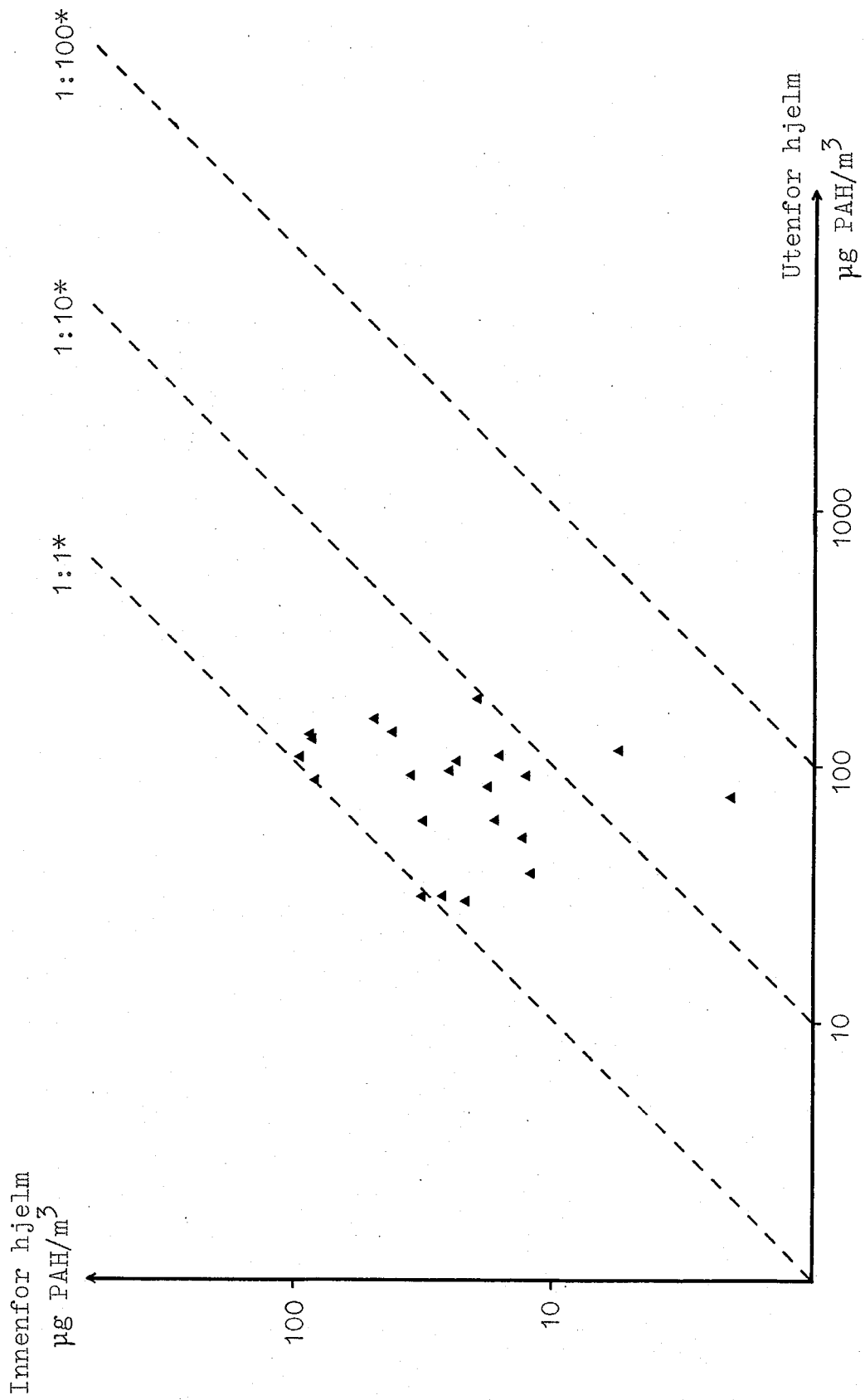
9. Gibbs, G.W. and Horowitz, J.:
Lung Cancer Mortality in Aluminium Plant Workers.
ALCAN report 1977.

10. Lloyd, J.W.:
Long-term mortality study of steelworkers.
V. Respiratory cancer in coke plant workers.
J. Occup. Med. 13 (1971), 53-68.

B I L A G 1

FIGURER

Figur 1. Sammenheng mellom konsentrasjon av partikulært PAH innenfor og utenfor luftrensehjelm



* Nivålinjer for forholdet innenfor/utenfor hjelm

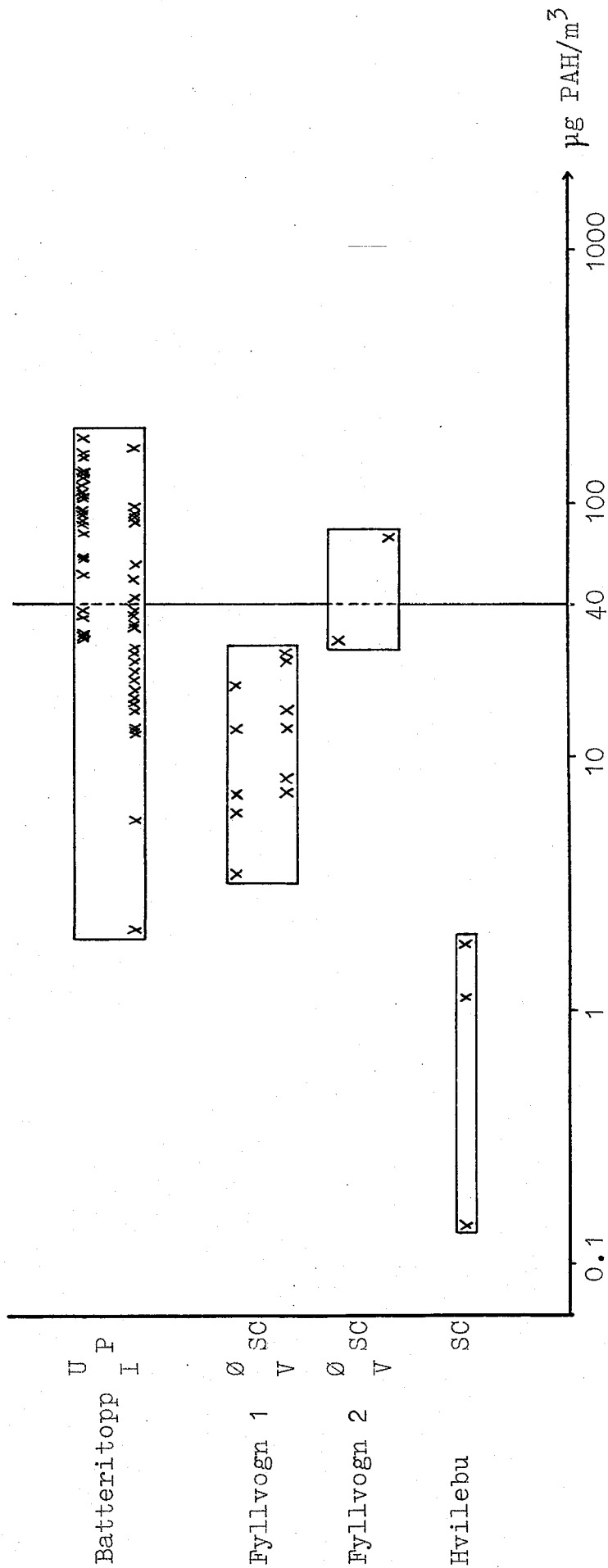
Figur 2. Totalkonsentrasjon av PAH målt ved personlig (P) utstyr og Casella brukt stasjonært (SC)

I = innenfor hjelm

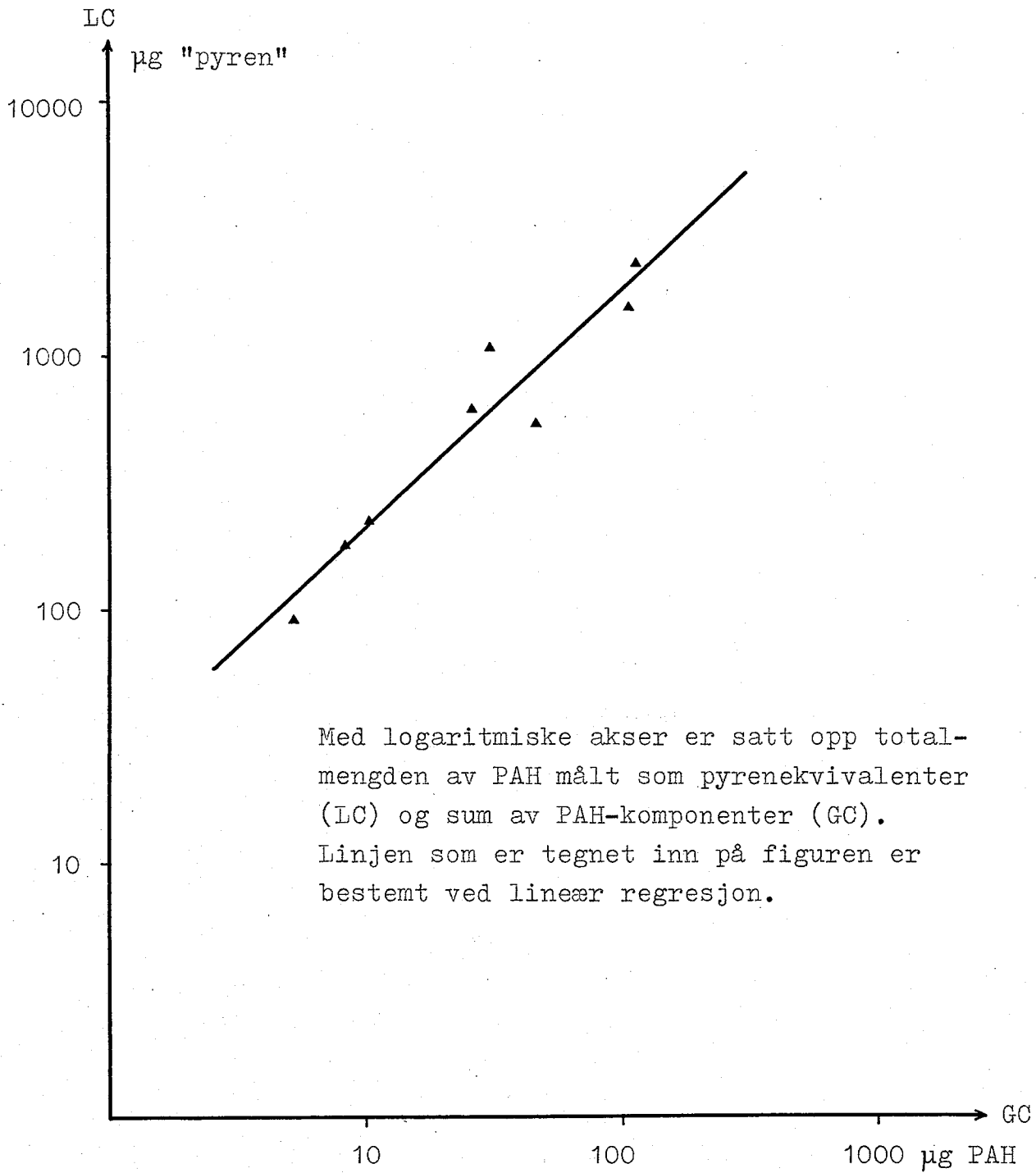
U = utenfor hjelm

V = vestenden

Ø = østenden

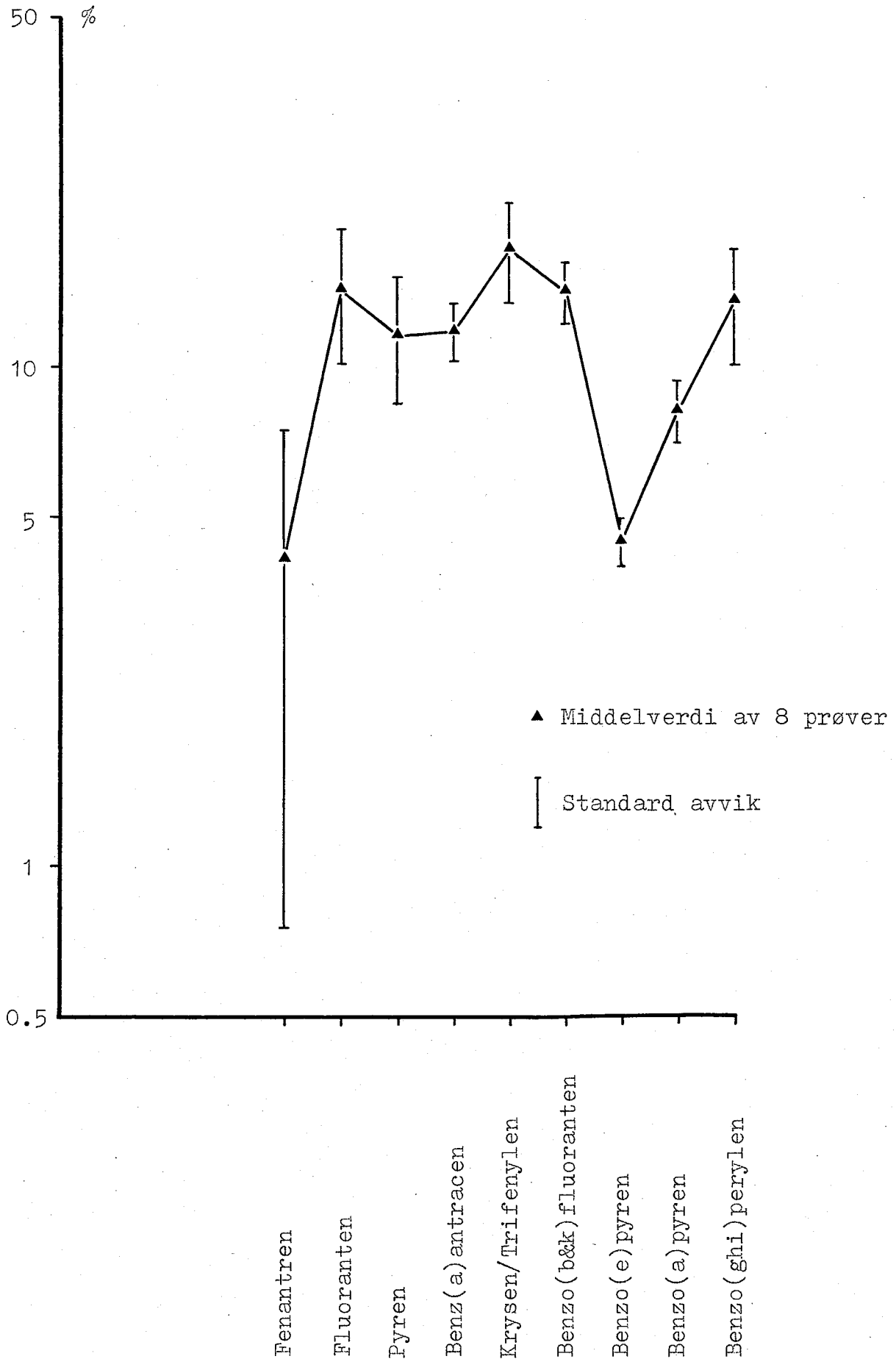


Figur 3. Sammenheng mellom væske- og gasskromatografering av 8 prøver

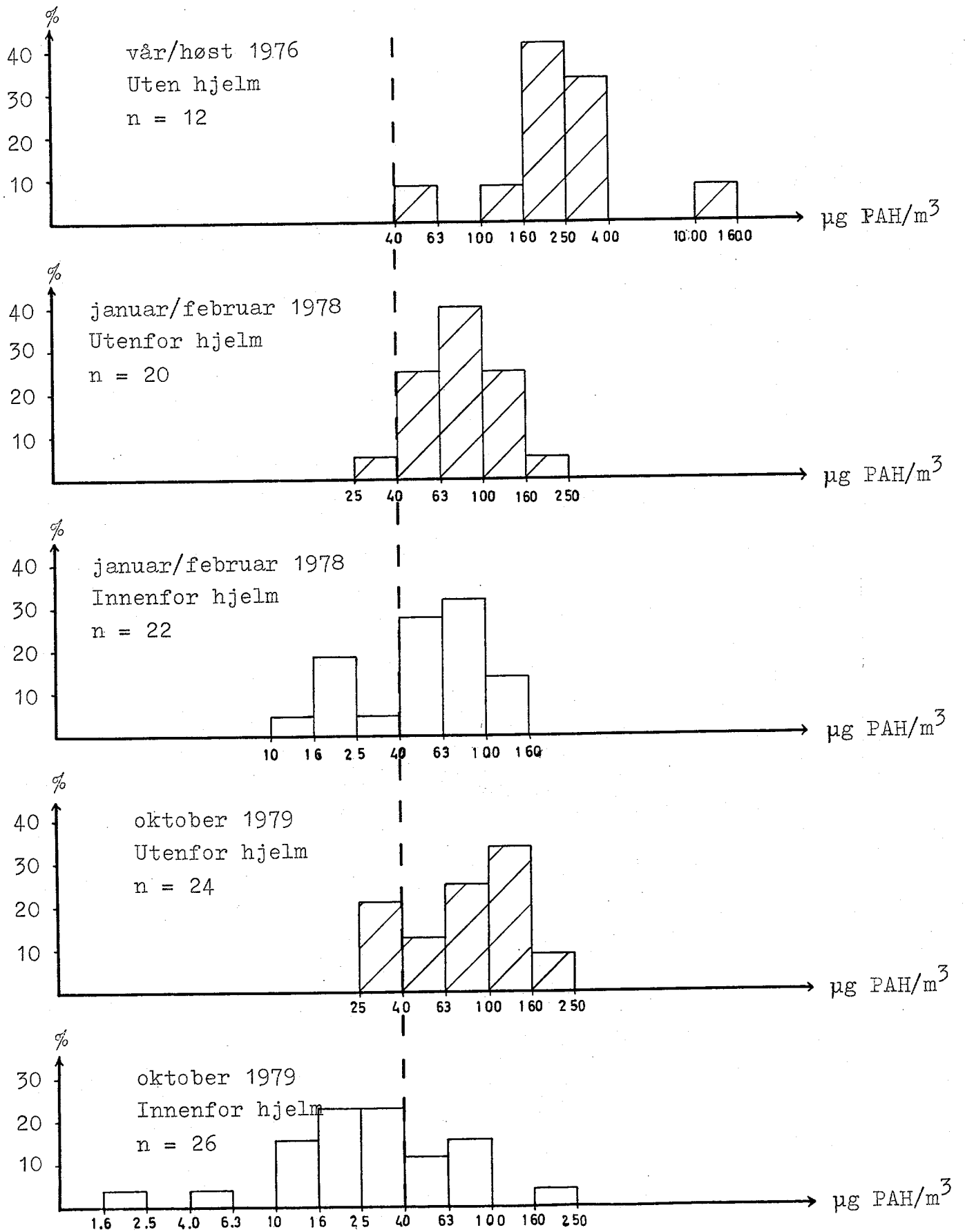


Likning: $\lg(LC) = (0.93 \pm 0.12)\lg(GC) + (1.39 \pm 0.17)$

Figur 4. Prosentvis fordeling av 9 PAH-komponenter i prøver tatt med personlig prøvetakingsutstyr



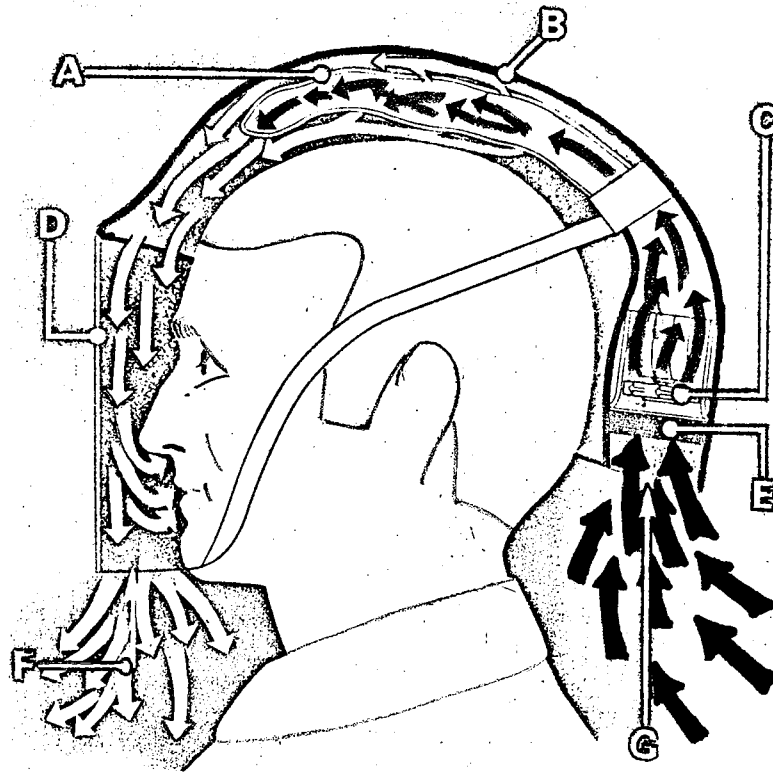
Figur 5. Fordeling av eksponeringsverdier med og uten bruk av luftrensehjelm på batteritoppen



B I L A G 2

BESKRIVELSE AV LUFTRENSHJELM

BESKRIVELSE AV LUFTRENSEHJELM



- A: Hovedfilter B: Hjelm skall C: Motor og vifte
D: Hengslet klart visir E: Forfilter
F: Utløp av rensset luft G: Inntak av forurenset luft

Den forurensede luften suges inn ved nakken gjennom et grov-filter og renses ytterligere gjennom et hovedfilter før den passerer mellom ansiktet og visiret og ut.

Hjelmen er produsert av Racal-Amplivox under navnet "airstream", og figuren er hentet fra en brosjyre utgitt av Telenor A/S.

B I L A G 3

RESULTATER AV GASSKROMATOGRFISK ANALYSE

Prøve nr.	5	10	20	29	55	58	61	75
PAH-komponent	µg totalt	µg totalt	µg totalt	µg totalt	µg totalt	µg totalt	µg totalt	µg totalt
Fenantren	0.70	1.32	0.35	0.92	0.62	2.04	0.32	0.14
Antracen	0.45	0.59	0.25	0.29	0.20	0.55	0.11	0.05
2-metylantracen	0.47	1.18	-	0.18	0.15	0.49	0.16	0.04
1-metylantracen/Carbazole	0.52	1.52	-	0.31	0.15	0.51	0.10	0.03
Fluoranten	11.0	13.8	4.31	5.73	1.16	3.63	0.85	0.33
Pyren	9.70	10.8	3.46	4.69	0.78	2.69	0.75	0.31
Benzo (a) fluoren	4.55	6.01	1.64	0.76	0.53	1.71	0.28	0.25
Benzo (b) fluoren	4.05	5.45	1.67	1.03	0.36	1.09	0.21	0.10
4-metylpyren/1-metylpyren	0.99	1.32	0.27	0.43	0.06	0.30	0.10	0.03
Benzo (a) antracen	11.5	11.7	5.00	3.07	0.82	1.89	0.82	0.43
Krysen/Trifenylen	12.6	12.0	6.53	3.64	1.43	2.73	1.50	1.01
Benzo (b&k) fluoranten	11.7	11.6	6.13	2.71	1.17	2.55	0.98	0.71
Benzo (e) pyren	3.88	3.84	2.03	0.93	0.36	0.85	0.28	0.19
Benzo (a) pyren	7.60	6.97	3.66	1.63	0.65	1.53	0.47	0.38
Perylen	2.19	2.16	1.07	0.51	0.22	0.65	0.21	0.20
0-fenylpyren	5.33	4.44	2.24	1.14	0.41	0.85	0.16	0.21
Dibenz (a,h) antracen	2.37	2.22	0.83	0.38	0.09	0.18	0.11	0.07
Benzo (g,h,i) perylen	14.9	14.3	6.05	2.15	1.19	1.77	0.77	0.60
Antantren	2.49	2.52	1.35	0.34	0.23	0.47	0.07	0.11
Sum PAH	106.99	113.74	46.84	30.84	10.58	26.48	8.25	5.19

