

29 OKT. 1976

G.T.O

INSTITUUT VOOR MILIEUHYGIENE
EN GEZONDHEIDSTECHNIEK TNO

- 34 -

publikatie nr. 542

DELFT-SCHOEMAKERSTRAAT 97-POSTBUS 214

HET BEPALEN VAN DE ASBESTCONCENTRATIE IN LUCHT

P.B. MEYER

Onder de naam asbest wordt een groep anorganische vezels begrepen, afkomstig uit een aantal silicaatmineralen, die bij splijting vezels opleveren. Deze silicaatmineralen zijn : serpentijn, riebeckiet, grüneriet, anthophylliet, tremoliet en aktinoliet. Met deze mineralen komen de volgende asbestnamen overeen : chrysotiel, crocidoliet, amoniet, anthophylliet, tremoliet en aktinoliet. Men ziet, dat slechts in enkele gevallen de mineraalnaam overeenkomt met die van het asbest - voor de techniek zijn slechts chrysotiel, amosiet en crocidoliet van betekenis.

Ruw geschat bestaat de produktie voor 84 % uit chrysotiel, voor 12 % uit amosiet en voor 4 % uit crocidoliet (1).

Tabel I. Empirische formules van de technisch belangrijkste asbestsoorten

Naam	Formule	Dichtheid gr/cm ³
Chrysotiel	$Mg_3Si_2O_5(OH)_4$	2,4 - 2,5
Amosiet	$(Mg, Fe^{2+})_7Si_8O_{22}(OH)_2$	2,6 - 3,0
Crocidoliet	$Na_2Fe_3^{2+}Fe_2^{3+}Si_8O_{22}(OH)_2$	3,0 - 3,5

Zoals figuur 1 (na de tekst) illustreert heeft asbest zich in de loop van een eeuw ontwikkeld van een wetenschappelijke curiositeit tot een belangrijk industrieel produkt (2).

Deze ontwikkeling werd vooral in de hand gewerkt door de ongewone combinatie van eigenschappen, die asbestvezels bezitten, zoals : chemische resistentie, hittebestendigheid en mechanische sterkte.

De ontdekking, dat de medaille ook een keerzijde heeft, liet niet lang op zich wachten. Sedert het begin van de eeuw weet men dat asbest, asbestose kan veroorzaken, terwijl in de twintiger jaren bekend werd, dat asbest

carcinogene eigenschappen heeft.

De zoëven genoemde gevolgen werden echter steeds in verband gebracht met blootstelling aan zeer hoge asbestconcentraties, zoals men die regelmatig tegenkwam op plaatsen waar asbest industrieel werd verwerkt of bewerkt. Men meende dan ook dit euvel door een goede stofbestrijding voldoende te kunnen bestrijden. Pas in de zestiger jaren werd door Wagner (3) in Zuid-Afrika en kort daarna door Selikoff in de Verenigde Staten het vóorkomen van een bepaalde pleuracarcinoom (mesothelioma) in oorzakelijk verband gebracht met asbestexposities van bijvoorbeeld mensen, die in de buurt van asbestmijnen woonden en wier asbestexpositie aanzienlijk lager was dan van de beroepsmatig geëxponeerden, waarvan eerder rede was (4, 5, 6).

Deze betrekkelijk recent gevonden feiten hebben opnieuw de aandacht gevestigd op asbest, tevens het vinden van veilige en acceptabele normen bemoeilijkt.

Zeer belangrijk werk met betrekking tot het vaststellen van een verbeterde maximaal aanvaardbare concentratie (= m.a.c.) voor expositie op de arbeidsplaats, werd vooral in Engeland verricht. Bij het tot stand komen van de Engelse m.a.c.-waarde speelde standaardisatie van de meetmethode een belangrijke rol (7, 8), deze maakte het tevens mogelijk een meer nauwkeurige schatting van de dosis - effect relatie op te stellen (9, 10, 11). Als effect werd het vóorkomen van asbestose genomen. Op basis van stofmetingen en klinisch onderzoek is de uitspraak gedaan, dat het risico voor het ontstaan van de eerste klinische symptomen, die het ontstaan van asbestose begeleiden, aanzienlijk kleiner is dan 1 %, bij een geaccumuleerde expositie van 100 vezels jaar/cm³.

Bij een vijftigjarige beroepsmatige expositie leidt dit tot een norm van twee vezels/cm³ lucht. Hoewel een dergelijk lange beroepsmatige expositie steeds onwaarschijnlijker wordt is in verschillende landen, waaronder Nederland, deze m.a.c. als richtlijn aanvaard.

Hoewel bij het opstellen van deze m.a.c. het vóorkomen van asbestose vooropstond, geven epidemiologische gegevens aan, dat ook long- en bronchuscarcinomen verregaand zullen worden onderdrukt.

Aangezien door het merendeel van de experts wordt aangenomen, dat crocidoliet wat betreft carcinogene eigenschappen zich ongunstig van de andere asbestsoorten onderscheidt (12, 13), zijn in vele landen wetten in voorbereiding (bv. Nederland) of reeds in werking (bv. U.K.), die het gebruik van crocidoliet zeer sterk zullen beperken.

Vrij algemeen is men van mening, dat de individuele vezels de oorzaak zijn van de beschadiging van bronchi, longen en/of pleura. Het ligt dan ook

voor de hand om als maat voor de dosis, de vezelconcentratie in lucht als norm te gebruiken. In Duitsland heeft men uit praktische overweging, zie in dit verband tabel II, een gravimetrische norm gekozen. Deze m.a.c. voor het fijne chrysotielstof, dat een voorafscheider is gepasseerd, bedraagt 0,15 mg per m³ (15, 16, 17); deze voorafscheider separeert het grove stof volgens de curve van "Johannesburg" (14).

Hoewel algemeen gesproken, geen relatie bestaat tussen gravimetrische concentratie (mg/m³) en deeltjesconcentratie (deeltjes/cm³), kan men ruwweg stellen, dat de Engelse norm in het algemeen met 0,12 mg/m³ overeen zou komen en dus wat strenger is.

Uiteraard zou het opstellen van een hygiënische norm en de bestrijding van het risico, dat asbestexpositie met zich meebrengt, gemakkelijker zijn indien men beter de rol van asbest in de aetiologie van het ziekteproces zou kennen. Zuiver fenomenologisch ziet het ernaar uit, dat zowel voor het ontstaan van fibrosen als van carcinomen de vorm - hier de naaldvorm - en de chemische structuur een belangrijke rol spelen. In dit verband zij gewezen op een toenemend aantal publikaties waarin wordt gesteld, dat vezels met een lengte kleiner dan ca. 5 μm niet meer gevaarlijk zouden zijn (18)*.

Iedereen die op de hoogte is van de moeilijkheden, die manipulatie met vezels van deze afmetingen met zich meebrengt, zal begrijpen, dat het nog geruime tijd zal duren voordat het laatste woord in deze gesproken is.

Wel lijkt op het ogenblik de hypothese, die ervan uitging dat aan asbest geadsorbeerde carcinogenen voor de effecten verantwoordelijk zijn (19) achterhaald, hoewel synergetische effecten kunnen worden verwacht (13).

Terugkerend naar het hoofdonderwerp van dit artikel kan worden opgemerkt, dat de bepaling van asbestconcentraties in lucht in twee gedeelten uiteenvalt :

- a. monsterneming
- b. analyse van het monster.

*In het geciteerde artikel, dat in 1974 werd gepubliceerd, wordt o.a. verwezen naar een publikatie uit 1968, waarin wordt gesteld dat asbestvezels met een lengte kleiner dan 5 μm niet meer fibrogeen zouden zijn. Deze stelling is achteraf twijfelachtig gebleken. Vermoedelijk werden de experimenten beïnvloed door verandering van de vezels tijdens een maalproces. Dit maalproces diende om vezels < 5 μm te verkrijgen. Met dit voorbeeld worden de experimentele moeilijkheden geadstrueerd.

Bij de monsterneming moet men, behalve met het feit dat men een voor de expositie representatieve concentratie wil bepalen, ook rekening houden met de daaropvolgende analyses. Deze stelling kan worden toegelicht aan de hand van figuur 3 (na de tekst), waarin een veel gebruikte, in Engeland ontwikkelde techniek voor het bepalen van asbestconcentraties, schematisch is weergegeven (7, 20). Bij expositiemetingen op de arbeidsplaats wordt de filterhouder (figuur 3 I) op een zodanige wijze aangebracht, dat de lucht rechtstreeks uit de ademhalingszone wordt aangezogen. Dit kan bijvoorbeeld worden bereikt door de filterhouder (diameter ca. 35 mm) aan kleding (revers) of hoofd van de geëxponeerde te bevestigen. Met behulp van een kleine meegedragen elektrisch aangedreven en door batterijen gevoed pompje, wordt lucht door het filter geleid. Het debiet is ca. $25 \text{ cm}^3/\text{sec}$, de snelheid van de lucht ongeveer $10 \text{ cm}/\text{sec}$ (diameter van het effectieve filteroppervlak is 19 mm).

Een gemiddelde monsterneming duurt in het algemeen tien minuten. Dit blijkt gemiddeld een aanvaardbare tijd te zijn in verband met de uiteindelijke microscopische analyse van het monster. Bij langere monsternemings-tijd wordt de stofbedekking van het filter te dicht om een betrouwbare microscopische analyse mogelijk te maken. -Hiermee is de invloed van de toegepaste onderzoeksmethode op de monsterneming duidelijk aangetoond.-

Na de monsterneming wordt het filter gefixeerd door bespuiten met een was-aerosol (figuur 3 II). Na doorzichtig maken van het filter met glycerol-tri-acetaat (figuur 3 III) wordt dit in fasecontrast, bij een vergroting van 500 maal bekeken (figuur 3 IV). Als vezels worden deeltjes geklasseerd, die een diameter hebben $< 5 \mu\text{m}$ en waarvan de verhouding $\frac{\text{ lengte }}{\text{ diameter }} > 3$ en waarvan de maximale lengte kleiner dan $100 \mu\text{m}$ moet zijn.

Hoewel voor vezels met een diameter $> 5 \mu\text{m}$ goede methoden bestaan om ze te herkennen (21,22) wordt hun interpretatie bij afnemende diameter ($< 5 \mu\text{m}$) snel moeilijker. Er bestaat dan ook geen verplichting deze technieken bij de bepaling van de asbestconcentratie, volgens de beschreven methode, te gebruiken. Herkenning geschiedt in het algemeen op basis van de vorm, terwijl bij twijfel mag worden aangenomen, dat het om asbest gaat. Hierbij moet men bedenken, dat de beschreven methode in het algemeen wordt toegepast bij processen waarbij asbest wordt gebruikt. De kwantitatieve concentratiebepaling loopt als volgt : er worden 100 gezichtsvelden bekeken, of als er meer dan twee vezels per gezichtsveld voorkomen worden 200 vezels geteld. Deelt men het effectieve filteroppervlak door het oppervlak van een gezichtsveld, dan komt men tot het aantal mogelijke gezichtsvelden. Bij een diameter van het gezichtsveld van $280 \mu\text{m}$ en een diameter van 19 mm voor het effectieve gedeelte van het filter, levert dit quotiënt ~ 4604 mogelijke gezichtsvelden. De asbestconcentratie wordt door berekening van het volgende sommetje gevonden :

$$\frac{\text{aantal mogelijke gezichtsvelden}}{\text{aantal bekeken gezichtsvelden}} \times \frac{\text{aantal getelde vezels}}{\text{gemonsterde hoeveelheid lucht}}$$

Voor de reproduceerbaarheid van de methode en de voor analyse benodigde tijd zij verwezen naar tabel II A .

De in figuur 3 geschetste methode wordt in een toenemend aantal landen, waaronder Nederland, toegepast. Toch zijn er nadelen aan verbonden. Deze zijn bewerkelijkheid -zie analysetijd tabel II A- gepaard gaande met het feit, dat ook bij aanbod van grote series pogingen tot automatisering tot nu toe grote moeilijkheden hebben opgeleverd.

Samengevat : de methode is tijdrovend, wordt in het algemeen vrij onplezierig werk gevonden, dient door hoog gekwalificeerde mensen te worden uitgevoerd.

Dit zijn de redenen dat men in Duitsland, zoals reeds eerder werd opgemerkt, een andere weg is opgegaan. Bij de Duitse methode wordt een filterapparaat gebruikt dat een luchtvolume van $20 \text{ m}^3/\text{h}$ doorzet. Tevens vindt boven het filteroppervlak scheiding plaats van deeltjesgrootte op basis van de aero-dynamische diameter (23).

Bij bepaling van de asbestconcentratie wordt het gedeelte van het filter dat de respirabele stoffractie bevat bijvoorbeeld verast (figuur 4 II/III) en daarna bepaald met röntgendiffractie (figuur 4 IV) of infraroodspectrometrie (figuur 4 V).

Röntgendiffractie berust op het verschijnsel, dat atomen of ionen in een kristallijne stof, zoals asbest, als strooiingscentra voor de invallende röntgenstralen fungeren. Het door de verstrooide röntgenstralen veroorzaakte diffractiepatroon is karakteristiek voor een bepaald mineraal, terwijl de intensiteit een maat is voor de hoeveelheid aanwezig asbest (24,25). Infraroodspectrometrie berust op het verschijnsel dat ten opzichte van elkaar vibrerende atomen en ionen in een mineraal energie kunnen absorberen. Energie die in de vorm van licht van een bepaalde golflengte wordt toegevoerd kan deze vibratie sterk doen toenemen (resonantie). Bij deze karakteristieke golflengte treedt versterkte absorptie van de elektro-magnetische golven op (zie figuur 2 na de tekst).

Het absorptiespectrum is specifiek. De sterkte van de absorptie is een maat voor de hoeveelheid asbest, die in het monster aanwezig is. (26, 27, 28). Voor gegevens betreffende de gevoeligheid en benodigde analysetijd van deze methode wordt verwezen naar tabel II B. Automatisering van de analyse is mogelijk, vooral indien de samenstelling van het monster niet al te sterk verandert. Dit geldt in het bijzonder voor aard en aantal

van de begeleidende stoffen.

Uit tabel I blijkt, dat de in de verschillende asbestsoorten voorkomende elementen bijzonder aspecifiek zijn. Toch is het mogelijk in een omgeving waar relatief veel asbeststof aanwezig is één of meer van de elementen als "tracers" te gebruiken. Er worden dan methoden gebruikt, die gevoelig en weinig bewerkelijk zijn. Voorbeelden van deze technieken zijn atoomabsorptie, emissie- en vlamspectroscopie, röntgenfluorescentie (24). Gegevens betreffende deze methoden zijn verzameld in tabel II C.

Tenslotte zij op deze plaats vrij kort ingegaan op de bepaling van extreem lage asbestconcentraties zoals die bijvoorbeeld vaak in de buitenlucht voorkomen.

De afmetingen van de asbestvezels zijn in het algemeen sub-microscopisch en kunnen alleen met de elektronenmicroscopie worden waargenomen. Gezien de kleine afmetingen moet de afscheiding met zeer efficiënte technieken geschieden. In figuur 5.1. wordt van een zeer efficiënt membraanfilter, poriëngrootte $0,8 \mu\text{m}$, gebruik gemaakt (29, 30, 31, 32). Daarnaast zijn ook elektrostatische (33, 34, 35) en thermische precipitatoren in gebruik (34, 36, 37, 38, 39). Dit zijn scheidingsmethoden, die juist voor zeer kleine deeltjes hoge afscheidingspercentages geven. Indien de in figuur 5.1. geschetste membraanfiltermethode wordt toegepast, is het nodig filter en stof na de monsterneming te scheiden. Dit kan bijvoorbeeld geschieden door het filter gedurende drie à vier uren bij 430°C te verhitten. Aan het filter wordt dibutylftalaat toegevoegd om explosieve verbranding van het celluloseacetaatfilter te voorkomen (31).

Een andere veel gebruikte methode is verassen van het filter met geactiveerde zuurstof bij lage temperatuur (40). Voorkomen moet worden, dat het asbest boven 450°C wordt verhit, daar dan ontleding begint op te treden. Het achtergebleven residu wordt in een 0,6 gew. % kolloïdium in n-amylacetaat-oplossing opgenomen en ultrasoon gedispergeerd (figuur 5.III), een gedeelte wordt bij lage energie voorzichtig gedispergeerd, zodat de vezels zoveel mogelijk hun oorspronkelijke grootte houden. Van dit gedeelte worden de preparaten gemaakt, die dienen voor de bepaling van de grootteverdeling van de vezels in het monster. Het overige gedeelte wordt bij hoge energie gedispergeerd, waarbij de vezels in fibrillen met constante diameter uiteenvallen. Deze zijn homogeen over het preparaat verdeeld en kunnen goed worden geteld. Daar rapportering van de aantallen fibrillen weinig zinvol is, worden de lengten van de getelde fibrillen bepaald (diameter is constant), waarna de massa van het asbest in het monster wordt bepaald door het volume met de dichtheid te vermenigvuldigen. De preparaten worden gemaakt door de koperen gaasjes - "gridjes" genoemd - die het te microscoperen vlies ondersteunen, onder water op te stellen (figuur 5 IV). Op het water wordt de in amylacetaat

opgenomen suspensie gedruppeld. Er vormt zich een vlies, waarin vaste deeltjes uit de suspensie zijn opgenomen. De "gridjes" worden vervolgens voorzichtig uit het water gehaald, waarbij een stuk vlies op de gridjes blijft liggen. Na drogen (24 uren in de exsiccator) wordt op het vlies goud gedampt (figuur 5 V). Dit voorkomt o.a. beschadiging bij het elektronenbombardement in de elektronenmicroscop. Vervolgens worden de preparaten bij een vergroting van ca. 40.000-maal onderzocht (figuur 5 VI). Steekproefgewijs (ca. 1 : 10 vezels) worden elektronendiffractiediagrammen gemaakt tijdens de bepaling van de vezelgrootteverdeling, om de vezels, die voor het grootste deel op hun morfologische eigenschappen worden geklasseerd, eenduidig te identificeren (19, 41, 42, 43).

Hier zij vermeld, dat naast de transmissieelektronenmicroscop ook de rasterelektronenmicroscop in combinatie met röntgenmicroanalyse voor het bepalen van de asbestconcentratie in lucht worden toegepast (42). Een duidelijk nadeel van dit laatste apparaat is, dat eenduidige identificatie van asbest hiermee niet mogelijk is. Wel worden mogelijkheden tot verre-gaande automatisering van de gecompliceerde bepalingsmethode in principe aanwezig geacht. Onderzoekingen op dit gebied worden o.a. in de Verenigde Staten uitgevoerd (44).

Tenslotte worden in tabel II enkele gegevens van de verschillende in gebruik zijnde analysemethoden voor de detectie van asbest naast elkaar gezet.

Opmerkingen betreffende de tabellen II B en II C

1. Detectiegrens en minimum gewichtsconcentraties in % hebben betrekking op het onderzochte monster, niet op de asbestconcentraties in lucht.
2. De relatieve fout in de analyse is ongeveer 5 - 10 %. Dit geldt indien de te detecteren hoeveelheden en concentraties minstens tienmaal groter zijn dan de in de tabellen B en C genoemde minima.
3. Indien grote series moeten worden geanalyseerd lenen de methoden zich tot automatisering en het inzetten van minder geschoold personeel.

Uit de in tabel II verzamelde gegevens blijkt, dat de microscopische methode moeilijk met de andere analytische methode is te vergelijken. De belangrijkste oorzaak is dat de minimumconcentratie van asbest in een monster bij de microscopische methode klein is, omdat elk partikelkje op zichzelf wordt bekeken. Het aantal asbestvezels in het monster, dat nog naast andere stoffen kan worden bepaald hangt dan ook - afgezien van het scheidend vermogen van de gebruikte microscoop - vooral af van de tijd die

aan het onderzoek van het monster wordt besteed.

Bij de andere analysemethoden, waarbij de totale hoeveelheid asbest (tabel II B) dan wel de totale hoeveelheid van een element, dat als "tracer" voor het aanwezige asbest wordt gebruikt (tabel II C), tegelijkertijd wordt bepaald, is men aan duidelijke grenzen gebonden. Deze hangen o.a. in sterke mate af van de stoffen die naast het asbest voorkomen. De in de tabel verzamelde minimumconcentraties moeten als vrij realistisch worden beschouwd al zijn omstandigheden denkbaar waarbij ze een orde van grootte naar boven of naar beneden kunnen verschuiven.

Uit het voorgaande is af te leiden, dat het niet goed mogelijk is uit de in tabel II B en C verzamelde gegevens de detectiegrens van de asbestconcentratie in lucht af te leiden, zoals dit bij de microscopische methode wel mogelijk is. Wel is het mogelijk een schatting te maken van de reproduceerbaarheid van de in tabel II B en C genoemde methoden. Deze bedraagt ca. 25 % onder omstandigheden die in punt 2 van de toelichting bij tabel II B/C zijn vermeld. De in tabel II A genoemde detectiegrens moet men zien als een functie van de in de analyse gestoken tijd.

Rekening houdend met punt 3 van de toelichting bij tabel II B/C kan ten slotte de volgende samenvatting worden gegeven :

voordeel van de microscopische methoden : lage detectiegrens

nadeel : vrij slechte reproduceerbaarheid (afhankelijk van menselijke factoren), arbeidsintensief, dus kostbaar;

voordeel van de andere methoden : bij grote series betrekkelijk goedkoop, redelijk goede reproduceerbaarheid

nadeel : betrekkelijk hoge detectiegrens, die afhangt van de andere stoffen die naast het asbest in lucht voorkomen.

Tabel II. Gegevens betreffende analysemethoden, in gebruik voor de bepaling van de asbestconcentratie in lucht

A. Microscopie

Techniek	Schatting van de detectiegrens asbestconc.	Relatieve reproduceerbaarheid bij 95 % betrouw.b.h. interval	Totale tijd incl. voorber. voor analyse van één monster
Optische microscopie	1 vezel/100 cm ³	~ 60 %	~ 1/2 dag
Transmissie·elektronenmicroscopie	10 ⁻⁷ mg/m ³	~ 100 - 1000 %	~ 2 dagen

Opmerking : de gegeven reproduceerbaarheid geldt alleen indien de analyse door zeer ervaren personeel wordt uitgevoerd.

B. Infraroodspectrometrie en röntgendiffractie

Techniek	Asbestsoort	Detectiegrens µg	Min. conc. gw. %	Tijd gebr. analyse-apparaten	Totale analyse-tijd
Röntgendiffractie	alle soorten	~ 1	~ 1	1/2 u.	uren
Infraroodspectrometrie	alleen chrysotiel	~ 20	~ 1	~ 3 min.	1 uur

C. Aspecifieke analysemethoden - detectie van elementen, die in asbest voorkomen

Methode Element	Atoomabsorptie		Vlamspectrometrie		Emissiespectrom.		Röntgenfluoresc.	
	detec- tiegrens µg	min. conc. gew.%	detec- tiegrens µg	min. conc. gew.%	detec- tiegrens µg	min. conc. gew.%	detec- tiegrens µg	min. conc. gew.%
Mg	0,1	0,01	0,1	0,01	0,2	0,01	10	0,01
Si	2	2	-	-	0,2	0,01	10	0,01
Fe	1	0,1	0,1	0,01	0,2	0,01	10	0,01
Tijd gebruik analyseapp.	minuten		minuten		minuten		1/2 uur	
Totale analysetijd	uren		uren		uren		uren	

LITERATUUR

1. KOLFF VAN OOSTERWIJK A.R.
Gebruik van asbest. I. Het materiaal asbest.
De Ingenieur 82 (1970) 14, G 37, II.
II. Toepassing van asbest, ibid 82 (1970) 14, G. 43.
2. MEYER P.B., DE KONING-PIERENS W.E.
Determination and measurement of the concentration of asbestos in
air.
TNO-Nieuws 27 (1972) 11, 661.
3. WAGNER J.C., SLEGGES C.A., MARCHAND P.
Brit. J. Industr. Med. 17 (1960) p. 260.
4. STUMPHIUS J.
Asbest in een bedrijfsbevolking.
Thesis Amsterdam 1969.
5. STUMPHIUS J.
Medische consequenties van het contact met asbest.
De Ingenieur 82 (1970) 14, G 39.
6. PLANTEIJDT H.T.
Asbestos and mesothelioma.
TNO-Nieuws 27 (1972) 11, 667.
7. HOLMES S.
Developments in dust sampling and counting techniques in the asbes-
tos industry.
Annals of the New York Academy of Sciences 132 (1965) 288.
Verder : Technical Note 1, The measurement of airborne asbestos dust
by the membrane filter method
Technical Note 2, Dust sampling procedures for use with
the asbestos regulations 1969, Issued by
the Asbestos Research Council secretary
Dr. S. Holmes, P.O. Box 40, Rochdale, U.K.
8. Joint AIHA - ACGIH Aerosol Hazards Evaluation Committee, Recommended
procedures for sampling and counting asbestos fibers.
Am. Ind. Hyg. Ass. J. 36 (1975) 2, 83.
9. ROACH S.A.
Hygiene standards for asbestos.
Ann. Occ. Hyg. 13 (1970) 1, 7.

10. Committee on Hygiene Standards of the British Occupational Hygiene Society, Hygiene standards for chrysotile asbestos dust.
Ann. Occup. Hyg. 11 (1968) 1, 47.
Hygiene standards for airborne amosite asbestos dust.
Ann. Occup. Hyg. 16 (1973) 1, 1.
11. Joint ACGIH - AIHA Aerosol Hazards Evaluation Committee, Background documentation on evaluation of occupational exposure to airborne asbestos.
Am. Ind. Hyg. Ass. J. 36 (1975) 2, 91.
12. WAGNER J.C.
Epidemiology of diffuse mesothelial tumors.
Annals of the New York Academy of Sciences 132 (1965) 575.
13. DAVIES C.N.
Tissue response to asbestos (Report of a meeting).
Ann. Occup. Hyg. 13 (1970) 241.
14. HATCH T.F., GROSS P.
Pulmonary deposition and retention of inhaled aerosols.
Academic Press New York/London 1964, 149.
15. HAIN E. en anderen
Asbest : Gesundheitsschäden, Grenzwerte, Prävention, Staub - Reinhalt. Luft 33 (1973) 2, 51.
16. SCHUTZ A., WOITOWITZ H.
Technische Richtwerte für die zulässige Arbeitsplatzkonzentration von Chrysotil-Asbest, Staub - Reinhalt. Luft 33 (1973) 12, 469.
17. SCHUTZ A.
Gefahren durch asbesthaltige Stäube, ihre Messung und Beurteilung, Staub - Reinhalt. Luft 30 (1970) 10, 432.
18. GROSS P.
Is short-fibered asbestos dust a biological hazard ?
Arch. Environ. Health 29 (1974) 3, 115.
19. HARRINGTON J.S., ROE F.J.C.
Studies of carcinogenesis of asbestos fibers and their natural oils.
Annals of New York Academy of Sciences 132 (1965) 439.
20. Arbeidsinspectie - Werken met Asbest, P. no. 116, Uitgave van het Directoraat-Generaal van de Arbeid en het Ministerie van Sociale Zaken, Postbus 69, Voorburg 2110 - Nederland.

21. SCHMIDT K.G.
Asbestsorten, ihre Untersuchung mit optischen Mitteln und ihre krankmachende Wirkung.
Staub 20 (1960) 6, 173.
22. JULIAN Y., McCRONE W.C.
Identification of asbestos fibers by microscopical dispersion staining.
Microscope 18 (1970) 1, 1.
23. COENEN W.
Ein neues Messverfahren zur Beurteilung fibrogener Stäube am Arbeitsplatz.
Staub - Reinhalt. Luft 33 (1973) 3, 99.
24. KEENAN R.G., LYNCH J.R.
Techniques for detection, identification and analysis of fibers.
Am. Ind. Hyg. Ass. J. 31 (1970) 587.
25. GOODHEAD R., MARTINDALE R.W.
The determination of amosite and chrysotile airborne dusts by an X-ray diffraction method.
Analyst 94 (1969) 985.
26. FLICK K.
Beitrag zur Untersuchung von silikogenen und asbesthaltigen Stäuben mit Hilfe der Infrarotspectralphotometrie.
Arbeitsschutz 7 (1969) 161.
27. GADSDEN J.A., PARKER J., SMITH W.L.
Determination of chrysotile in airborne asbestos by an infrared spectrometric technique.
Atm. Environ. 4 (1970) 6, 667.
28. BAGIONI R.P.
Separation of chrysotile asbestos from minerals that interfere with its infrared analysis.
Env. Sc. Techn. 9 (1975) 3, 262.
29. DEWORM J.P., PAUWELS J., FIEUW.
Measurement of asbestos in ambient air as preparation and support for an epidemiological study.
S.C.K./C.E.N. Health Physics Department, Boeretang 200, B 2400 Mol, België.

30. NICHOLSON W.J., POHL A., FERRAND E.F.
Asbestos air pollution in New York City, Second Clean Air Congress
of the International Union of Air Pollution Prevention Association;
December 6 - 11, 1970, Washington D.C., U.S.A.
31. RICKARDS A.L.
Estimation of sub-microgram quantities of chrysotile asbestos by
electron microscopy.
Anal. Chem. 45 (1973) 4, 809.
32. RICKARDS A.L., BADEMI D.V.
Chrysotile asbestos in urban air.
Nature 234 (1971) 5324, 93.
33. BILLINGS C.E., SILVERMAN L.
Aerosol sampling for electronmicroscopy.
J.A.P.C.A. 12 (1962) 12, 586.
34. WALKENHORST W.
Elektronenmikroskopische Untersuchungen von Stäuben, Methoden und
Ergebnisse.
Beitr. z. Silikose-Forschung 18 (1952) 2.
35. LIU B.Y.H., WHILBY K.T., YU H.S.
Electrostatic sampler for light and electronmicroscopy.
Rev. Sc. Instr. 38 (1967) 1, 100.
36. SWIFT D.L.
Air sampling instruments for evaluation of atmospheric contaminants.
4th Edition 1972, American Conference of Governmental Hygienists,
P.O. Box 1937, Cincinnati, Ohio, 45201, U.S.A.
37. SCHADT C.F., CADLE R.D.
Thermal forces on aerosol particles.
J. Phys. Chem. 65 (1961) 1689.
38. BROCK J.
Theory of thermal forces acting on aerosol particles.
J. Coll. Sc. 17 (1962) 768.
39. BILLINGS C.E., MEGAN W.J., WIFFER R.D.
Sampling submicron particles for electron microscopy.
Nature 189 (1961) 336.
40. GLEIT C.E.
Electronic apparatus for ashing biological specimens.
Am. J. Med. Elect. 2 (1963) 2, 112.

41. CLARK R.L., RUND C.O.
Transmission electron microscopy standards for asbestos.
Micron 5 (1974) 83.
42. McFARREN J.R., MILETTE R.J., LISKA R.J.
Asbestos analysis by electron microscope.
Water Supply Res. Lab. Nat. Env. Res. Center, U.S.,
Env. Prot. Agency, Cincinnati, Ohio, 45268, U.S.A., Dec. 1974.
43. SKINNE M.I., TALBOT J.H., RENDALL R.E.G.
Electron diffraction patterns of U.I.C.C. asbestos samples.
Env. Res. 4 (1971) 141.
44. EICHEN I., Ford Motor Company, 3001 Miller Road,
Dearborn, Michigan, U.S.A.
HEINRICH F.J., National Bureau of Standards,
Washington D.C. 20234, U.S.A.
MAGGIORE C., Mount Sinai School of Medicine,
100th Street and 5th Avenue, New York,
U.S.A.

}
mondelinge
mededelingen

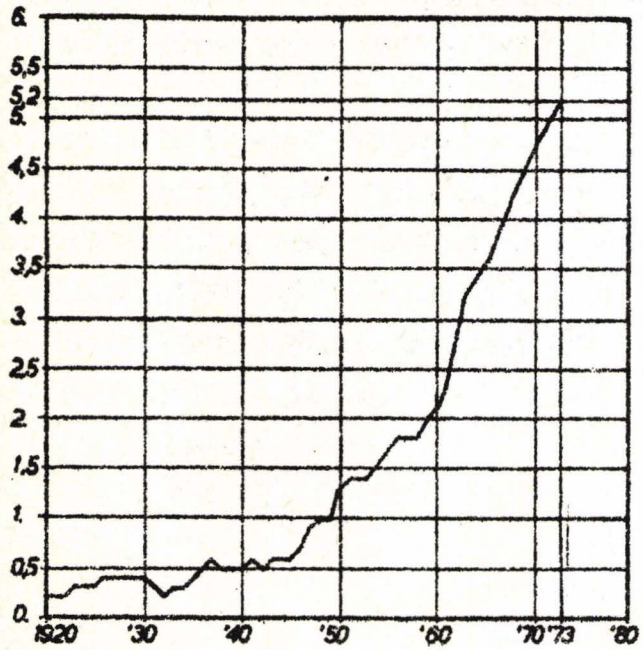
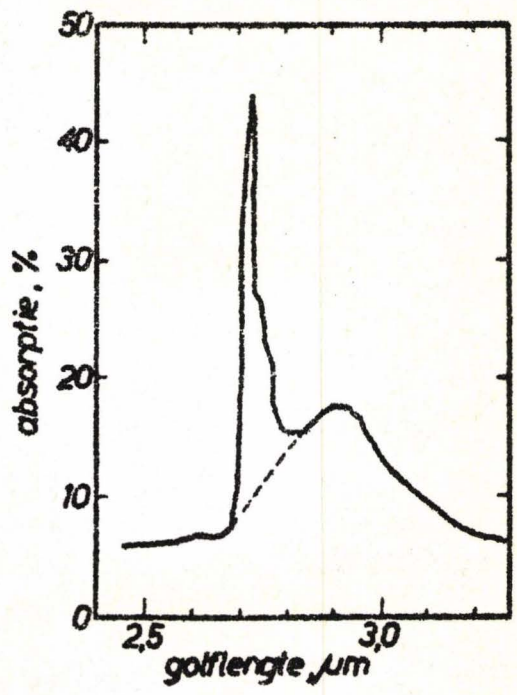


Fig. 1

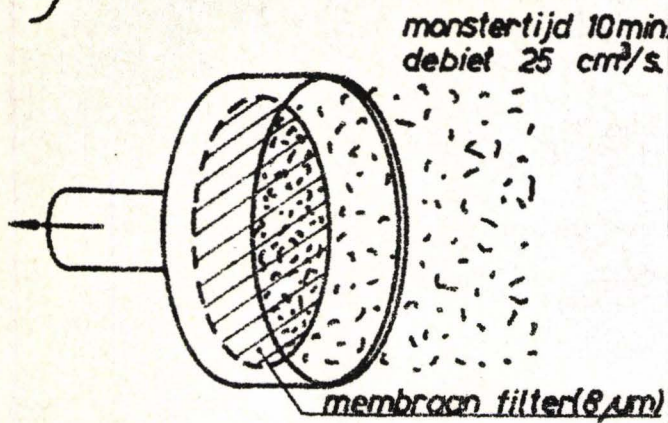
Wereldproduktie van asbest
in 10^6 ton per jaar

Fig. 2

Infra-rood spectrum van
chrysotiel tussen 2,5 - 3,2 μm

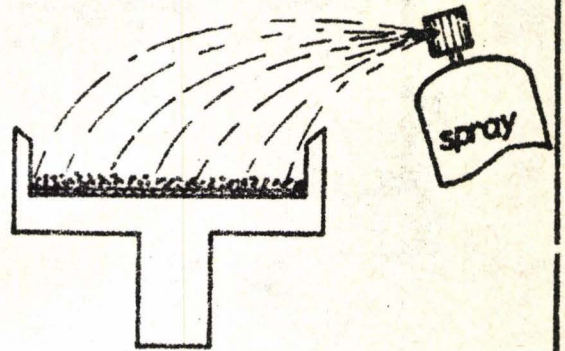


I,



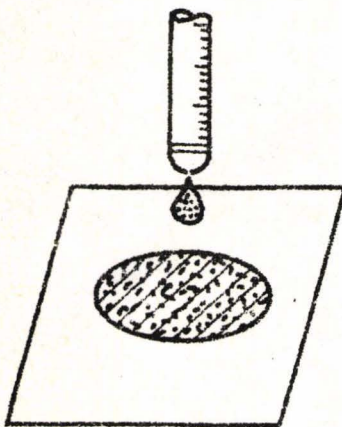
MONSTERNEMING

II,



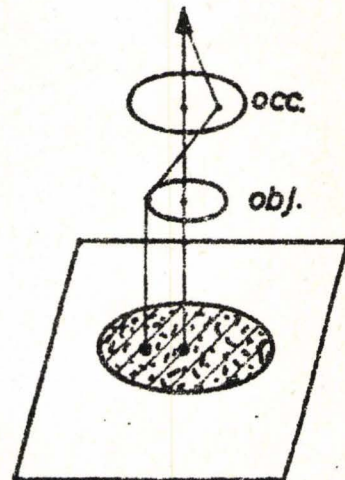
FIXEREN VAN HET STOF

III,



DOORZICHTIG MAKEN VAN HET FILTER

IV,



analysetijd 1½ u.

VERGROTING 500x FASE-CONTRAST

FIG.3: LICHTMICROSCOPISCHE BEPALING VAN ASBESTCONCENTRATIE IN LUCHT.

- I Scheiding van stof uit een gemeten hoeveelheid lucht.
- II Na fixeren van het stof kan het filter worden vervoerd.
- III Vóór het micr. onderzoek wordt het filter met glycerol triacetaat doorzichtig gemaakt.
- IV Symboliseert telling van vezels.

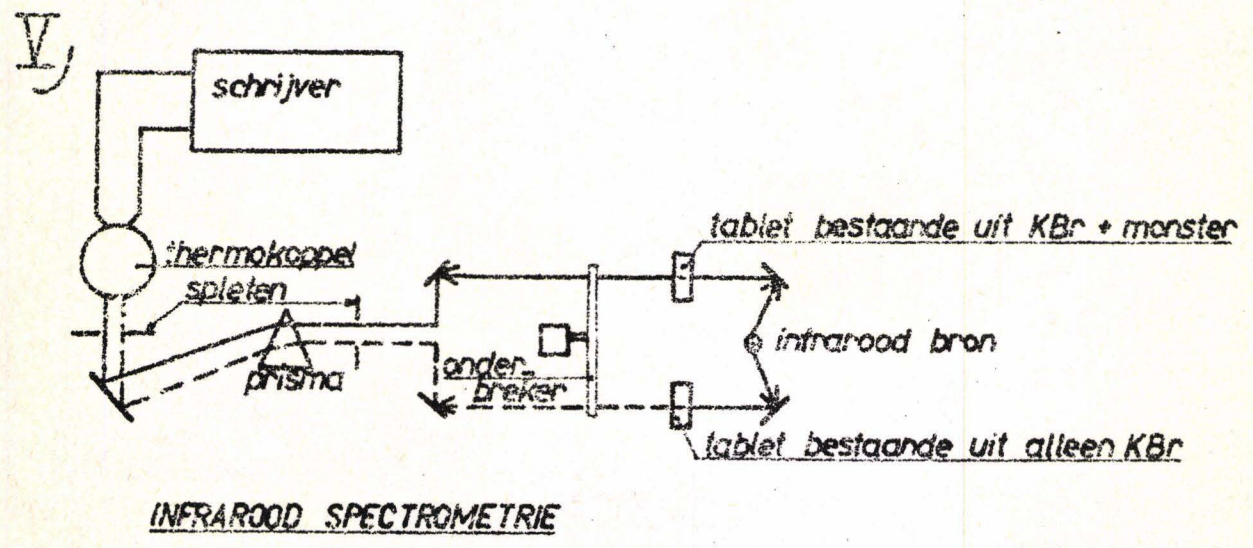
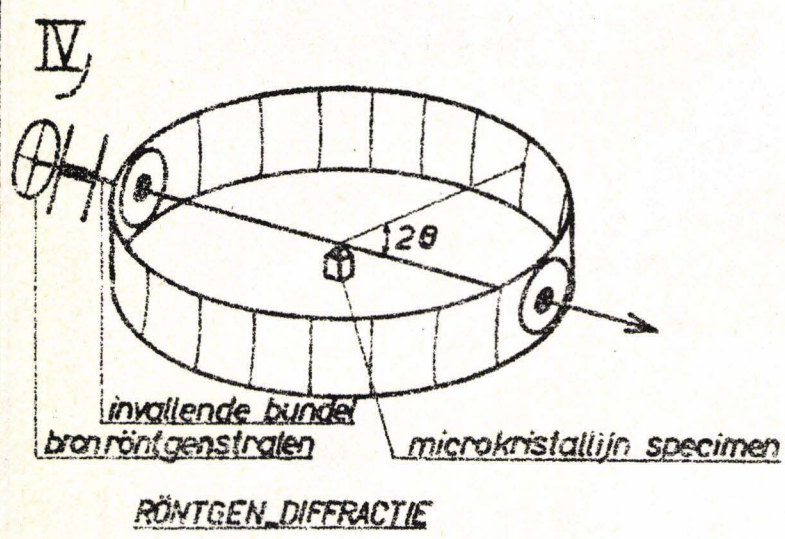
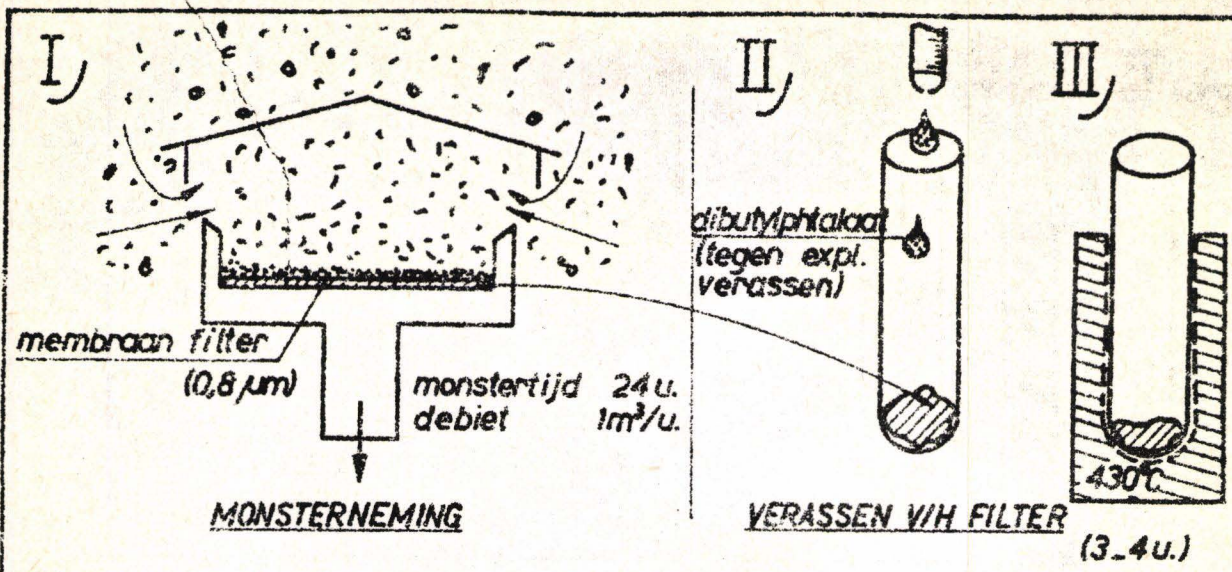


FIG. 4: BEPALING V/D. ASBESTCONCENTRATIE IN LUCHT M.B.V. RÖNTGEN-DIFFRACTIE / INFRAROOD SPECTROMETRIE

I Scheiding van stof uit een gemeten hoeveelheid lucht.
 II/III Vernietiging van het filter.

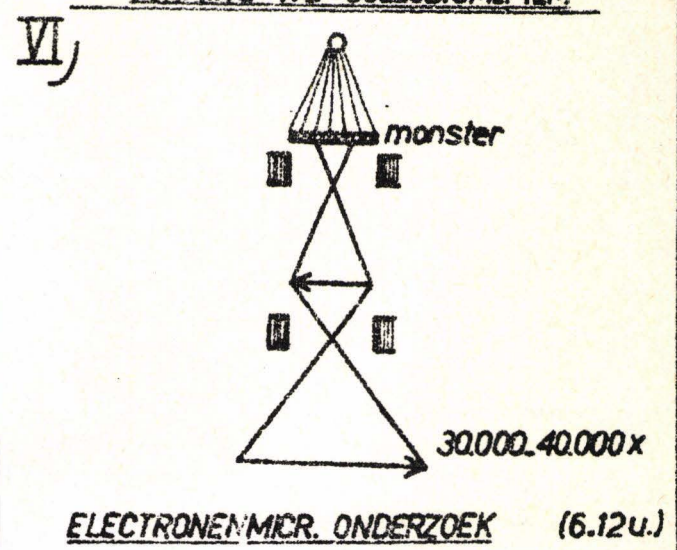
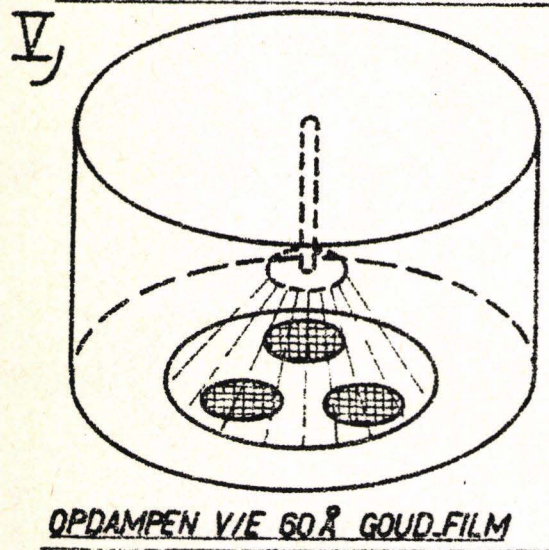
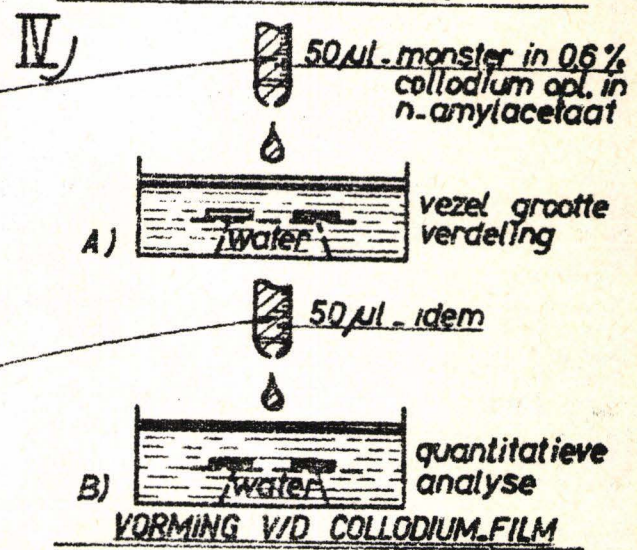
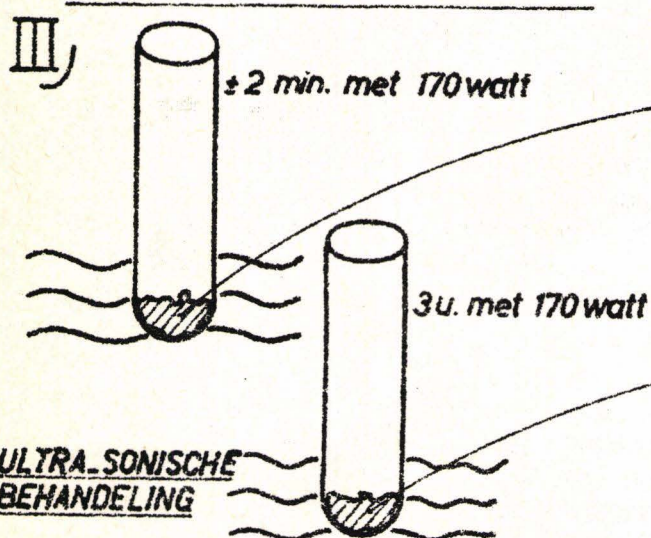
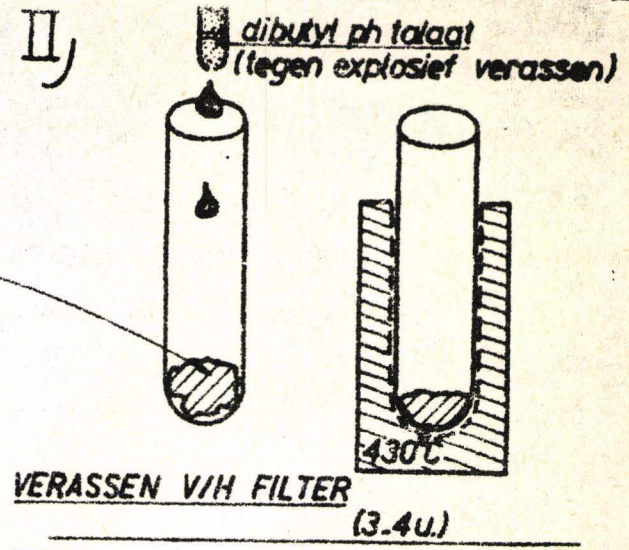
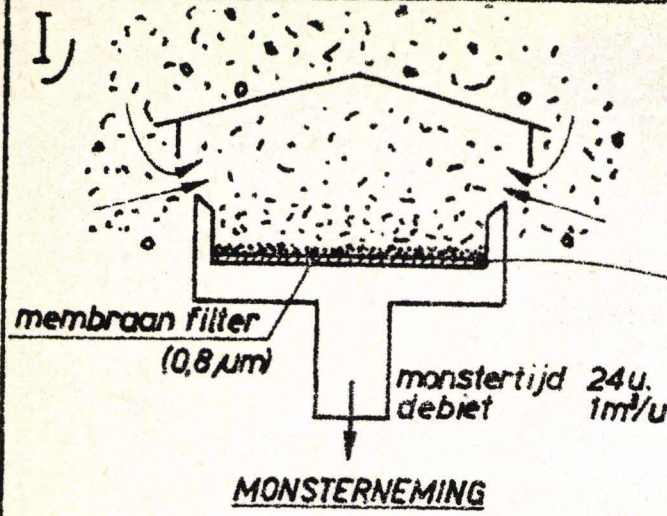


FIG.5: BEPALING V/D. CONCENTRATIE VAN SUB.MICROSCOPISCHE ASBESTVEZELS IN LUCHT.
 I Scheiding van stof uit een gemeten hoeveelheid lucht.
 II Vernietiging van het filter.
 III/IVa De bepaling v/d. vezelgrootteverdeling geschiedt via het dispergeren v/h. monster met een lage energie.
 III/IVb Quantitatieve bepaling v/d. asbestconcentratie geschiedt via het dispergeren v/h. monster met een hoge energie.