

Karakterisering van blootstelling aan chemische stoffen in de werkomgeving

Karakterisering van blootstelling aan chemische stoffen in de werkomgeving

Jan Boleij
Dick Heederik
Hans Kromhout



Pudoc Wageningen 1987

De auteurs zijn als docent verbonden aan de vakgroepen Luchthygiëne en -verontreiniging en Gezondheidsleer van de Landbouwwuniversiteit Wageningen. Binnen de studierichting Milieuhygiëne houden zij zich bezig met de specialisatie Arbeidshygiëne. Daarnaast geven zij gestalte aan een onderzoeksprogramma, met als zwaartepunten blootstelling aan stof, luchtwegaandoeningen, meetstrategieën en werkplekonderzoek.

CIP-gegevens Koninklijke Bibliotheek, Den Haag

Boleij, Jan

Karakterisering van blootstelling aan chemische stoffen in de werkomgeving / Jan Boleij, Dick Heederik, Hans Kromhout – Wageningen: Pudoc

ISBN 90 220 0928 9

SISO 614.3 UDC 613.63 NUGI 841

Trefw.: bedrijfshygiëne

ISBN 90 220 0928 9

NUGI 841

© Pudoc, Centrum voor Landbouwpublicaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen, 1987.

Niets uit deze uitgave, met uitzondering van titelbeschrijving en korte citaten ten behoeve van een boekbespreking, mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke wijze ook zonder schriftelijke toestemming van de uitgever Pudoc, Postbus 4, 6700 AA Wageningen. Voor alle kwesties inzake kopiëren uit deze uitgave: Stichting Reprorecht, Amsterdam.

Gedrukt in Nederland

Inhoud

Ten geleide	1
Woord vooraf	3
1 Inleiding	5
2 Werkplekonderzoek	8
2.1 Inleiding	8
2.2 Instellingen en instanties	8
2.2.1 Inleiding	8
2.2.2 Arbeidsinspectie	9
2.2.3 Bedrijfsgezondheidsdiensten	9
2.2.4 Werknemersgroepen	11
2.2.5 Onderzoeksinstellingen	12
2.3 Model voor werkplekonderzoek	12
2.3.1 Onderdelen van het model voor werkplekonderzoek	13
2.3.1.1 Inleiding	13
2.3.1.2 Oriëntatiefase	14
2.3.1.2.1 Algemene voorinformatie over het bedrijf	14
2.3.1.2.2 Produktinformatie	14
2.3.1.2.3 Toxicologische informatie	15
2.3.1.2.4 Oriënterend werkplekonderzoek	15
2.3.1.3 Gerichte fase	18
2.3.1.3.1 Taakanalyse	18
2.3.1.3.2 Gericht onderzoek naar de blootstelling aan chemische stoffen	18
2.3.2 Evaluatie	20
2.3.3 Discussie	20
2.3.3.1 Oriëntatiefase	20
2.3.3.2 Gerichte fase	21
3 Monitoring in de bedrijfsgezondheidszorg	24
3.1 Inleiding	24
3.2 Omgevingsmonitoring	24
3.3 Biologische monitoring	27
3.4 Gezondheidseffect-monitoring	29
3.5 Ten slotte	29

4	Meten van verontreinigingen	31
4.1	Inleiding	31
4.2	Meetmethoden met directe aflezing	31
4.3	Gassen en dampen	33
4.4	Deeltjesvormige verontreiniging	35
4.4.1	Depositie van deeltjes in de luchtwegen	36
4.4.2	Monsternamen in relatie tot depositie	38
4.5	Organisch stof	43
5	Kwaliteitscontrole van metingen	45
5.1	Inleiding	45
5.2	Fysische aspecten van een meetmethode	46
5.3	Statistische aspecten van een meetmethode	47
5.4	Toepassing	52
5.5	Ten slotte	54
6	Meetstrategieën voor controle op overschrijding van grenswaarden	56
6.1	Inleiding	56
6.2	Variatie in de tijd	56
6.3	Meetstrategieën voor de controle op grenswaarde-overschrijding voor stoffen met een MAC-TGG	63
6.3.1	Inleiding	63
6.3.2	Middelingstijd en spreiding	64
6.3.3	Middelingstijd en gezondheidseffect	65
6.3.4	Grenswaarden	66
6.3.4.1	Procedure	66
6.3.4.2	Typen MAC-waarden	66
6.3.4.3	Relativering van het gebruik van MAC-waarden	67
6.3.4.4	Gecombineerde blootstelling	69
6.3.4.5	Ongewone situaties	70
6.3.5	Bij wie wordt gemeten?	72
6.3.5.1	'Worst case'-benadering	72
6.3.5.2	Zoneren	72
6.3.5.3	Schattingstechnieken	74
6.3.6	Hoe lang en hoe vaak wordt gemeten	75
6.3.7	Beoordeling van meetresultaten van één dag; toets op grenswaarde-overschrijding	78
6.3.7.1	Inleiding	78
6.3.7.2	Toets op grenswaarde-overschrijding	79
6.3.7.3	Beoordeling aan de hand van een meetschema	80
6.3.8	Meetstrategie voor meer dagen	84
6.3.8.1	Algemeen	84
6.3.8.2	Het NIOSH-model	84
6.3.8.3	Zoneringsstrategie	86
6.3.8.4	Benadering in de Bondsrepubliek Duitsland	90
6.4	Meetstrategie voor stoffen met een 'ceiling'-grenswaarde	92

6.5	Meetstrategie voor stoffen met een tweevoudige grenswaarde	93
6.6	Ten slotte	93
7	Meetstrategieën voor epidemiologisch en toxicologisch veldonderzoek	96
7.1	Definities en doelstellingen	96
7.2	Blootstelling en vormen van epidemiologisch onderzoek	96
7.3	Gezondheidseffect en blootstelling	97
7.4	Kwantificeren van chronische en acute blootstelling	99
7.4.1	Inleiding	99
7.4.2	Meetniveau en meetstrategie	100
7.4.2.1	Observatieduur	100
7.4.2.2	Migratie	102
7.4.2.3	Trends in blootstelling	102
7.4.3	Homogene blootstellingsgroepen	103
7.4.4	Blootstelling aan diverse componenten in de lucht	105
7.4.5	Controle op homogeniteit	106
7.4.6	Schatting van de persoonlijke blootstelling	108
7.5	Blootstellingsroutes	110
7.6	Ten slotte	113
8	Maatregelen ter voorkoming van te hoge belasting	114
8.1	Inleiding	114
8.2	Wettelijk kader	114
8.3	Blootstellingsreducerende maatregelen	115
8.3.1	Beperking van de emissie	115
8.3.2	Afvoeren van de verontreinigde lucht	115
8.3.3	Beperking van de blootstelling	119
8.3.4	Toepassen van persoonlijke beschuttingsmiddelen	121

Bijlagen

Bijlage 1.	Voorinformatieformulier.	125
Bijlage 2.	Produktinformatieformulier.	127
Bijlage 3.	Overzicht van relevante tijdschriften.	131
Bijlage 4A.	Handleiding bij het oriënterend werkplekonderzoek.	132
Bijlage 4B.	Formulier voor het oriënterend werkplekonderzoek.	133
Bijlage 5.	Formulier voor de kwalitatieve schatting van de blootstelling aan chemische stoffen.	141
Bijlage 6.	Stofmonsternamen door een omlaaggerichte aanzuigopening.	144
Bijlage 7.	Cumulatieve normale frequentie verdeling.	150
Bijlage 8.	Organic solvents in air.	151
Bijlage 9.	Cumulatieve verdeling van de χ^2 .	158
Bijlage 10.	Omrekeningen voor GSD, GM, AM, SD, μ en σ .	159
Bijlage 11.	Student t-verdeling.	160
Bijlage 12.	Methode van Tuggle.	161
Bijlage 13A.	Model volgens Keuls.	162

Bijlage 13B.	Model volgens Keuls.	165
Bijlage 13C.	Percentage punten van de niet-centrale t-verdeling.	167
Bijlage 14.	Handberekening variantiecomponenten ten behoeve van meetstrategie Esmen.	171
Bijlage 15.	Verslagen afstudeerprojecten vakgroepen Gezondheidsleer en Luchthygiëne en -verontreiniging.	173
Literatuur		177

Ten geleide

Voor het historisch perspectief geef ik dit boek graag enkele passages uit het editorial mee dat Tordoir schreef voor het Tijdschrift voor Sociale Geneeskunde van 28 december 1978. Dit gebeurde naar aanleiding van de in Wageningen gepresenteerde plannen van de vakgroepen Gezondheidsleer, Luchthygiëne en -verontreiniging, Toxicologie en in beperkte mate Landbouwtechniek om een afstudeervariant Arbeidshygiëne te beginnen aan de Landbouwwuniversiteit.

'De smalende uitspraak van Heine dat in Nederland alles 50 jaar later gebeurt moge in het algemeen onjuist zijn, ze is wel van toepassing op de ontwikkeling van de bedrijfshygiëne als zelfstandige discipline met eigen academische opleiding. Soms heeft het echter voordeel om wat achter te lopen op ontwikkelingen en kan lering getrokken worden uit elders ontstane situaties en gegroeide verhoudingen. Zo heeft het sterk technisch georiënteerde vak van industriële hygiëne zich reeds voor de Tweede Wereldoorlog in de Verenigde Staten geïsoleerd van de bedrijfsgeneeskunde ontwikkeld. Nog steeds ondervindt men daar de nadelen van deze ontwikkeling die vooral tot uitdrukking komen in een onvoldoende integratie tussen het werk van de bedrijfshygiënist en bedrijfsarts.

Aan de 'area monitoring' en de 'personal monitoring' worden steeds hogere eisen gesteld. Maximaal Aanvaarde Concentraties liggen voor een aantal stoffen rond de 1 ppm of zelfs daar beneden. De meetmethodieken en analytische procedures zijn zeer gecompliceerd geworden en een permanente 'feed back' op de ontwerpers en 'operators' van machines en produktie-eenheden is nodig. Aan een adequaat opgeleide academicus die de 'monitoring' van chemische en fysische gezondheidsbedreigende factoren als hoofdtaak kan verrichten, is in de bedrijfsgezondheidszorg zeker behoefte en het is te voorzien dat deze behoefte zal toenemen.

De kracht van de bedrijfshygiënist zal vooral liggen in de 'monitoring' van chemische en fysische gezondheidsbedreigende factoren en in zijn vermogen om gesprekspartner te zijn van technici en van medisch of paramedisch opgeleide functionarissen. De kracht van de bedrijfsarts ligt vooral in zijn vermogen tot een gezondheidkundige evaluatie van de door de bedrijfshygiënist gekwalificeerde en gekwantificeerde gezondheidsbedreigende factoren in termen van somatische en/of psychische effecten. Deze evaluatie zal moeten geschieden in relatie met de individuele gezondheidstoestand en belastbaarheid en moeten steunen op de gegevens van dierexperimenteel, epidemiologisch en klinisch onderzoek en op bedrijfsgeneeskundige ervaring. Voor de identificatie van tot dusver onbekende gezondheidsbedreigende factoren en voor een inzicht in de 'dose-response' relaties is een nauwe samenwerking tussen bedrijfsarts en bedrijfshygiënist nodig; veelal zal hierbij gebruik gemaakt moeten worden van epidemiologische methodieken.'

In juni 1986 vond in Luxemburg een Internationale Conferentie over de opleiding

van arbeidshygiënisten plaats. Hier bleek dat harmonisatie van deze opleidingen binnen de Europese Gemeenschap gewenst is voor de komende jaren.

Uit de recentere geschiedenis kan gemeld worden dat de Nederlandse Vereniging voor Arbeidshygiëne in het najaar van 1986 een druk bezocht symposium over meetstrategieën hield, waaruit men kan concluderen dat de belangstelling voor dit onderwerp groot is en dat men het belang van een inhoudelijke ontwikkeling van de arbeidshygiëne onderkent. Hopelijk levert deze uitgave hieraan een bijdrage.

Prof. dr. Klaas Biersteker,
Vakgroep Gezondheidsleer

Woord vooraf

Sinds een aantal jaren is het mogelijk aan de Landbouwniversiteit Wageningen de specialisatie Arbeidshygiëne te volgen in het kader van de Studierichting Milieuhygiëne. Deze specialisatie wordt vooral gedragen door de vakgroepen Luchthygiëne en -verontreiniging en Gezondheidsleer. Daarnaast wordt door de inbreng van basiskennis een rol gespeeld door de vakgroep Toxicologie en in mindere mate door de vakgroep Landbouwtechniek. In het programma van de specialisatie ligt een accent op de blootstelling aan chemische en biologische belastende factoren en de mogelijke gezondheidsrisico's hiervan.

In dit boek wordt de huidige kennis op het gebied van de kwantificering en evaluatie van de blootstelling aan chemische factoren op de werkplek weergegeven. Uitdrukkelijk echter wordt een en ander geplaatst in een breder kader waarin ook aandacht besteed wordt aan andere belastende factoren. De basis van dit werk wordt gevormd door een eerder collegedictaat van de hand van Bregt Remijn en Jan Boleij, een onderzoek naar de methodiek van werkplekonderzoek door Yvette Oostendorp en Hans Kromhout en onderzoek naar de blootstelling aan organische stof en de mogelijke gezondheidseffecten hiervan in de graanverwerkende industrie, de veevoederindustrie en de landbouw, vooral de varkenshouderij. Een belangrijk deel van het onderzoek wordt gefinancierd door het Directoraat-Generaal van de Arbeid. Daarnaast moet ook het vele werk genoemd worden dat tientallen studenten in de laatste fase van hun studie uitgevoerd hebben in de vorm van afstudeerprojecten bij verschillende bedrijven. De diverse bedrijven die het onderzoek mogelijk maakten, zijn we hiervoor zeer erkentelijk.

Ten slotte een woord van dank aan Tineke Hölscher voor de verwerking van het manuscript. De niet aflatende stroom wijzigingen maakte het niet eenvoudig.

Rest ons nog te vermelden dat overal waarin de tekst de mannelijke persoonsvorm gebruikt is, ook de vrouwelijke persoonsvorm bedoeld is.

november 1986

Jan Boleij

Dick Heederik

Hans Kromhout

1 Inleiding

De arbeidshygiëne vormt een onderdeel van de zorg voor de werkende mens en zijn werkomgeving. In navolging van onder andere de Wereldgezondheidsorganisatie heeft de Nederlandse Vereniging voor Arbeidshygiëne de arbeidshygiëne als volgt gedefinieerd: 'Arbeidshygiëne is de toegepaste wetenschap, welke zich richt op het herkennen, evalueren en beheersen van vooral fysische, chemische en biologische factoren in het geheel van belastende factoren, die ontstaan in of door werksituaties en die de gezondheid en/of het welzijn van de werkende mens en/of zijn nageslacht kunnen beïnvloeden.'

Er is uitdrukkelijk sprake van een toegepaste wetenschap, wat betekent dat de invulling gestuurd wordt door de problemen die ervaren worden in de werkomgeving en niet alleen door de grenzen van theorieën en kennisvelden. Invulling kan dus gezien worden in termen van probleemoplossing, waarvoor gebruik gemaakt kan worden van de klassieke stadia van probleemvaststelling en -oplossing:

- probleemherkenning en -beschrijving
- probleemanalyse (oorzakelijke factoren)
- criteria voor probleemoplossing (normbepaling)
- prioriteitenstelling
- aandragen van oplossingen (technische, organisatorische en maatschappelijke)
- keuze van een oplossing
- implementatie
- controleren en evalueren van effecten (terugkoppeling naar eerste stadium)
- plannen ontwikkelen voor onvoorziene omstandigheden.

De elementen 'herkennen', 'evalueren' en 'beheersen' uit de definitie van arbeidshygiëne zijn duidelijk terug te vinden in de verschillende stadia. Samen met de belastende factoren vormen de diverse stadia van probleemoplossing een matrix die het hele veld van de arbeidshygiëne dekt. Als belastende factoren kunnen genoemd worden:

- chemische belasting
- biologische belasting
- fysische belasting zoals klimaat, verlichting, straling, geluid en trilling
- ergonomie
- veiligheid van werkprocedures, machines en gereedschap
- perceptief mentale belasting.

In dit boek ligt het accent sterk op de chemische factoren met daarnaast enige aandacht voor biologische factoren. Met uitzondering van de bepalingsmethoden verschilt overigens de aanpak voor vaststelling van de blootstelling niet wezenlijk voor beide factoren. Er wordt aandacht besteed aan de biologische factoren omdat dit terrein een nog vrijwel onontgonnen terrein is en omdat aan de Landbouwwuniversiteit een begin is gemaakt met de invulling van dit deelgebied. Dit tegen de achtergrond van

het feit dat grote delen van de Nederlandse werkende bevolking potentieel blootgesteld zijn aan biologische factoren (levens- en genotmiddelenindustrie, textielindustrie, landbouw).

In de praktijk van de arbeidshygiëne is de blootstelling aan een belastende factor nooit los te zien van de blootstelling aan andere belastende factoren. Meervoudige blootstelling is meer regel dan uitzondering. Er kan sprake zijn van een directe wisselwerking, waarbij sprake is van een zelfde doelorgaan, een indirecte wisselwerking (hogere lichamelijke belasting geeft bij voorbeeld een grotere opname via de luchtwegen) of van eenvoudigweg naast elkaar bestaan van diverse blootstellingen. In het laatste geval dient de aandacht voor een factor afgewogen te worden tegen het belang van de andere factoren. Tegen deze achtergrond wordt in hoofdstuk 2 een methodiek van oriënterend werkplekonderzoek uitgewerkt waarbij alle belastende factoren geïnventariseerd worden. Op basis van dit soort benaderingen kan vervolgens een afweging plaatsvinden om al direct maatregelen te nemen of verder onderzoek te initiëren. Verder wordt in hoofdstuk 2 aandacht besteed aan schattingstechnieken voor de vaststelling van de mate van blootstelling aan chemische stoffen. Ook internationaal begint zich belangstelling voor de toepassing van schattingstechnieken af te tekenen, vooral in het kader van epidemiologisch onderzoek.

In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op het geheel van metingen en registraties dat kan leiden tot meer inzicht in de gezondheidsrisico's van de arbeidssituatie. Naast omgevingsmonitoring wordt ook de biologische monitoring besproken en de opsporing van vroege gezondheidseffecten. Bespreking van monsternamen en analysemethoden voor de werkomgeving vindt plaats in hoofdstuk 4. Het is ondoenlijk in het bestek van dit boek alle methoden uitputtend te behandelen. Slechts algemene principes worden besproken alsook de meest gebruikte methoden en technieken. Ook wordt aandacht besteed aan organisch stof en de biologisch actieve bestanddelen daarin. Een belangrijk element bij het uitvoeren van metingen is de kwaliteit van de metingen. Bekend moet zijn met welke mogelijke fout een meting of een serie metingen behept is, zodat er een beoordeling kan plaatsvinden of een methode voldoende nauwkeurig en betrouwbaar is voor het gestelde doel. Hierop wordt in hoofdstuk 5 ingegaan.

Uitgebreid aandacht krijgt het begrip meetstrategie. Hiermee wordt beoogd antwoord te geven op vragen als: wat te meten, waar of bij wie te meten, hoe lang en hoe vaak te meten? In hoofdstuk 6 wordt dit behandeld in het kader van de controle op overschrijding van grenswaarden. In samenhang hiermee wordt een aantal kenmerken van metingen en meetseries besproken alsook een aantal kenmerken van grenswaarden. Kan gesteld worden dat het gebied van meetstrategieën voor de controle op grenswaardeoverschrijding een ontwikkeling heeft doorgemaakt, veel minder geldt dat voor meetstrategieën voor epidemiologisch en toxicologisch veldonderzoek. In hoofdstuk 7 wordt hierop uitgebreid ingegaan. Gezien de stand van de kennis op dit terrein betreft het veeleer aanzetten, benaderingswijzen en denkmodellen dan uitgewerkte strategieën. Één en ander is vooral gebaseerd op eigen werk op dit gebied.

Ter afsluiting is een hoofdstuk opgenomen over maatregelen ter voorkoming van te hoge belasting. Zoals reeds uit de eerdergenoemde matrix bleek is dit een wezenlijk onderdeel. Dit onderwerp kan echter in het kader van dit boek onmogelijk uitputtend worden behandeld. Volstaan wordt met het aangeven van algemene principes en de uitwerking van enkele elementen in de vorm van voorbeelden.

Ten slotte verdient de uitvoering van onderzoek in bedrijfssituaties nog de aandacht. De ervaring leert dat voor het welslagen van onderzoeksprojecten de medewerking van alle betrokken partijen onontbeerlijk is. Hiervoor is het noodzakelijk goede informatie te verschaffen over doelstellingen en werkwijze van het onderzoek vooraf en de resultaten van het onderzoek achteraf. Bij het onderzoek vanuit de Landbouwwuniversiteit gebeurt dit over het algemeen in de vorm van een begeleidingscommissie voor het onderzoek, waarin alle partijen vertegenwoordigd zijn (directie, werknemers, deskundige diensten etc.). De taken van deze commissie bestaan uit:

- bespreken van het onderzoekvoorstel
- verzorgen van de communicatie binnen het bedrijf
- organiseren van de voorlichting aan de deelnemers in het onderzoek voor en na het onderzoek
- bespreken van het concept-eindverslag
- bespreken en vaststellen van de verkorte versie van het verslag ten behoeve van de deelnemers aan het onderzoek.

Deze benadering heeft zijn nut bewezen bij veel onderzoek in bedrijven op het gebied van de arbeidshygiëne dat door de vakgroepen Luchthygiëne en -verontreiniging en Gezondheidsleer is uitgevoerd (bijlage 15).

2 Werkplekonderzoek

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt stilgestaan bij het fenomeen werkplekonderzoek. In dit kader wordt onder werkplekonderzoek verstaan het opsporen, vastleggen en aanpakken van mogelijke belastende werkomstandigheden. Dit werkplekonderzoek bestaat veelal uit diverse onderdelen en valt te verdelen in twee fasen. In de eerste fase wordt vaak begonnen met een oriënterend of globaal werkplekonderzoek, dat ook wel bedrijfshygiënische survey of arbeidsomstandighedenonderzoek wordt genoemd. Hierbij wordt door observatie, interviews en eenvoudige metingen getracht om de arbeidsomstandigheden van een groep werknemers of van een afdeling als geheel globaal in kaart te brengen. Op basis van de resultaten hiervan kan worden besloten het werkplekonderzoek voort te zetten in een tweede fase, die gericht is op één of meer factoren. In deze fase van gericht onderzoek wordt veelal getracht de blootstelling aan een factor te karakteriseren en te kwantificeren, zodat een risicoschatting kan worden gemaakt en eventueel risicovolle situaties of omstandigheden kunnen worden aangepakt. Wat er komt kijken bij de kwantificering van de blootstelling aan chemische stoffen, wordt besproken in de volgende hoofdstukken. Dit hoofdstuk beperkt zich tot een methode voor semi-kwantitatieve schatting van de blootstelling.

Werkplekonderzoek wordt in Nederland door verschillende instanties en instellingen uitgevoerd. In paragraaf 2.2. passeren een aantal van deze uitvoerende instanties en instellingen de revue en wordt kort ingegaan op de specifieke doelstellingen en kenmerken van het werkplekonderzoek. Ten slotte wordt in paragraaf 2.3. een model voor werkplekonderzoek beschreven en toegelicht, zoals dat recent bij de vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging is ontwikkeld.

2.2 Instellingen en instanties

2.2.1 Inleiding

Door verschillende instanties en instellingen in Nederland wordt werkplekonderzoek gedaan. Daaronder vallen de Arbeidsinspectie, enkelvoudige en gezamenlijke bedrijfsgezondheidsdiensten (BGD-en), bedrijfsledengroepen van vakbonden en onderzoeksinstellingen als TNO en verschillende universiteiten. De doelstellingen en de vorm van het werkplekonderzoek kan van instelling tot instelling verschillen.

De Arbeidsinspectie en de Bedrijfsgezondheidsdiensten, die als voornaamste taak hebben het voorkomen van nadelige effecten van arbeidsomstandigheden op de gezondheid van werkenden, zullen (in eerste instantie) de arbeidsomstandigheden breed benaderen en aan meerdere factoren tegelijk aandacht besteden. Hetzelfde kan ook

worden gezegd van werkplekonderzoek uitgevoerd door werknemers, dat in sommige gevallen nog breder van opzet is. Het werkplekonderzoek is in zo'n geval onderdeel van het werknemersonderzoek, waarbij naast aandacht voor arbeidsomstandigheden ook aandacht is voor werkgelegenheid, automatisering, beloning, etc. Voor bovengenoemde instanties en instellingen geldt dat het werkplekonderzoek gehanteerd wordt als instrument om knelpunten in de arbeidsomstandigheden te signaleren en te evalueren, afgezien van de vraag of het werkplekonderzoek breed is of toegespitst is op één of enkele factoren.

Onderzoeksinstellingen kunnen verschillende doelstellingen hebben voor een werkplekonderzoek, die consequenties hebben voor de vorm en omvang van het onderzoek. Het werkplekonderzoek bij onderzoeksinstellingen kan van meet af aan een sterk gericht karakter hebben. Een voorbeeld hiervan is een onderzoek naar de geluidbelasting van werknemers om een relatie te kunnen leggen met de gehoorachteruitgang bij deze werknemers. Dergelijk onderzoek zal een vrij beperkte omvang hebben. Dit in tegenstelling tot een werkplekonderzoek in dezelfde fabriek, waarbij de arbeidsomstandigheden zo breed mogelijk worden geïnventariseerd en zo nodig vervolgens worden gekwantificeerd om de gezondheidsbedreigende factoren in de arbeidsomstandigheden op het spoor te komen. Hierbij wordt begonnen met een breed oriënterend werkplekonderzoek, dat naast het signaleren van knelpunten het leggen van een basis voor de meetstrategie in een gericht werkplekonderzoek tot doel kan hebben. Het spreekt natuurlijk voor zich dat in werkelijkheid de geschetste vormen van werkplekonderzoek niet strikt zijn voorbehouden aan de desbetreffende instantie of instelling.

2.2.2 Arbeidsinspectie

Werkplekonderzoek wordt door de Arbeidsinspectie uitgevoerd in de vorm van zgn. inspecties. Het algemene inspectiedoel daarbij is de controle op de naleving van wettelijke bepalingen zoals die beschreven zijn in o.a. de Arbeidsomstandighedenwet. Voor de uitvoering van inspecties bestaat geen systematische uniforme werkwijze. Wel zijn er bij de Arbeidsinspectie en het Directoraat-Generaal van de Arbeid ontwikkelingen gaande die moeten uitmonden in methoden en procedures voor de uitvoering van inspecties waarmee een zo groot mogelijke landelijke uniformiteit bij de uitvoering van inspecties kan worden gerealiseerd.

Er bestaan verschillende vormen van inspecties. Zo is er de generale inspectie, waarbij diverse factoren simultaan in het werkplekonderzoek worden opgenomen. Daarnaast zijn er gerichte inspecties (bij voorbeeld gericht op chemische stoffen) algemene inspecties (totale bedrijfsdoorlichting) en probleemgerichte inspecties. Tot op heden worden de inspecties uitgevoerd zonder standaardmethoden door districtsambtenaren. Een probleem hierbij is dat er risico's voor de gezondheid van werknemers en werkneemsters over het hoofd kunnen worden gezien doordat de betreffende districtsambtenaar vooral zijn stokpaardjes berijdt. De verwachting is dat dit door systematisering van de inspecties in de toekomst zal worden voorkomen.

2.2.3 Bedrijfsgezondheidsdiensten

Uit een recente enquête blijkt dat 66 % van de enkelvoudige en 100 % van de geza-

menlijke BGD-en oriënterend werkplekonderzoek uitvoert. Gericht werkplekonderzoek wordt door 85 % van de enkelvoudige en 95 % van de gezamenlijke BGD-en uitgevoerd (Oostendorp & Kromhout, 1985). In deze enquête wordt onder oriënterend werkplekonderzoek verstaan: onderzoek dat zich richt op het inventariseren van het al dan niet voorkomen van risicofactoren in een afdeling of een fabriek, zodat een algemeen beeld van de arbeidsomstandigheden in een afdeling of in een fabriek als geheel kan worden verkregen. Onder gericht onderzoek wordt verstaan: onderzoek dat zich richt op de belasting van werknemers door een specifieke risicofactor (bij voorbeeld de belasting van werknemers door silicastof in een vormerij).

De aard van de te onderzoeken werkplekken is van invloed op het soort werkplekonderzoek dat door BGD-en wordt uitgevoerd. Bij enkelvoudige BGD-en met sterk overeenkomstige werkplekken kiest men dan ook vaker voor gericht werkplekonderzoek. Uit de cijfers blijkt echter tevens dat in de meeste diensten (enkelvoudige en gezamenlijke) zowel oriënterend als gericht werkplekonderzoek wordt gedaan. Het oriënterend werkplekonderzoek blijkt bij de gezamenlijke BGD-en hoofdzakelijk door de bedrijfsverpleegkundigen te worden uitgevoerd. Verder blijkt bij 85 % van de gezamenlijke BGD-en dit oriënterend werkplekonderzoek aan de hand van een standaardformulier/checklist te worden uitgevoerd. Bij 36 % van de gezamenlijke BGD-en gebeurt het (ook) zonder dergelijke hulpmiddelen (de 'walk-through survey'), waarbij aantekeningen worden gemaakt van zaken die opvallen. In dergelijke gevallen hangt het sterk af van de kennis en voorkennis over het bedrijf bij de werkplekonderzoeker in hoeverre mogelijke gezondheidsbedreigende factoren boven water komen. In 21 % van de gezamenlijke BGD-en wordt bij het werkplekonderzoek zowel met als zonder standaardformulier gewerkt. Bij enkelvoudige BGD-en is het plaatje anders. Daar blijkt bij 73 % van de BGD-en het oriënterend werkplekonderzoek zonder standaardformulier te worden uitgevoerd, terwijl 37 % van de BGD-en vermelden wel een dergelijk hulpmiddel te gebruiken (10 % doet zowel het een als het ander). Uit dezelfde enquête blijkt dat de volgende factoren meestal in het onderzoek zijn opgenomen:

- geluid
- chemische stoffen
- klimaat
- persoonlijke beschuttingsmiddelen
- veiligheidsvoorzieningen
- verlichting
- fysieke belasting
- hygiënische voorzieningen
- perceptief mentale belasting.

De volgende factoren zijn bij de gezamenlijke BGD-en meestal in het onderzoek opgenomen, maar ontbreken bij de meeste enkelvoudige BGD-en:

- trillingen en schokken
- straling
- biologische factoren
- EHBO-voorzieningen.

De Stuurgroep Model Bedrijfsgezondheidszorg van de Nederlandse Vereniging voor Arbeids- en Bedrijfsgeneeskunde is al een aantal jaren bezig met het ontwikkelen en toetsen van een gestandaardiseerd arbeidshygiënisch werkplekonderzoek, dat ove-

rigens uitsluitend gericht is op voor het lichaam schadelijke arbeidsomstandigheden (Jenniskens, 1982). Tot op heden heeft deze inspanning nog geen vruchten afgeworpen.

2.2.4 Werknemersgroepen

Werkplekonderzoek is door verschillende werknemersgroepen uitgevoerd. In het verleden speelden vooral bedrijfsledengroepen een belangrijke rol. Met de invoering van de Arbeidsomstandighedenwet kan men initiatieven van VGW-commissies (Veiligheid, Gezondheid en Welzijn) op dit gebied verwachten. Vooral het werk van bedrijfsledengroepen is goed gedocumenteerd (o.a. Buitelaar & Vreeman, 1985).

Werknemersonderzoek op het gebied van de kwaliteit van de arbeid heeft over het algemeen een veel bredere doelstelling dan het eerder geformuleerde werkplekonderzoek. Voorafgaand aan het uiteindelijke doel, het verbeteren van de kwaliteit van de arbeid, zullen met het werknemersonderzoek eerst een aantal andere doelen gerealiseerd moeten worden. Het is voor de werknemers in de loop der jaren steeds moeilijker geworden om een overzicht te krijgen van de gang van zaken in het arbeidsproces en om de samenhangende ontwikkelingen te zien. Door het invullen en verwerken van checklisten en door verslagen en discussies zal geprobeerd moeten worden de opgedeelde kennis van werknemers te organiseren. Daarnaast is een doel het wekken van interesse bij werknemers voor de kwalitatieve kanten van het werk. Vanuit de ontstane interesse zou de motivatie ontwikkeld moeten worden om gesignaleerde problemen gezamenlijk aan te pakken. Hier ligt dan ook de basis van de derde doelstelling, het opbouwen van organisatorische kaders waarbinnen aandacht voor dit terrein invulling kan krijgen. Doordat er sprake is van systematische kennisverzameling van werknemers is het ook mogelijk op basis van die kennis te komen tot een reële prioriteitenstelling, die op haar beurt van belang kan zijn in een onderhandelingspositie (Buitelaar & Vreeman, 1985).

Het werknemersonderzoek wordt veelal uitgevoerd in middelgrote en grote ondernemingen. De onderzoeken kunnen een initiërend karakter hebben. In dergelijke gevallen nemen kaderleden zelf het initiatief om problemen m.b.t. de kwaliteit van de arbeid aan te kaarten. In andere gevallen kan het een meer reactief karakter hebben. In dergelijke gevallen probeert men een goed onderbouwd antwoord te geven op plannen van de werkgever. Ook is het soms een reactie op metingen die in het bedrijf gedaan zijn en waarvan de kaderleden de resultaten niet kennen.

Meestal wordt er gewerkt met vragenlijsten die bij de vakbond ontwikkeld zijn. Dit zijn vragenlijsten op het gebied van: veiligheid en gezondheid, de kwaliteit van de arbeid en reorganisatie van de produktie. Ook zijn er kaderleden die eigen vragenlijsten ontwikkelen of gebruik maken van bestaande vragenlijsten van o.a. onderzoeksinstituten. In de arbeidsomstandigheden-checklist van de Industriebond FNV wordt aandacht besteed aan:

- lawaai
- gevaarlijke stoffen
- stof
- klimaat
- persoonlijke beschuttingsmiddelen
- veiligheid

- werkhouding
- hygiënische voorzieningen
- trillingen en schokken
- straling
- inhoud en organisatie van het werk.

Voor geïnteresseerden die meer willen weten over vakbonds- en werknemersonderzoek, wordt verwezen naar een publikatie van de Industriebond FNV (1984) getiteld 'Bondswerk in het bedrijf en de kwaliteit van de arbeid' en het al eerder aangehaalde proefschrift van Buitelaar & Vreeman (1985).

2.2.5 Onderzoeksinstellingen

De doelstellingen van werkplekonderzoek dat door onderzoeksinstellingen wordt uitgevoerd, worden bepaald door de onderzoeksvraag en kunnen dus sterk verschillen. Vaak zullen werkplekonderzoeken dienen om blootstellingsgegevens te leveren voor epidemiologisch dan wel toxicologisch onderzoek. Dergelijk onderzoek heeft een sterk gericht karakter. Het onderzoek dient dan niet om een indruk te krijgen van de arbeidsomstandigheden in een bepaalde arbeidssituatie, maar veeleer om door verschillen in de blootstelling (als schatting van de dosis) een verband te leggen met een (vroegtijdig) gezondheidseffect.

Bij de vakgroepen Luchthygiëne en -verontreiniging en Gezondheidsleer wordt een benadering gekozen die vergelijkbaar is met het werkplekonderzoek dat bij gezamenlijke BGD-en wordt uitgevoerd. Uitgaande van een brede inventarisatie worden in deze benadering prioriteiten gesteld voor gericht onderzoek in samenspraak met direct betrokkenen. Bij het gerichte onderzoek kan vervolgens worden teruggegrepen op de resultaten van de inventarisatie, vooral bij het opstellen van meetstrategieën en bij het schatten van gezondheidsrisico's. Op grond van deze ervaringen is een onderzoek naar systematisering van het werkplekonderzoek uitgevoerd, wat heeft geresulteerd in een model voor werkplekonderzoek (Oostendorp & Kromhout, 1985). Dit model zal in de volgende paragraaf worden besproken.

2.3 Model voor werkplekonderzoek

Het model voor werkplekonderzoek valt uiteen in twee fasen: de oriëntatiefase en de fase van gericht onderzoek. De oriëntatiefase heeft als doel een overzicht te krijgen van de gezondheidsbedreigende factoren binnen de arbeidsomstandigheden in een bedrijf, gebaseerd op algemeen aanvaarde gezondheidkundige maatstaven. Daarna kunnen, in overleg met de bedrijfsleiding en werknemers, beslissingen genomen worden over de noodzaak van verder onderzoek. Zoals bij een aantal BGD-en in Nederland gebeurt, kunnen resultaten van een PBGO (periodiek bedrijfsgezondheidkundig onderzoek), waarin gegevens over gezondheidsklachten en klachten over arbeidsomstandigheden verzameld zijn, in combinatie met de resultaten van een oriënterend onderzoek op de werkplek als basis dienen voor een dergelijk overleg. Het belang van een dergelijke oriëntatiefase wordt in de literatuur vaak benadrukt (van Dijk, 1983; OSHA, 1979; OSHA, 1982). Drie argumenten spelen daarbij een rol:

- Een brede oriëntatie geeft inzicht in het productieproces en in de organisatie van

de produktie. De logische samenhang van zaken wordt duidelijk. Zo kan bij voorbeeld blijken dat het verbeteren van een machine in verband met geluidsoverlast ook invloed kan hebben op de fysieke belasting of de klimaatbelasting.

- Beperking van het hele model tot een onderzoek naar de blootstelling aan een factor (bij voorbeeld alleen geluid) kan tot een verkeerde beoordeling van het risico van werknemers leiden. Er zijn verschillende voorbeelden bekend waarbij de blootstelling aan een factor in combinatie met bepaalde andere belastende factoren in de arbeidsomstandigheden in mindere mate, in meerdere mate of andere gezondheidseffecten geeft dan de belasting door die ene factor afzonderlijk.
- Een oriëntatiefase geeft informatie over de werkplek, op grond waarvan prioriteiten gesteld kunnen worden voor nader onderzoek en/of arbeidsplaatsverbetering.

Een nadeel van een dergelijke brede oriëntatiefase kan zijn dat deze te veel tijd kost. Dit kwam naar voren in de eerder aangehaalde enquête (zie paragraaf 2.2.3). De problemen in een bedrijf worden dan wel signaleerd, maar vervolgonderzoek laat lang op zich wachten. Dit bezwaar wordt groter wanneer door het oppervlakkige karakter van de oriëntatiefase eigenlijk alleen gegevens verzameld en gerapporteerd worden die bij de betrokkenen grotendeels al bekend zijn.

De tweede fase in het model is die van het gerichte onderzoek naar de blootstelling aan een bepaalde factor. Dit kan resulteren in bij voorbeeld aanbevelingen voor arbeidsplaatsverbetering, voor de bewaking van de gezondheid van werknemers door een gericht periodiek onderzoek (GPO) of voor nader kwantitatief onderzoek. In dit kader wordt alleen een methode voor gericht onderzoek naar de blootstelling aan chemische stoffen besproken. In het model zijn per fase de volgende onderdelen onderscheiden.

Oriëntatiefase

- A. Algemene informatie over het bedrijf
- B. Produktinformatie
- C. Toxicologische informatie
- D. Oriënterend werkplekonderzoek

Gerichte fase

- E. Taakanalyse
- F. Gericht onderzoek naar een bepaalde factor

De onderdelen A en D zijn zeer algemeen, terwijl B en C gericht zijn op chemische stoffen. Toch horen deze onderdelen al in de eerste fase van het model thuis. Het verzamelen van produktinformatie en toxicologische informatie over de in een bedrijf gebruikte chemische stoffen kost vaak veel tijd en energie. In de toekomst zal dit bezwaar verminderd worden omdat bedrijven in het kader van de Arbo-wet verplicht worden deze informatie zelf te verzamelen, zodat werknemers kunnen worden ingelicht over eventuele gezondheidsrisico's van de gebruikte chemische stoffen.

2.3.1 Onderdelen van het model voor werkplekonderzoek

2.3.1.1 Inleiding

Een zeer belangrijk aspect van onderzoek in een bedrijf, dat voorafgaat aan het eigenlijke uitvoeren van het werkplekonderzoek, is de introductie van het onderzoek

op de werkvloer. Het is van essentieel belang voor het slagen van het onderzoek dat werknemers volledig op de hoogte zijn van het doel van het onderzoek. Werknemers zullen vertegenwoordigd moeten zijn in de begeleidingscommissie, die het onderzoek van het begin tot het einde begeleidt en eventueel bijstuurt. De Werkgroep Industrieel Toxicologisch Onderzoek ontwikkelde in 1982 een gedragscode bij wetenschappelijk onderzoek in bedrijven ten behoeve van de bedrijfsgezondheidszorg (WITO, 1982).

2.3.1.2 Oriëntatiefase

2.3.1.2.1 Algemene voorinformatie over het bedrijf

Voordat een oriënterend werkplekonderzoek (D) uitgevoerd kan worden, moet bepaalde informatie verzameld zijn. De gegevens die het bedrijf vrij eenvoudig schriftelijk kan (zou moeten kunnen) geven, vormen de voorinformatie. Met deze voorinformatie moet een oriënterend werkplekonderzoek naar alle risicofactoren mogelijk zijn. Als voorinformatie moeten de volgende gegevens verzameld worden:

- aard van het productieproces; omschrijving van de verschillende productie-afdelingen; informatie over de hoeveelheid en variatie van productie;
- per productie-afdeling: aantal werknemers; aantal mannen/vrouwen; leeftijdverdeling; werktijden; lijst van functies;
- lijst van gebruikte grondstoffen, geproduceerde (chemische) producten en tijdens het proces vrijkomende tussenprodukten;
- informatie over de aanwezigheid van een ondernemingsraad, commissies als VGW-commissie, arbeidsomstandighedencommissie en deskundige diensten als de bedrijfsgezondheidsdienst en de veiligheidsdienst;
- informatie die eerder verzameld is, bij voorbeeld via PBGO, zoals gegevens over ziekteverzuim en ongevallen.

In bijlage 1 is als voorbeeld een Voorinformatieformulier opgenomen.

2.3.1.2.2 Produktinformatie

In Nederland wordt door de Nederlandse Vereniging van Veiligheidskundigen (NVVK), de Vereniging van de Nederlandse Chemische Industrie (VNCI) en het Veiligheidsinstituut (VI) de zgn. Chemiekaarten (NVVK et al., 1984) uitgegeven en door Shell de Shell industrie chemicaliën gids (Shell, 1981). Deze publikaties bevatten voornamelijk fysische gegevens, enige toxicologische informatie en aanwijzingen voor het hanteren en opruimen van een aantal veel gebruikte stoffen/producten. Deze informatie moet worden gezien als een eerste aanzet. Voor meer gedetailleerde informatie zal men zich tot de leverancier en/of producent van de betreffende producten moeten wenden. Het lijkt verstandig hiervoor een standaardformulier te gebruiken binnen Nederland, zodat de producenten en leveranciers verplicht gesteld kunnen worden dit formulier volledig in te vullen. Er zijn binnen Nederland al diverse formulieren in gebruik, onder meer bij Hoogovens en bij Volvo (Diemel et al., 1981) en bij de Stichting Bedrijfsgezondheidszorg West-Brabant. In Wageningen wordt een enigszins verkorte versie van het Volvo-formulier gebruikt, dat is opgenomen als bijlage 2.

Dat het verzamelen van produktinformatie een tijdrovende en nogal frustrerende zaak kan zijn leert de praktijk. In het begin van de jaren tachtig is een onderzoek in de Verenigde Staten uitgevoerd naar de samenstelling van 253 producten die ge-

bruikt werden in garages en carrosseriebedrijven. Een half jaar nadat de formulieren waren verzonden leverde dit een respons op van bijna 70 % van de producenten, die 174 van de 253 produkten produceerden. De kwaliteit van de verkregen informatie liet echter nogal te wensen over. Van slechts 20 % van deze 174 produkten kwam de volledige samenstelling boven water. Van 43 % werd de samenstelling gedeeltelijk onthuld, van 11 % bleek de samenstelling fabrieksgeheim te zijn volgens de producenten en van 26 % van de 174 produkten werd door reagerende producenten in het geheel geen informatie verstrekt (Karstadt & Bobal, 1984). Deze studie werd verricht voordat de zogenaamde 'right-to-know laws' in werking traden. De resultaten van dit onderzoek dienen tevens als uitgangspunt voor een vervolgstudie, die de effectiviteit van dergelijke wetten zal moeten meten.

2.3.1.2.3 Toxicologische informatie

Over de toxiciteit van chemische stoffen die in een bedrijf gebruikt worden en/of ontstaan, zal informatie verzameld moeten worden. Er zijn verschillende handboeken zoals Clayton & Clayton (volume II, 1981 & 1982), beter bekend als 'de Patty' en de Encyclopaedia of occupational health and safety van de International Labour Organization (ILO, 1983) en diverse tijdschriften (bijlage 3) waarin dergelijke informatie te vinden is. In Nederland bestaat bij verschillende instellingen de mogelijkheid via computerbestanden snel informatie over een bepaalde stof te krijgen uit zeer recente literatuur (Directoraat-Generaal van de Arbeid, Veiligheidsinstituut). Ook in Wageningen is het via Pudoc mogelijk literatuurrecherches uit te voeren in diverse geautomatiseerde bibliografische gegevensbestanden.

2.3.1.2.4 Oriënterend werkplekonderzoek

Het doel van het oriënterend werkplekonderzoek in dit model is als volgt omschreven: het signaleren van gezondheidsbedreigende factoren in de arbeidsomstandigheden op de werkplek, gebaseerd op algemeen aanvaarde gezondheidskundige maatstaven. Een oriënterend werkplekonderzoek zal vaak het eerste bedrijfsbezoek zijn. Het kan echter ook periodiek uitgevoerd worden ter evaluatie van veranderingen in de arbeidsomstandigheden of naar aanleiding van klachten van werknemers in een bedrijf. Het gaat om een vrij oppervlakkig onderzoek, dat bij signalering van een bepaald risico altijd vervolgd zal moeten worden met een gericht onderzoek. Bij het opstellen van het protocol (het formulier met handleiding aan de hand waarvan het onderzoek uitgevoerd moet worden) is ervan uitgegaan dat het oriënterend werkplekonderzoek in een bedrijf met minder dan 200 mensen niet meer tijd mag kosten dan 1 dag. In een protocol voor oriënterend werkplekonderzoek zal men zich beperken tot de factoren waarvan risico's te verwachten zijn. Voor de verschillende risicofactoren moet aangegeven worden of ze al dan niet aanwezig zijn en of er kans is op blootstelling voor de werknemers op de betreffende werkplek. Daarbij is het niet de bedoeling dat men zich beperkt tot de 'worst cases' en dat alleen die situaties gesignaleerd worden waarin een grens-waardeoverschrijding te verwachten is. Zowel bij onderzoek uitgevoerd door BGD-en als bij inspecties van de Arbeidsinspectie is het van belang dat situaties gesignaleerd worden waarin sprake is van een mogelijk risico voor de gezondheid en/of waarin een kans op blootstelling is doordat passende maatregelen ontbreken. Het protocol voor oriënterend werkplekonderzoek is opgenomen als bijlage 4.

Indeling in groepen/ruimten Het indelen van werknemers in groepen is belangrijk om een eenheid te krijgen waarvan de blootstelling aan diverse factoren aangegeven kan worden. De bedoeling is om groepen te vormen waarvan de arbeidsomstandigheden ongeveer gelijk zijn. Werknemers kunnen gegroepeerd worden op basis van hun (overeenkomstige) functies of taken, maar ook op basis van de ruimte waarin de meeste tijd wordt doorgebracht. (Onder een taak wordt hier een duidelijk af te bakenen verzameling handelingen verstaan die gedurende een dag worden verricht en waarbij een bepaalde arbeidsbelasting is aan te geven. Een functie is gekoppeld aan een persoon en kan opgebouwd zijn uit diverse taken.) Het afbakenen van taken, het aangeven van de frequentie waarmee taken rouleren en vooral het schatten van de belasting per taak kost veel tijd. Dergelijke onderdelen passen beter in de fase van gericht onderzoek. Het indelen van werknemers naar produktie-afdeling is vaak via de administratie van een bedrijf eenvoudig te doen. De beoordeling van de blootstelling van werknemers per produktie-afdeling kan echter juist door de grote verschillen in zo'n groep weer heel moeilijk zijn. Om praktische redenen is toch gekozen voor een indeling op basis van produktie-afdelingen, waarbij informatie over blootstelling van bijzondere groepen apart vermeld kan worden. Daarbij moet dan ook aangegeven worden om hoeveel mensen het gaat. Bij een indeling op basis van produktie-afdelingen wordt uitgegaan van de ruimten waarin de betreffende arbeidsomstandigheden bekeken moeten worden. Daarom vragen de afdelingen waarin de mensen zeer mobiel zijn, zoals technische afdeling of storingsdienst, extra aandacht.

Bij de indeling in groepen moet ook rekening gehouden worden met de mogelijkheden van verwerking van resultaten. Wanneer de resultaten van een PBGO in een bedrijf per groep werknemers worden verwerkt, is het belangrijk dat de werkplekgegevens voor dezelfde groepen gelden.

Belastende factoren In een oriënterend werkplekonderzoek zal men zich beperken tot die factoren waarvan bij een bepaalde belasting risico's zijn te verwachten. Meestal (2.2.3. en 2.2.4.), ook in dit model, worden daarvoor de volgende factoren onderscheiden:

- geluid
- trillingen/schokken
- verlichting
- klimaat
- straling
- chemische stoffen
- biologische factoren
- fysieke belasting
- perceptief mentale belasting
- veiligheid.

Beschrijving van de blootstelling Er is naar gestreefd het protocol voor het oriënterend werkplekonderzoek zodanig te structureren dat de blootstelling aan de verschillende factoren aan de hand van een zelfde lijst met vragen kan worden beschreven.

Voor de meeste factoren ziet de lijst er als volgt uit:

- 1 Is er kans op blootstelling aan de betreffende factor?

2 Wat is de aard van de blootstelling?

3 Hoeveel mensen hebben kans op die blootstelling?

Voor de factoren fysieke belasting, perceptief mentale belasting en veiligheid zijn afwijkende vragenlijsten opgenomen.

ad 1. Kans op blootstelling.

Aan het model is de eis gesteld dat het in zeer verschillende bedrijven toepasbaar moest zijn. Daarom is gekozen voor open vragen waarin steeds een omschrijving van de situatie wordt gevraagd. Bij de vergelijking van de protocollen die in Nederland gebruikt worden, kwam naar voren dat het voor standaardisering van onderzoek belangrijk is open vragen te vermijden. Het lijkt beter per factor een aantal aandachtspunten te onderscheiden, aan de hand waarvan beoordeeld kan worden of op een bepaalde plek kans is op blootstelling. Bij een algemeen toepasbare methode zal dit echter leiden tot een zeer lange lijst met aandachtspunten (gemakkelijk herkenbare situaties, machines of handelingen waarvan aangenomen mag worden dat daarbij vaak kans is op blootstelling). Alleen voor een aantal factoren waarvoor duidelijke en in verschillende bedrijven te verwachten aandachtspunten zijn aan te geven, zijn deze in de lijst opgenomen. In het protocol voor oriënterend werkplekonderzoek wordt niet gevraagd een beoordeling te geven van het gezondheidsrisico van bepaalde blootstellingen. Voor de beoordeling van bij voorbeeld het risico van blootstelling aan chemische stoffen is namelijk informatie nodig over de samenstelling en toxiciteit, zodat beoordeling beter na afloop van het oriënterend werkplekonderzoek kan plaatsvinden. Er wordt daarom bij voorbeeld niet gevraagd naar de kans op blootstelling aan carcinogene stoffen, maar er wordt gevraagd naar de namen van stoffen waaraan mensen mogelijkerwijze worden blootgesteld. De nadruk is gelegd op een beschrijving van de bronnen en handelingen. Informatie over de mate en frequentie van blootstelling wordt niet gevraagd. Deze kan pas betrouwbaar zijn wanneer ook duidelijk is op welke manier de functies in een bedrijf zijn opgebouwd uit taken, hoe lang verschillende handelingen duren en met welke frequentie ze door een zelfde persoon worden uitgevoerd. Dergelijke informatie is vaak zo gedetailleerd dat ze niet in een oriënterend werkplekonderzoek van één dag kan worden verzameld. Alleen voor functies die de hele dag op dezelfde plaats in dezelfde arbeidsomstandigheden worden uitgevoerd, kunnen in een dergelijk onderzoek deze vragen beantwoord worden.

ad 2. Aard van de blootstelling.

Per factor wordt een aantal vragen gesteld over de aard van de blootstelling en over aspecten die belangrijk zijn om een blootstellingsrisico te kunnen beoordelen, zoals: welke zijn de bronnen, wat is de aard van het geluid waaraan men is blootgesteld (continu, discontinu of pieken), of is er een kans op huidcontact.

ad 3. Aantal blootgestelde personen.

Het is belangrijk te weten hoeveel personen op een bepaalde plek werken, waar kans op blootstelling is. Wanneer een bepaalde groep of een persoon een duidelijk hogere kans op blootstelling heeft, moet dat aangegeven worden.

Verwerking Er zijn in de literatuur verschillende manieren van verwerking van werkplekgegevens beschreven (2.3.3.2). In dit model is er van uitgegaan dat de gegevens van de oriëntatiefase gerapporteerd worden (eventueel gecombineerd met de gegevens van een PBGO), zodat aan de hand hiervan in een gesprek met betrokkenen vastgesteld kan worden of nader onderzoek gewenst is en welke prioriteit dat moet hebben.

2.3.1.3 *Gerichte fase*

2.3.1.3.1 *Taakanalyse*

Een goede taakanalyse vormt de basis van elk gericht onderzoek. Met een taakanalyse kunnen functies binnen een bedrijf worden uitgesplitst in taken of handelingen. Daarna kan per taak de blootstelling aan een specifieke factor worden geschat. Systemen voor beroepenclassificatie, zoals de 'standaard bedrijfsindeling' van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) of de 'Standard Industrial Classification' van de International Labour Organization (ILO), zijn gebaseerd op de produktie en produktiewijze en hebben niet direct betrekking op de blootstelling aan bij voorbeeld chemische stoffen (CBS, 1984; ILO, 1969). In de literatuur zijn verschillende benaderingen beschreven waarin wel getracht wordt een zodanige indeling van taken te maken dat de arbeidsomstandigheden per taak ongeveer gelijk zijn (Corn & Esmen, 1979; Vihma, 1981; Gamble & Spirtas, 1976; Hoar et al., 1980; zie ook 7.4.3).

In dit model is oorspronkelijk bij de taakanalyse uitgegaan van het zogenaamde uniforme-takenconcept, dat beschreven is door Esmen (1979). Dit is in feite niets meer dan een inventarisatie van taken per afdeling. Hierbij wordt verondersteld dat in elke fabriek (afdeling) een 12-tal uniforme taken valt te onderscheiden. In deze uniforme taken kunnen dan alle taken ingedeeld worden die in de betreffende fabriek/afdeling worden uitgevoerd. Deze methode heeft als voordeel, dat het een uniforme methode is. Dit betekent dat het in veel situaties en op veel werkplekken bruikbaar zou moeten zijn. Verder leken deze indelingen specifiek genoeg op fabrieksniveau en algemeen genoeg om vergelijkbaar te zijn met indelingen in andere fabrieken, waar dezelfde produkten worden geproduceerd. Tijdens het testen van het model in een aantal bedrijven is de taakanalyse anders verlopen dan volgens de methode van Esmen. De door Esmen gepubliceerde uniforme taken bleken niet gedetailleerd genoeg om daarmee de schatting van de mate van blootstelling uit te voeren (onderdeel F van het model). Het lijkt een betere zaak om per bedrijfstak vergelijkbare taken te ontwikkelen. Ook binnen een bedrijfstak kunnen zich echter grote verschillen voordoen in taakverdelingen van afzonderlijke bedrijven. Vooral verschillen in de stand der techniek kunnen tot niet uniforme taken leiden (wat betreft taakinhoud en zeker ook wat betreft de blootstelling). Voorlopig lijkt het het beste uit te gaan van de in het bedrijf gehanteerde indeling van de taken. Daarin kunnen op grond van eigen waarneming desnoods enige veranderingen worden aangebracht. Uitgangspunt daarbij is dat de blootstelling zo goed als gelijk is of op dezelfde manier fluctueert voor een groep personen die een bepaalde taak uitvoert. Dat wil zeggen dat er na de taakindeling geen personen met specialisaties binnen de onderscheiden taken meer moeten zijn.

2.3.1.3.2 *Gericht onderzoek naar de blootstelling aan chemische stoffen*

In dit model is gekozen voor een methode van kwalitatieve schatting (ook wel semi-kwantitatieve schatting genoemd) van de blootstelling aan chemische stoffen. Belangrijkste reden om te kiezen voor een kwalitatieve in plaats van een kwantitatieve benadering was dat het door een kwalitatieve methode mogelijk is een volledig beeld te krijgen van de blootstelling aan alle stoffen die in een bedrijf gebruikt worden. Voor veel chemische stoffen ontbreekt een eenvoudig toepasbare meetmethode. Bovendien is het belangrijk te onderzoeken bij welke taken met welke stoffen wordt omgegaan en

of daarbij kans is op huidcontact. Deze informatie moet verzameld worden voordat metingen van de blootstelling worden uitgevoerd. Aan de hand van de kwalitatieve schattingsmethode kunnen de hoogst blootgestelden binnen het bedrijf onderscheiden worden van de middel en laag blootgestelden. Door metingen kan dan het absolute niveau van blootstelling, eventueel alleen van de hoogst blootgestelden, worden vastgesteld. Op grond van de in de taakanalyse onderscheiden taken kan de blootstelling geschat worden. Daarbij is het wel noodzakelijk dat het per taak duidelijk is waaraan de personen potentieel zijn blootgesteld. Dat wil zeggen: de inventarisatie aan chemische stoffen die in de eerste fase is uitgevoerd, moet worden afgerond en gecontroleerd, zodat formulieren kunnen worden gemaakt voor schatting van de mate van blootstelling (bijlage 5). Per taak kan vervolgens de blootstelling aan chemische stoffen worden geschat.

Vaak zal het niet mogelijk zijn een schatting per stof te geven omdat uitgebreide produktinformatie ontbreekt. Bovendien is de methode beter hanteerbaar wanneer uitgegaan wordt van produktnamen, omdat die in een bedrijf vaak beter herkenbaar zijn. In het protocol wordt gevraagd de blootstelling te schatten zoals die normaal voorkomt bij het uitvoeren van een taak. Dat wil zeggen: er wordt gevraagd naar de gemiddelde blootstelling. Schatting van de mate van blootstelling door inademing vindt plaats aan de hand van een viertal categorieën. Er is gekozen voor vier categorieën, omdat een groter aantal de reproduceerbaarheid sterk verlaagt en een kleiner aantal te weinig informatie oplevert (Lynch, 1982). In een onderzoek bij Hoogovens bleek de mate van overeenkomst tussen de verschillende groepen van schatters (werknemers, arbeidshygiënist, produktieiders, chefs) goed te zijn wanneer vier blootstellingscategorieën werden gebruikt (Kromhout, 1983).

Voor het schatten van de blootstelling door inademing zijn de blootstellingscategorieën als volgt omschreven.

- Geen blootstelling. Er is geen sprake van contact. Er wordt wel met deze stof of dit produkt op de afdeling gewerkt, maar bij het uitvoeren van deze taak heeft men met deze stof niets te maken.
- Geringe blootstelling. Er is sprake van gering contact. De stof of het produkt bevindt zich in een gesloten systeem. Er zijn aan deze taak geen speciale werkzaamheden verbonden die blootstellingverhogend werken. Er is slechts blootstelling door inademing vanwege (taakgebonden) aanwezigheid in de afdeling/hal.
- Middelmatige blootstelling. Er is sprake van wisselend en voornamelijk passief contact. De stof bevindt zich in een gesloten systeem. Extra blootstelling vindt plaats doordat af en toe handwerk nodig is, waardoor contact met de stof ontstaat.
- Hoge blootstelling. Er is sprake van regelmatig contact. Vanwege de aard van het produktieproces en het daarbij behorende handwerk is regelmatig contact vereist.

Het huidcontact wordt beoordeeld aan de hand van onderstaande categorieën, die voornamelijk betrekking hebben op de frequentie waarin huidcontact optreedt. De mate van blootstelling door huidcontact wordt in tegenstelling tot inademing veel meer bepaald door de handelingen.

- Geen huidcontact. Er is geen sprake van contact. De stof/het produkt wordt niet aangeraakt.
- Soms huidcontact. Er is sprake van huidcontact, echter alleen gedurende bijzondere omstandigheden.

– Regelmatig huidcontact. Er is sprake van huidcontact dat niet vermijdbaar is. De aard van de taak vereist regelmatig contact met de stof of het produkt.

Een probleem bij het schatten is in hoeverre rekening gehouden moet worden met het al of niet gebruik maken van persoonlijke beschuttingsmiddelen. Veelal zal er sprake zijn van een hoge blootstelling wanneer van persoonlijke beschuttingsmiddelen wordt gebruik gemaakt. Houdt men rekening met het gebruik van deze middelen bij de kwalitatieve schatting, dan zal de schatting lager uitvallen, ervan uitgaand dat de beschuttingsmiddelen effectief zijn. Niet iedereen zal echter deze middelen gebruiken, wat een verwarrend beeld zal geven. In het protocol wordt daarom enerzijds gevraagd naar het gebruik van deze beschuttingsmiddelen en de gebruiksfrequentie per stof of produkt en anderzijds naar een schatting van de blootstelling zonder het gebruik van beschuttingsmiddelen.

Op basis van de informatie die uit het gerichte onderzoek naar de blootstelling aan chemische stoffen komt, kunnen de werknemers op grond van hun taak in een bedrijf ingedeeld worden in groepen met een bepaalde blootstelling. Per stof zal de samenstelling van die groepen wisselen. Van de stoffen waarvoor dit nodig geacht wordt, kan door een eenvoudig meetonderzoek bij voorbeeld de kans op grenswaarde-overschrijding worden bepaald (zie hoofdstuk 6). Daarnaast levert het gerichte onderzoek informatie op over de kans op huidcontact en over de vraag welke mensen met welke stoffen te maken hebben. Dit is informatie die van belang is bij het stellen van prioriteiten voor verder onderzoek of gerichte medische begeleiding of bij het adviseren over maatregelen voor verbetering van arbeidsomstandigheden.

2.3.2 Evaluatie

Op basis van de resultaten uit de eerste fase zal in eerste instantie een beoordeling van de situatie moeten plaatsvinden, waarna prioriteiten worden gesteld voor het gerichte onderzoek en/of aanbevelingen worden gedaan ter verbetering van de situatie in gevallen waarin geen gericht onderzoek meer nodig is omdat het gezondheidsrisico al duidelijk genoeg is (hoofdstuk 8). Na uitvoering van het gerichte onderzoek zal een dergelijke afweging opnieuw gemaakt moeten worden, maar dan op grond van meer gedetailleerde informatie, die met behulp van de kwalitatieve schattingsmethode en/of een meetprogramma is verzameld. Dat daarbij ook aandacht moet worden besteed aan andere factoren die met de onderzochte factor samenhangen, spreekt vanzelf (hoofdstuk 8).

Het team dat de evaluatie van de resultaten van het werkplekonderzoek ter hand moet nemen, zal in het ideale geval bestaan uit: de onderzoeker die het werkplekonderzoek heeft uitgevoerd, een bedrijfsarts, een toxicoloog en vertegenwoordigers van de werknemers en de bedrijfsleiding.

2.3.3 Discussie

2.3.3.1 Oriëntatiefase

Het model werd toegepast en getoetst in vijf sterk verschillende bedrijven. Met het oriënterend werkplekonderzoek werd in alle vijf bedrijven een vrij volledig beeld ver-

kregen van de arbeidsomstandigheden. De tijd die voor de oriëntatiefase nodig was, varieerde van 3/4 tot 2 dagen per bedrijf. Het bleek goed mogelijk in een bedrijf een oriënterend werkplekonderzoek uit te voeren per productie-afdeling. Vaak zal een technische dienst, waarvan de werknemers over het hele bedrijf verspreid werkzaam zijn, speciale aandacht verdienen. Gesprekken met betrokken werknemers zijn vooral dan belangrijk. Het oriënterend werkplekonderzoek bleek in bedrijven waar regelmatig werkplekonderzoek door een bedrijfsverpleegkundige of veiligheidskundige was gedaan, niet veel extra informatie over de werkplek te leveren. Door de logische aanpak in het model werd de werkplek echter wel systematisch beschreven. Een belangrijk probleem bij het stellen van prioriteiten voor verder onderzoek op basis van resultaten van het oriënterend werkplekonderzoek ontstaat bij het verzamelen van informatie over de toxiciteit van chemische stoffen. Dit onderzoek kost veel tijd, en bovendien is er vaak weinig bekend over de samenstelling van de produkten of de toxiciteit van stoffen. Gesprekken met deskundigen in het bedrijf (produktontwikkelaars) ter verduidelijking van de geïnventariseerde stoffenlijst bleken steeds zeer belangrijk.

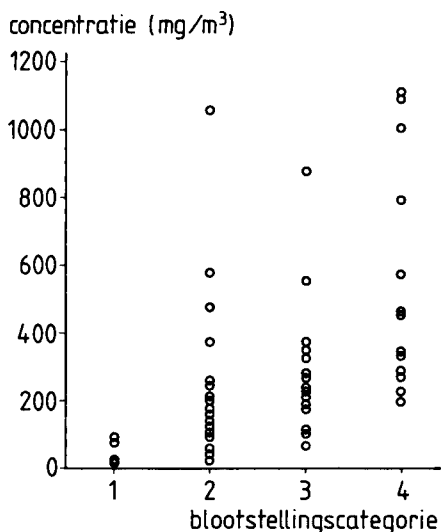
Een ander probleem werd gevormd door de in ieder bedrijf voorkomende wisselende activiteiten. Het bleek zinvol hierover in het voorinformatieformulier extra vragen op te nemen, om vervolgens ook de blootstelling bij het uitvoeren van deze minder vaak voorkomende handelingen te kunnen beschrijven. Dit soort activiteiten is echter vaak moeilijk via algemene vragen op te sporen omdat ze zeer bedrijfsspecifiek kunnen zijn.

Het oriënterend werkplekonderzoek zou beter gestandaardiseerd kunnen worden, wanneer per factor meer concrete vragen gesteld zouden worden over het al of niet aanwezig zijn van aandachtspunten. Dit pleit echter gelijk voor een bedrijfstakgewijze aanpak. Pas dan kunnen in het protocol concrete en voor een bepaald type bedrijf relevante vragen opgenomen worden. Dit zou het onderzoek minder globaal maken. De indruk bestaat dat de methode meer waardevolle informatie kan leveren wanneer per bedrijfstak een speciaal protocol wordt gebruikt. Bovendien wordt de informatie uit de oriëntatie-fase van het model beter wanneer de gegevens over produktsamenstelling en toxiciteit toegankelijker worden.

2.3.3.2 Gerichte fase

De kwalitatieve schattingsmethode is in de vijf bedrijven getoetst door de resultaten van verschillende schatters (arbeidshygiënist, werknemers en sleutelfiguren als produktieleiders en chefs) met elkaar te vergelijken en de schattingen naast de blootstellingsmetingen te zetten. In tabel 1 en figuur 1 is het resultaat van één zo'n vergelijking weergegeven (Oostendorp & Kromhout, 1985).

Het blijkt dat de methode voor het schatten van de blootstelling aan chemische stoffen vrij betrouwbaar kan zijn, maar dat de resultaten van bedrijf tot bedrijf aanzienlijk kunnen verschillen. De schattingen van de arbeidshygiënist die het onderzoek uitvoerden, en de persoonlijke schattingen van de werknemers bleken de beste resultaten te geven. Een probleem bij de interpretatie van dit gegeven is dat de validiteit van de schattingen in elk bedrijf slechts bepaald kon worden door een enkele stof te meten en de resultaten daarvan te vergelijken met de schattingen van de blootstelling aan die stof van de verschillende schatters. Voor het schatten van de mate van blootstel-



Figuur 1. De afzonderlijke 8-uurs gemiddelde blootstellingsconcentraties totaal-oplosmiddel per blootstellingscategorie na indeling van de taken door een arbeidshygiënist in een verf fabriek (Bron: Kromhout et al., 1986).

Tabel 1. De rekenkundig gemiddelde (AM) blootstelling aan oplosmiddelen per blootstellingscategorie na indeling van de taken door een arbeidshygiënist in een verf fabriek, in mg/m^3 (Bron: Oostendorp & Kromhout, 1985).

Blootstellingscategorien	AM
1. geen blootstelling	57
2. geringe blootstelling	253
3. middelmatige blootstelling	281
4. hoge blootstelling	519

ling door huidcontact was zelfs dit niet mogelijk. De mate van overeenstemming tussen de verschillende schatters bij het schatten van de blootstelling aan de overige stoffen kon wel worden berekend. Hierbij bleken de schattingen van de twee arbeidshygiënisten het best overeen te stemmen. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de methode reproduceerbaar is voor schatters die over dezelfde informatie van het bedrijf kunnen beschikken en die met de methode op dezelfde manier hebben leren omgaan.

Concluderend kan worden gesteld, dat de methode een redelijk goede indeling van werknemers in blootstellingsgroepen geeft op basis van hun taak in een bedrijf. De methode kan op gestandaardiseerde wijze met een redelijke reproduceerbaarheid worden uitgevoerd wanneer de personen die de methode gebruiken, goed zijn ingewerkt in de methode.

Of dergelijke semi-kwantitatieve blootstellingsmaten ook gebruikt kunnen worden voor epidemiologische doeleinden valt te bezien. Belangrijk daarbij is de homogeniteit van de blootstelling binnen de blootstellingsgroepen, de mate van overlap tussen de groepen en het percentage misclassificatie. In hoofdstuk 7 zal hierop uitgebreider worden ingegaan.

Een andere belangrijke voorwaarde voor het uitvoeren van dergelijk onderzoek is een gerichte opslag en het actueel houden van de werkplekgegevens. Enkele systemen die in gebruik zijn bij grote chemieconcerns, maken daarbij ook gebruik van semi-kwantitatieve gegevens (Greenberg & Tamburro, 1981; Socha et al., 1979; Ott et al., 1975).

3 Monitoring in de bedrijfsgezondheidszorg

3.1 Inleiding

Onder monitoring wordt het geheel van metingen en registraties verstaan dat kan leiden tot meer inzicht in de gezondheidsrisico's door de arbeidssituatie (Zielhuis & Henderson, 1986). Monitoring in de arbeidshygiëne is geen doel op zich, het is slechts een middel dat gebruikt kan worden bij het maken van een verantwoorde schatting van het gezondheidsrisico voor de werkers. Esmen (1984) onderscheidt de volgende elementen bij een risicoschatting:

- de waarschijnlijkheid van blootstelling aan het agens onder gegeven omstandigheden
- transformatie, retentie of translocatie van het agens in het lichaam
- hoeveelheid van het agens op een specifieke plaats (de receptor)
- een kwantificeerbare respons.

In toxicologische experimenten is hierbij sprake van gecontroleerde omstandigheden, een goed gedefinieerde dosis en een specifieke respons. In de epidemiologie daarentegen, waarbij men te maken heeft met veldomstandigheden, is geen sprake van gecontroleerde omstandigheden, zijn slechts blootstellingsgegevens voorhanden en kan de respons ook aspecifiek zijn. Monitoring kan betrekking hebben op elk van de vier bovengenoemde elementen. In modern onderzoek wordt vaak gebruik gemaakt van een combinatie van metingen die betrekking hebben op diverse elementen. Enkele voorbeelden van dit soort studies worden in paragraaf 3.5 besproken.

Het uitvoeren van metingen kan verschillende (sub)doelstellingen hebben. Zo kan men meten om meer inzicht te krijgen in:

- de plaats van de bronnen van verontreiniging
- de sterkte van die bronnen
- de concentratie van de verontreinigingen:
 - op de werkplaats als zodanig (ruimtemetingen).
 - in de ademzone van de werker (persoonlijke metingen).
 - in het lichaam of in de uitscheidingsprodukten (biologische monitoring)
- de effecten van de verontreinigingen op de gezondheid van de werker (gezondheidseffect-monitoring).

In de volgende paragrafen worden de verschillende methoden van monitoren kort beschreven en worden de voor- en nadelen genoemd.

3.2 Omgevingsmonitoring

Deze vorm van meten richt zich op het bepalen van de concentraties van verontreinigingen in de lucht, de externe blootstelling. Er kan onderscheid gemaakt worden in

twee vormen van omgevingsmonitoring:

- ruimtemetingen
- persoonlijke metingen.

Bij ruimtemetingen wordt gedurende een bepaalde tijd op een vaste plaats gemonsterd. Deze vorm van meten leent zich daardoor goed voor bronkarakterisering en voor het bepalen van het concentratieverloop in ruimte en tijd. Een bijzondere vorm van ruimtemetingen vormen de continu-meetsystemen (continuous air monitoring systems). Deze registreren via een aantal vaste monsterpunten continu de luchtconcentraties op bepaalde punten in de werkplaats. De systemen kunnen worden uitgerust met een alarmeringssysteem dat afgaat wanneer er een zekere concentratie wordt overschreden. Voor de werkers is dit een teken dat ze de betreffende werkruimte moeten verlaten. Het continu-meetsysteem is daarmee een van de weinige meetsystemen die een preventieve werking heeft. Daar staat tegenover dat het meestal zeer kostbaar is.

De plaats waar de ruimtemetingen uitgevoerd worden, is zeer kritisch omdat door afstand tot de bron of luchtstromingen grote verschillen kunnen ontstaan in de lokale concentraties. In het algemeen is het zinvol om oriënterende metingen uit te voeren of de luchtstromingen zichtbaar te maken met een rookgenerator voordat een definitieve keuze van de meetplaats gemaakt wordt.

Een nadeel van ruimtemetingen in het algemeen is dat ze weinig zeggen over de werkelijke externe blootstelling van de werker. Slechts bij uitzondering is de werker aan één plaats gebonden en kan het monstername-apparaat dicht in de buurt van de werker worden opgesteld. Meestal geven ruimtemetingen een onderschatting van de werkelijke blootstelling (Tebbens, 1973; Stevens, 1969). Ook hierop kunnen uitzonderingen voorkomen; een lasser is weliswaar vrij plaatsgebonden, maar hij werkt zeer dicht op de bron (circa 40 cm). De praktijk heeft geleerd dat een ruimtemeting vlak in de buurt van de lasser (1–2 meter) een grove onderschatting geeft van de werkelijke blootstelling. Dit is voor TNO de reden geweest om monstername-apparatuur te ontwikkelen die aanzuigt van achter de laskap (van der Wal et al., 1983). Onderzoek door Goller & Paik (1985) heeft uitgewezen dat de lasrookconcentraties binnen de helm 36–71 % lager zijn dan daarbuiten. Ook zijn er verschillen gevonden tussen de linker- en de rechterkant op de borst en de ademzone. Een illustratie van de manier waarop dit onderzoek is uitgevoerd, wordt gegeven in figuur 2. Een soortgelijk onderzoek met oplosmiddelen is uitgevoerd door Van der Wal & Moerkerken (1984).

Het grote voordeel van persoonlijke metingen, waarbij de werker wordt uitgerust met draagbare monstername-apparatuur, is dat ze veel meer dan ruimtemetingen de werkelijke externe blootstelling meten. Persoonlijke metingen verdisconteren de mobiliteit van de werker (blootstelling op verschillende plaatsen aan verschillende concentraties) en ook de werkstijl (mensen met dezelfde functie kunnen zeer verschillende werkstijlen hebben en daardoor verschillende belastingen oplopen). Daarom wordt in de meetstrategie ter controle van de grenswaarden in Groot-Brittannië uitgegaan van persoonlijke metingen (HSE, 1984).

Wanneer persoonlijke metingen niet mogelijk zijn, omdat bij voorbeeld voor een component geen draagbare apparatuur bestaat en men toch zo goed mogelijk de persoonlijke externe blootstelling wil bepalen, kan gebruik gemaakt worden van ruimtemetingen gekoppeld aan tijdstudies. Hierbij wordt eerst door observatie en gesprekken



Figuur 2. Plaats van de filtercassettes voor de bepaling van lasrookconcentraties (Bron: Goller & Paik, 1985).

vastgesteld waar de werker regelmatig komt. Op deze plaatsen worden ruimtemetingen verricht terwijl tegelijkertijd door middel van Multi Moment Opnamen (MMO) geïnventariseerd wordt hoeveel procent van de tijd de werker op welke plaats doorbrengt. Bij MMO wordt regelmatig geturfd waar de werker zich bevindt. Een theoretische onderbouwing van deze MMO, die overigens ontwikkeld zijn voor arbeidstijdanalyse, vindt men bij de Jongh (1953). Een voorbeeld van het gebruik van zo'n tijdstudie is te vinden in onderzoek van Remijn et al. (1982) voor de schatting van persoonlijke blootstelling aan zoutzuur.

Bij persoonlijke metingen moet men zich steeds realiseren dat gewerkt wordt met individuen. Het dragen van persoonlijke monstername-apparatuur kan vrij vervelend zijn. Voor het meten van deeltjesvormige verontreinigingen is een pomp nodig die ongeveer 700–1000 g weegt en via een slang verbonden is met een monstername-apparaatje. De pomp wordt door de werker gedragen aan een riem. Bij zwaar en/of beweeglijk werk kan dit lastig zijn. Een veel gehoorde opmerking is dat werkers de persoonlijke metingen kunnen verstoren door de apparatuur te ontregelen, door expres boven dampende vaten met oplosmiddelen te gaan hangen of door een handvol stof voor de aanzuigopening van een stofmonsterapparaat te houden. De arbeidshygiënist

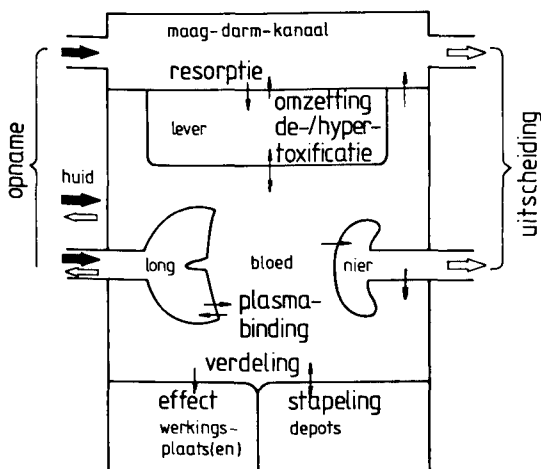
zal dit door goede voorlichting vooraf en begeleiding tijdens het meten moeten voorkomen. Overigens worden dit soort metingen in meetreeksen meestal opgemerkt als uitschieter.

3.3 Biologische monitoring

Deze vorm van monitoring richt zich op het bepalen van de interne blootstelling aan een component, door de concentratie van deze component, of een omzettingsproduct daarvan, te bepalen in het lichaam of in één van de uitscheidingsprodukten. Wanneer iemand is blootgesteld aan een bepaalde verbinding, bepalen de toxicokinetische eigenschappen van die verbinding wat er gebeurt wanneer deze stof in contact komt met het lichaam. Een schematisch overzicht van de verschillende toxicokinetische processen is te vinden in figuur 3.

In figuur 3 kunnen de volgende processen worden onderscheiden:

- Opname: hoe wordt de stof door het lichaam opgenomen (inademing, ingestie, huidabsorptie)?
- Resorptie: in welke mate wordt de stof geresorbeerd en komt de stof in de algemene circulatie? Enkele voorbeelden: loodstof dat het alveolaire gedeelte van de longen bereikt, wordt voor 100 % in het bloed opgenomen; loodstof dat in het maagdarmkanaal terecht komt, wordt slechts voor 10 % geresorbeerd. Silicastof komt helemaal niet in de algemene circulatie terecht en oefent zijn effect uit op de longwand zelf.
- Omzetting: worden er metabolieten (omzettingsprodukten) gevormd, en zo ja, zijn deze dan meer of minder toxisch dan het beginproduct? De omzetting van nitraat in nitriet is een voorbeeld van een hypertoxicatie, de omzetting van benzeen (kankerverwekkend) in fenol een detoxificatie.
- Verdeling en opslag: afhankelijk van de affiniteit voor bepaalde organen vindt er



Figuur 3. Schematisch overzicht van de verschillende toxicokinetische processen die optreden na opname van een verontreiniging (Bron: Verberk & Zielhuis, 1980).

een verdeling plaats over het lichaam. De opslag kan 'permanent' van aard zijn (DDT) of slechts tijdelijk, waarna de componenten het lichaam verlaten (lood in bloed). Sommige stoffen worden helemaal niet opgeslagen en verlaten bijna direct weer het lichaam. De tijdsperiode waarin 50 % van de opgenomen dosis het lichaam weer heeft verlaten of is omgezet wordt de biologische halfwaardetijd genoemd. De grootte hiervan loopt voor verschillende stoffen zeer uiteen: van enkele uren (xyleen) tot een dag (benzeen), enkele weken (lood) of jaren (DDT).

- Uitscheiding: via de uitademingslucht (verschillende oplosmiddelen), de urine (benzeen, via de metaboliet fenol), de faeces (kwikverbindingen), zweten (alcohol), sperma en menstruatiebloed (zink) en ook wel via de haren (arseen).

Op grond van kennis van genoemde processen kan een keuze gemaakt worden voor een representatieve parameter waarmee de interne blootstelling bepaald kan worden. Als parameter kan de stof zelf of een omzettingsprodukt genomen worden. Het medium waarin de parameter bepaald wordt kan bestaan uit bloed, urine, faeces, uitademingslucht of lichaamswefsel. In de praktijk van de bedrijfsgezondheidszorg verdienen de niet-invasieve methoden sterk de voorkeur.

Biologische monitoring heeft een aantal evidente voordelen in vergelijking met persoonlijke omgevingsmonitoring, vooral omdat de mens zelf het monstername-apparaat is. De belangrijkste voordelen zijn:

- De interne blootstelling via alle opnamewegen wordt bepaald. Vooral bij stoffen die door huidabsorptie het lichaam kunnen binnentreden, kan biologische monitoring een uitkomst zijn. Ook situaties waarin opname via ingestie een rol speelt, kunnen beter door biologische monitoring gecontroleerd worden. Deze opname vindt vooral plaats bij een combinatie van deeltjesvormige verontreiniging (depositie) en een gebrekkige hygiëne. Opname kan dan plaatsvinden via eten, drinken, draaien van shag, stoppen van een pijp, etc.
- De interne blootstelling wordt door alle bronnen bepaald (werk, hobby, voeding, buitenlucht) en is daardoor uit gezondheidkundig oogpunt een veel betere maat dan een persoonlijke meting. Een probleem is natuurlijk wel dat via een biologische bepaling niet de relatieve bijdrage van de verschillende bronnen is te achterhalen.
- De invloed van verschillen in lichamelijke inspanning, en daarmee in ademminuut-volume, worden verdisconteerd. Zo is bij matige arbeid het ademminuutvolume 30 l/min en bij zware arbeid 50 l/min (Verberk & Zielhuis, 1980).
- De invloed van individuele eigenschappen op het kinetische proces worden verdisconteerd (de één breekt de stof sneller af, de ander resorbeert minder, etc.).

Aan biologische monitoring zijn ook verscheidene nadelen verbonden, vooral omdat voor elke stof een aparte methode moet worden ontwikkeld, waarvoor kennis van het kinetische proces vereist is, en omdat er nog slechts voor weinig verontreinigingen methoden beschikbaar zijn. Ook wordt geen inzicht verkregen in het relatieve belang van de verschillende toevoeren. Daarnaast is de variabiliteit vaak groot (intrapersoonsvariatie) en de interpretatie niet eenvoudig in termen van een aanwezig gezondheidsrisico. Een overzicht van de huidige stand van de kennis op dit gebied wordt gegeven in de syllabus over biologische monitoring van het PAOG (1985). Voorbeelden van eigen onderzoek naar de relatie van omgevingsmetingen met biologische parameters zijn beschreven door Houthuys et al. (1982) en Dorgelo et al. (1985).

3.4 Gezondheidseffect-monitoring

Deze vorm van monitoring richt zich op het bepalen van het effect van belastende factoren. Onder deze vorm van monitoring kunnen verstaan worden het bepalen van:

- veranderingen in biochemische en morfologische parameters. Als voorbeeld kan de zink-protoporfyrinebepaling (ZPP-bepaling) in bloed genoemd worden als maat voor het effect van lood;
- veranderingen in de fysieke staat van het lichaam en veranderingen in het functioneren van fysiologische systemen (longfunctie, elektro-encefalogram (EEG), audiogram);
- veranderingen in het welbevinden; evaluatie vindt plaats door anamnese en vragenlijsten;
- integrale veranderingen door effecten op verschillende fysiologische systemen. Deze veranderingen zijn vaak specifiek en worden beïnvloed door factoren van buiten het werk. Individueel zeggen deze veranderingen vaak weinig, door epidemiologisch onderzoek kan getoetst worden of juist de werkfactoren verantwoordelijk zijn voor de ontstane veranderingen. Voorbeelden van dit soort veranderingen zijn:
 - subjectieve gevoelens
 - gedragsveranderingen
 - antropometrische maten (lengte, gewicht, etc.)
 - dossierveranderingen (ongelukken, ziekteverzuim)
 - medische statistieken (mortaliteit, morbiditeit).

Het voordeel van gezondheidseffect-monitoring is in de eerste plaats dat het, evenals biologische monitoring, alle opnamewegen en invloeden van buiten af verdisconteert die tot het effect kunnen leiden. Daarnaast is het met deze manier van monitoren mogelijk om ook psycho-sociale invloeden van de werksituatie te bepalen.

Zielhuis & Henderson (1986) onderscheiden naast de genoemde monitoringsmethoden nog de biologisch-effect-monitoring, die gericht is op de opsporing van vroege, mogelijk reversibele biologische effecten. De nadelige gevolgen voor de gezondheid van deze biologische effecten staan hierbij vooralsnog niet vast. Een voorbeeld is de meting van DNA-adducten na blootstelling aan alkylerende verbindingen. Ook zijn recent methoden ontwikkeld betreffende blootstelling aan mutagenen en carcinogenen.

3.5 Ten slotte

Reeds eerder is vermeld dat in modern arbeidshygiënisch onderzoek vaak diverse monitoringsmethoden in onderlinge samenhang worden toegepast, zodat een completer beeld van de mogelijke bedreigingen met de daaraan gekoppelde effecten verkregen wordt en niet alleen volstaan wordt met een vergelijking met eventuele grenswaarden en richtlijnen. Een voorbeeld van zo'n studie is een onderzoek in een papierfabriek met als centrale vraagstelling of de blootstelling aan papierstof schadelijk is voor de gezondheid van de werknemers (Burdorf et al., 1984). In de studie waren de volgende elementen opgenomen: stof in de lucht, totaal en respirabel, zowel persoonlijk als stationair; schimmels en bacteriën in de lucht, zowel in termen van kiemgetallen als in de vorm van determinatie naar soorten voor een aantal monsters; respiratoire klachten

aan de hand van een gestandaardiseerde CARA-enquête; spirometrisch onderzoek van de longfunctie; huidtests naar sensibilisatie voor enkele schimmels; serologisch onderzoek; een aantal persoonlijke kenmerken waaronder rookgewoonten. Hoewel ook dit onderzoek gekenmerkt is door enkele nadelen van transversaal epidemiologisch onderzoek, kon er een samenhang aangetoond worden tussen de blootstelling aan de ene kant en de effectparameters aan de andere kant, waarbij wel een aantal persoonskenmerken in aanmerking genomen dienden te worden. Tevens was het mogelijk de blootstelling te relateren aan proceskenmerken, zodat daaruit maatregelen voor verlaging van de blootstelling afgeleid konden worden.

Ook op het gebied van zware metalen zoals lood en cadmium zijn een aantal voorbeelden bekend van zo'n integrale benadering, zoals de studie van Coenen & Drasche (1978). In deze studie zijn lood in de lucht, lood in bloed en enkele biochemische bloedparameters bepaald. Ook hier bleek het mogelijk de onderlinge samenhang aan te geven.

4 Meten van verontreinigingen

4.1 Inleiding

Het meten van verontreinigingen in de werkomgeving bestaat uit twee onderdelen, de monsternametechniek, met daaraan gekoppeld de voorbereiding voor de analyse, en de eigenlijke analyse. In principe komen alle analytische technieken in aanmerking mits een geschikte monsternametechniek voorhanden is. In het bestek van dit overzicht is het ondoenlijk alle mogelijke monsternametechnieken en analysetechnieken te behandelen, zodat we ons beperken tot de bespreking van een aantal veel gebruikte technieken voor gassen en dampen en voor deeltjesvormige verontreinigingen. Daarnaast wordt kort ingegaan op een aantal methoden die directe aflezing mogelijk maken.

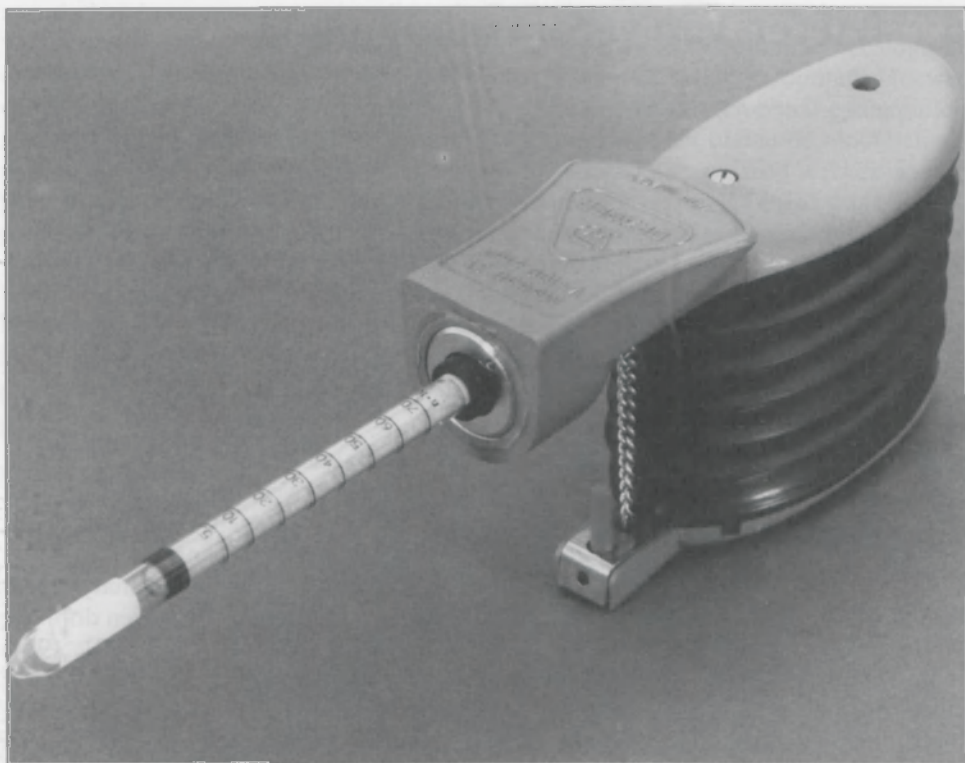
Een veel gebruikt naslagwerk, waarin meer dan 400 monsternametechnieken en analysetechnieken beschreven staan, is het 'Manual of Analytical Methods', uitgegeven door het National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH, 1977-1981, 1984) in de Verenigde Staten. De methoden worden hierin beschreven, gerubriceerd in vijf categorieën, naar de mate waarin de methoden uitgetest en beproefd zijn (Cralle & Smith, 1975). Daarnaast is een overzicht van instrumenten uitgegeven door de American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH, 1983).

4.2 Meetmethoden met directe aflezing

Een algemeen kenmerk van direct afleesbare meetapparaten is de korte middelingsduur van de meting. Voor een aantal doelstellingen kan dat een voordeel zijn. Er moet hierbij bij voorbeeld gedacht worden aan bronopsporing, opsporing van plaatsen met de hoogste concentraties en opsporen van piekconcentraties in verband met gezondheidseffecten door acute blootstelling. Voor de evaluatie van chronische blootstellingen, waarvoor om praktische redenen meestal een middelingstijd van 8 uur aangehouden wordt, brengen dit soort metingen met een korte middelingstijd extra problemen met zich mee. In de hoofdstukken over meetstrategie (6 en 7) komen we hierop terug.

De meest gebruikte techniek voor gassen en dampen is die met indicatorbuisjes (IUPAC, 1974). Deze bestaan meestal uit een vaste drager waarop reagentia zijn geadsorbeerd die een specifieke kleurreactie geven met de te meten verontreiniging. Vaak bevat het buisje ook nog een absorbens dat storende componenten afvangt. Met een balgpompje wordt een bepaalde hoeveelheid lucht door het buisje gezogen, waarna de concentratie op een schaalverdeling afgelezen kan worden. In het algemeen moet bij deze metingen rekening gehouden worden met een onnauwkeurigheid die kan oplopen tot 30 %. In figuur 4 wordt een buisje en het pompje van de firma Dräger afgebeeld, dat in Europa het meest gebruikt wordt (Leichnitz, 1981).

Voor organische gassen en dampen (oplosmiddelen) zijn er apparaten in de handel



Figuur 4. Dräger-indicatorbuisje met balgpompje.

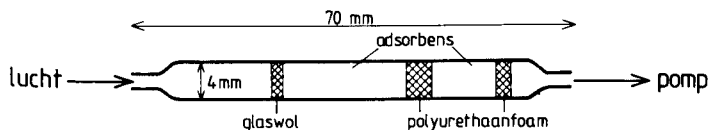
die een somwaarde geven. Ze berusten of op het principe van vlamionisatiedetectie, dat ook veel toepassing vindt in de gaschromatografie, of het principe van foto-ionisatiedetectie. Deze apparaten kunnen ook gebruikt worden voor specifieke verbindingen, mits ze daarop geijkt worden en er verder geen storende verbindingen aanwezig zijn. In het algemeen echter zal men een mengsignaal krijgen dat opgebouwd is uit de respons op verschillende componenten, waarbij men moet bedenken dat elke component een verschillende respons kan hebben. Ten slotte bestaat er voor gassen en dampen nog een zogenaamde infraroodanalysator, waarmee individuele componenten die specifieke infraroodabsorptiebanden hebben, geanalyseerd kunnen worden. De laatstgenoemde apparaten kunnen overigens ook opgesteld worden voor continue registratie.

Voor deeltjesvormige verontreinigingen zijn direct afleesbare instrumenten op de markt die de deeltjesconcentratie op massabasis geven. De meest gebruikte principes hierbij zijn lichtverstrooiing door deeltjes, piëzobalans; waar de trilling gemeten wordt van een kristal in afhankelijkheid van de belading door deeltjes, en β -attenuatie, waarbij de verzwakking van β -straling door een filter gemeten wordt in afhankelijkheid van de belading door deeltjes. Door de keuze van een geschikte voorafscheider kan een deeltjesfractie van een bepaalde grootte gekozen worden.

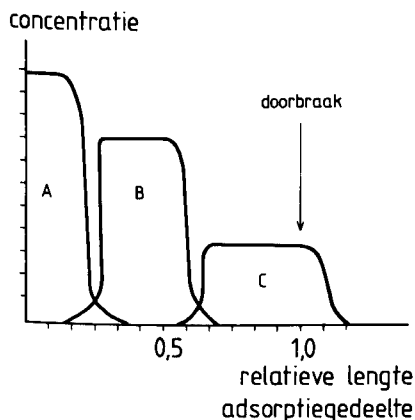
4.3 Gassen en dampen

Voor alle organische gassen bestaat een vrijwel identieke meetmethode: adsorptie aan een vast adsorbens gevolgd door desorptie en gaschromatografische analyse (Crisp, 1980). Voor de monsternamen zijn er twee methoden, die vooral voor persoonlijk gebruik, maar ook voor stationnaire monsternamen geschikt zijn.

De oudste is een actieve methode. Het principe van de monsternamen bestaat eruit dat met een draagbaar pompje lucht gezogen wordt door een glazen buisje gevuld met een adsorbens. Naar gelang de stof die men wil meten, kunnen er verschillende soorten adsorbentia gebruikt worden; de meest toegepaste is actieve kool. Een schematische tekening van het NIOSH-standaardbuisje is in figuur 5 weergegeven. Het adsorptiemateriaal is verdeeld in twee compartimenten. Dit is gedaan om zo de mogelijkheid te hebben beide secties afzonderlijk te analyseren. Wanneer in de tweede sectie componenten worden aangetroffen, is dit een teken dat 'doorbraak' heeft plaatsgevonden: de eerste sectie zit vol en de stof passeert de buis zonder geadsorbeerd te worden. Wanneer dit gebeurt, kan een grotere buis met meer adsorbens worden genomen, de metingsduur worden verkort of de 'flow' worden verlaagd. In figuur 6 wordt een voorbeeld gegeven van 'doorbraak' in een adsorptiebuisje bij de adsorptie van 3 verbindingen. Uitgebreidere informatie over deze methode wordt gegeven door Melcher et al. (1978) en Kring et al. (1984).



Figuur 5. NIOSH-adsorptiebuisje.



Figuur 6. Doorbraak van verbinding C bij de adsorptie van 3 verbindingen (A, B, C) in een NIOSH-adsorptiebuisje.

De tweede, veel recentere, methode om gassen en dampen te meten is een passieve methode. De gasdiffusie'badges' bestaan uit een matje van adsorbens waar de gassen naar toe diffunderen. Hierbij is geen pomp nodig: de badges zijn klein en zeer licht. Dit alles geeft de passieve methode een aantal evidente voordelen boven de actieve methode. De werknemer behoeft geen pomp met zich mee te dragen, die altijd enige overlast geeft, en het aantal werknemers dat bemeten wordt, kan op eenvoudige manier uitgebreid worden. Het principe berust op diffusie over een vaste weglengte, waarna aan het uiteinde adsorptie plaatsvindt aan een adsorbens. De diffusie verloopt volgens de eerste wet van Fick.

$$Q = -D \cdot C \cdot (A/Z) \cdot t \quad (1)$$

waarin:

Q = massa opgenomen damp

D = diffusiecoëfficiënt

C = te meten concentratie

A = oppervlakte waardoor diffusie plaatsvindt

Z = weglengte waarover diffusie plaatsvindt

t = blootstellingsduur.

Het diffusiedebiet (F), vergelijkbaar met het monsternamedebiet bij actieve methoden, wordt gegeven door $F = DA/Z$ (cm^3/min). Afhankelijk van de diffusiecoëfficiënt, die verschillend is voor verschillende gassen en dampen, bedraagt het diffusiedebiet enkele tientallen cm^3/min bij de meeste commercieel verkrijgbare diffusiebadges (van der Wal, 1981; Stockton & Underhill, 1985). Voor een aantal anorganische verbindingen (bij voorbeeld SO_2 en NO_2) zijn methoden met buisjes ontwikkeld waarbij een constante weglengte verkregen wordt door de verhouding oppervlakte/weglengte erg klein te maken, waardoor turbulentie aan de opening van het buisje slechts een geringe rol speelt (bij voorbeeld Boleij et al., 1986). Dit in tegenstelling tot de bovengenoemde diffusiebadges, waarbij de vaste weglengte verkregen wordt door een membraan of een roostertje.

De laatste jaren is er veel onderzoek verricht naar de toepasbaarheid van badges, bij voorbeeld de mogelijkheid om piekconcentraties te meten, de invloed van luchtvochtigheid en windrichting, etc. Een speciale plaats neemt het onderzoek in dat onder veldomstandigheden de passieve methode vergelijkt met de actieve. Over het algemeen geven de badges onder laboratoriumomstandigheden een goede overeenkomst te zien, maar blijken er onder veldomstandigheden toch nog verschillen op te kunnen treden tussen de badges en de pomp-koolbuis methode (Hickey & Bishop, 1981; Stockton & Underhill, 1985).

De analysemethode van de passieve en de actieve methode verschilt niet. In beide gevallen wordt het adsorbens gedesorbeerd met een geschikte desorptievloeistof. De componenten komen dan in de desorptievloeistof terecht, die vervolgens meestal gaschromatografisch geanalyseerd wordt. De keus van de desorptievloeistof is afhankelijk van het gebruikte adsorbens en van de te bepalen component (Crisp, 1980). De desorptie is vrijwel nooit 100 %; er stelt zich een evenwicht in van de component tussen het adsorbens en de desorptievloeistof. De ligging van het evenwicht is afhankelijk van de combinatie component/adsorbens/desorptievloeistof. Bij gebruik van een be-

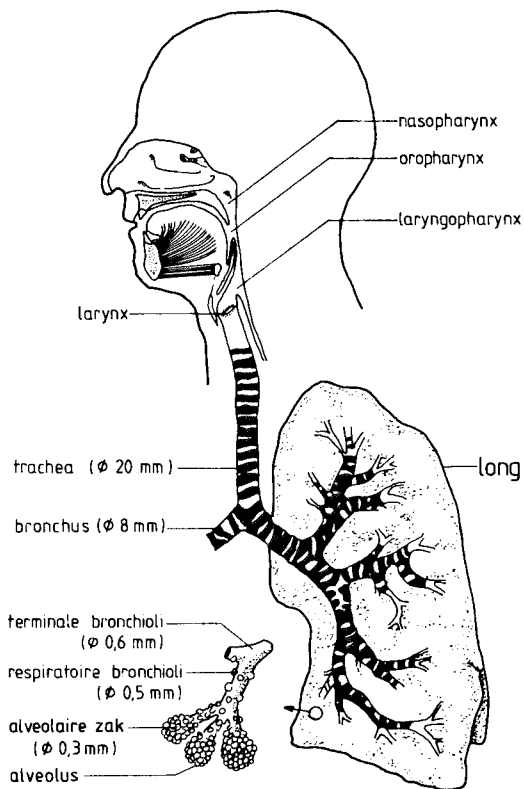
paalde combinatie zal daarom tevoren in het laboratorium eerst de desorptie-efficiëntie bepaald moeten worden. Een betere desorptie kan vaak verkregen worden via elutie (Pozzoli et al., 1982).

De laatste jaren is er een nieuwe methode van desorberen in zwang gekomen, de thermische desorptie (Hurrell, 1981). De desorptie vindt hierbij plaats door hete lucht (circa 100–300 °C) door de buisjes met adsorbens te leiden. De organische stoffen worden door deze hoge temperatuur vluchtig en worden met de stroom meegevoerd. De lucht komt daarna in een koude val, waar ze wordt afgekoeld om de organische gassen vloeibaar te maken, waarna injectie in de gaschromatograaf kan volgen. Dit systeem heeft enkele voordelen. In de eerste plaats behoeft de analist niet meer met het veel toegepaste toxische desorptiemiddel CS₂ te werken. Daarnaast worden de detectiegrenzen lager doordat alles tegelijk in de gaschromatograaf gespoten wordt. Dit is niet het geval bij desorptie met vloeistoffen waar het adsorbens wordt gedesorbeerd met 1–4 ml vloeistof en slechts circa 5 µl geïnjecteerd kan worden. Ook is er geen interferentie meer van de piek van het desorptiemiddel in het chromatogram. Het grote nadeel van deze methode is dat het hele monster in een klap verdwenen is. Een tweede keer injecteren voor een dublobepaling of voor analyse van andere componenten is niet meer mogelijk.

4.4 Deeltjesvormige verontreiniging

Deeltjesvormige verontreiniging (aërosol, stof), bestaande uit vaste deeltjes of druppeltjes zwevend in de lucht, is wat betreft inademing door de mens zeer verschillend van gassen. Dit wordt veroorzaakt door de massa en daardoor de traagheid van deeltjes, waardoor ze niet altijd de bewegingen van de omgevingslucht volgen. De mate van inhalatie van deeltjes door mond of neus en de plaats waar zij in het ademhalingsstelsel terechtkomen, is daarom ook afhankelijk van de traagheid van het deeltje. Als karakteristieke maat wordt de aërodynamische diameter (d_{ae}) genomen: hierbij vervangt men de afmetingen van het oorspronkelijke deeltje door een bolvormig deeltje met gelijke massa en met een dichtheid van 1 g/cm³, zodat de diameter eenduidig gedefinieerd is. De plaats in het ademhalingsstelsel waar de deeltjes terechtkomen en kunnen neerslaan (deponeren) wordt behalve door de deeltjes zelf mede bepaald door de bouw van het ademhalingsstelsel (Lippmann et al., 1980). Grofweg kan men drie compartimenten onderscheiden.

- Nasofarynx: hiertoe rekent men de mond-, neus- en keelholte tot aan het strottenhoofd (larynx). Het oppervlak is bedekt met een slijmvlies en trilharen. Vooral de grotere deeltjes deponeren in de nasofarynx. Door de bewegingen van de trilharen wordt het slijm (met stof) getransporteerd naar mond- of keelholte en daarna ingeslikt (secundaire ingestie). De tijd tussen depositie op het slijmvlies en inslikken (retentietijd) is kort, dat wil zeggen enkele minuten tot enkele uren.
- Tracheobronchiale deel: hiertoe behoren de trachea, de bronchiën en de bronchiolen. Ook dit gedeelte is bedekt met slijmvlies en trilharen; gedeponeerde deeltjes worden afgevoerd naar het strottehoofd en ingeslikt. De retentietijd is hier langer (circa 1 dag).
- Alveolaire deel: dit zijn de terminale bronchiolen en de alveoli. Trilhaarepiteel is hier niet aanwezig. De retentietijd van onoplosbare deeltjes bedraagt weken tot



Figuur 7. Schematisch overzicht van de ademhalingsorganen met daarin weergegeven de nasofarynx, het tracheobronchiale deel en het alveolaire deel.

maanden; oplosbare deeltjes worden snel in het bloed opgenomen (bij voorbeeld anorganisch lood).

Een schematische weergave van het ademhalingsstelsel is te zien in figuur 7. De luchtwegen splitsen zich regelmatig dichotoom. Uit de trachea met een gezamenlijke oppervlakte van circa 20 cm^2 ontstaan zo 5500 bronchiolen met een gezamenlijke oppervlakte van circa 170 cm^2 in dwarsdoorsnede. Dit delen zet zich door totdat in het alveolaire gebied circa $5,2 \times 10^7$ longblaasjes zijn ontstaan met een totale oppervlakte van $170\,000 \text{ cm}^2$. Door dit exponentieel toenemen van de doorsnede van de luchtwegen treedt evenredig met de penetratie in het ademhalingsstelsel een vertraging op in de luchtstroomsnelheid. In de bronchiën van de 1e orde is deze nog 200 cm/s , bij de longblaasjes nog circa 1 mm/s . Deze wijziging in lichtsnelheid speelt een belangrijke rol in het depositiepatroon.

4.4.1 Depositie van deeltjes in de luchtwegen

Depositie van deeltjes in de luchtwegen kan via vijf mechanismen plaatsvinden: invan-

ging, elektrostatische precipitatie, impactie, sedimentatie en diffusie. De laatste drie zijn het belangrijkste en het meest voorkomend (invanging is van belang bij vezelvormige deeltjes met als gevolg afwijkende depositiepatronen).

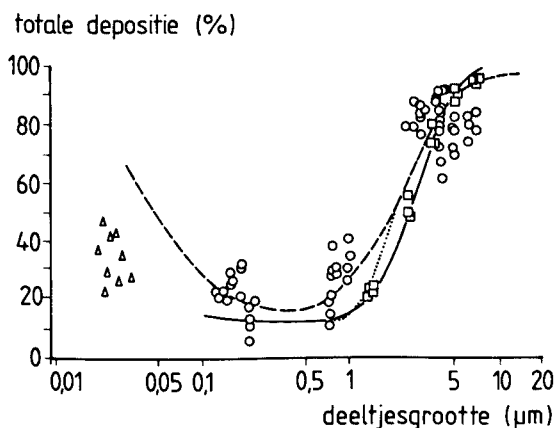
Impactie treedt op door de traagheid van een deeltje. Dit is steeds aan de orde wanneer de stroomrichting van de lucht verandert. Impactie vindt zo plaats in de nasofarynx en bij elke splitsing in de luchtwegen. Vanwege de traagheid van het deeltje zal het de neiging vertonen niet met de luchtstroom mee te buigen, maar rechtdoor te gaan waardoor depositie kan volgen. Impactie is afhankelijk van de massa van het deeltje en van de lichtsnelheid. Depositie door impactie is vooral van belang voor de grotere deeltjes (vanaf enkele micrometers).

Sedimentatie door de zwaartekracht is afhankelijk van de massa van een deeltje en van de verblijftijd in een bepaald compartiment (het deeltje moet de tijd krijgen te sedimenteren). Door deze laatste factor zal depositie door sedimentatie vooral optreden in de diepere luchtwegen, waar de luchtstroomsnelheid laag is (bronchiolen, alveoli). Depositie door sedimentatie treedt vooral op bij deeltjes van circa 0,5–2 μm .

Depositie door diffusie ten gevolge van de Brownse beweging treedt op bij de nog kleinere deeltjes. De diffusiesnelheid is omgekeerd evenredig met de d_{ac} van het deeltje en evenredig met de verblijftijd. Depositie door diffusie treedt op waar de diffusiesnelheid groter wordt dan de sedimentatiesnelheid; dit is voornamelijk in de alveoli het geval voor deeltjes kleiner dan 0,5 μm .

Een overzicht van experimentele en modelmatige depositiegegevens wordt gegeven in figuur 8 (Lippmann et al., 1980). Een overzicht van meer recente gegevens over depositiemodellen is te vinden in Lippmann (1984) en in een publikatie van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, 1984).

Ten slotte moet bedacht worden dat er grote afwijkingen kunnen optreden van het geschetste algemene patroon. De oorzaken hiervan moeten onder andere gezocht worden in de verschillen in afmetingen van de luchtwegen tussen personen, vooral bij



Figuur 8. Totale depositie van deeltjes in relatie tot de deeltjesgrootte volgens experimentele gegevens van Chan & Lippmann (○), Swift et al. (△), Stahlhofen et al. (□) en theoretische modellen van Yu (---), Davies et al. (.....) en Heyder et al. (—) (Bron: Lippmann et al., 1980.)

mensen met luchtweg- en longaandoeningen, de variatie in ademvolume, de verschillen tussen mond- en neusademhaling, de lading en vorm van deeltjes en het vermogen van sommige deeltjes om vocht op te nemen in de luchtwegen. Dit alles betekent ook een extra handicap voor de vertaling van resultaten van inhalatie-toxicologisch onderzoek bij dieren naar mensen.

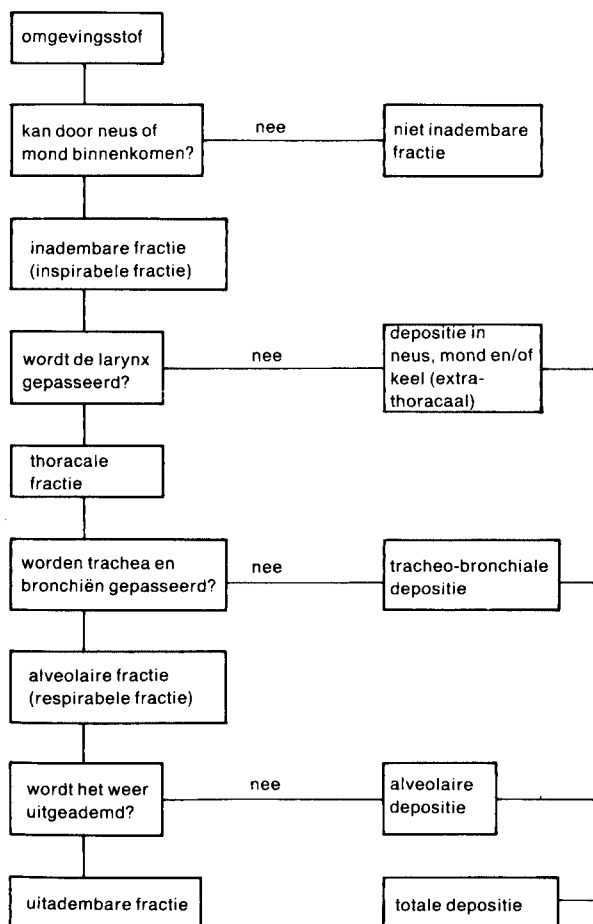
4.4.2 Monsternamen in relatie tot depositie

De toxische werking van een bepaalde stof kan algemeen zijn of plaats specifiek. Bij een blootstellingsschatting door meting van het stof zal men daarom moeten weten welke groottefractie van het stof daarvoor genomen moet worden. Ter illustratie geven we enkele voorbeelden.

- Kwartsstof heeft silicose tot gevolg, een verbindweefseling die optreedt in en tussen de alveoli. Bij blootstellingsmetingen is men daarom vooral geïnteresseerd in de fractie van het kwartsstof dat de alveoli bereikt, de respirabele fractie.
- Inert stof is stof van een samenstelling die nergens in het ademhalingsstelsel een specifiek toxische reactie oproept, maar vooral een aspecifieke prikkeling (Andersen et al, 1979). Bij blootstellingsmetingen zal daarom al het stof dat via mond en neus het ademhalingsstelsel kan binnenkomen (inspirabele fractie), gemeten moeten worden.
- Lood is een stof die zijn toxische werking via de bloedbaan uitoefent. Lood komt in het bloed via de alveoli (respirabele fractie), maar ook via het maagdarmkanaal. Dus ook de fractie die in de nasofarynx en in het tracheobronchiale deel terechtkomt, zal in het bloed kunnen terechtkomen (secundaire ingestie). Bij blootstellingsmetingen zal men weer geïnteresseerd zijn in de hele inspirabele fractie.

Dit heeft ertoe geleid dat men depositiemodellen is gaan opstellen voor stof. Deze modellen moeten antwoord geven op de vraag waar welk percentage van welke deeltjesfractie terechtkomt. Schematisch kan dat voorgesteld worden als aangegeven in figuur 9.

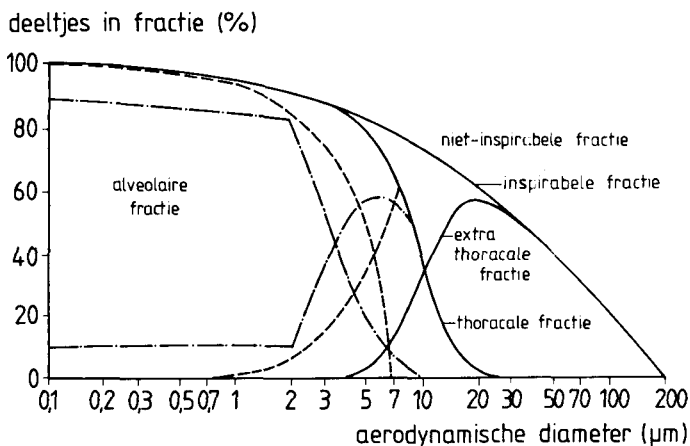
In de loop der jaren zijn er veel modellen opgesteld waarbij de depositie in de verschillende compartimenten van het ademhalingsstelsel beschreven wordt in afhankelijkheid van de deeltjesdiameter. Aan de hand van deze depositiemodellen kunnen criteria worden opgesteld waaraan monsternamen-apparaten moeten voldoen die één of diverse fracties stof monstren. De ideale benadering hierbij is dat de hele grootteverdeling van het aanwezige aerosol doorgemeten wordt. Hiervoor zijn verschillende instrumenten beschikbaar (bij voorbeeld ACGIH, 1983). Deze zijn zeer duur of vragen veel analysetijd doordat het aerosol in veel fracties gescheiden verzameld wordt. Dit levert veel gegevens op die vaak vanwege de detaillering moeilijk te interpreteren zijn in termen van gezondheidkundige relevantie. Daarom wordt meestal volstaan met de monsternamen en analyse van één of enkele geschikt gekozen stoffracties. De International Organization for Standardization (ISO) heeft aanwezige deskundigheid op dit gebied samengebracht in een commissie met als resultaat de definiëring van verschillende stoffracties als weergegeven in figuur 10 (ISO, 1983; ISO, 1981a). De grafiek van figuur 10 geeft de grens van de totale inadembare fractie (inspirabele fractie) met als onderverdeling de thoracale en de extra-thoracale fracties. Ook is de verdeling van de thoracale fractie in de tracheobronchiale en alveolaire subfracties weergegeven,



Figuur 9. Schema van een depositiemodel.

zowel volgens de conventie van de American Conference of Governmental Industrial hygiënists (ACGIH) als die van de British Medical Research Council (BMRC), die ook wel de curve van de Johannesburg-conventie genoemd wordt. De verschillen tussen beide conventies komen tot uitdrukking in de 50 % afscheidingsdiameter die voor de ACGIH-curve bij 3,5 μm ligt en voor de BMRC bij 5 μm (Lippmann, 1976). In de praktijk spelen deze verschillen nauwelijks een rol doordat de meetfout in het algemeen groter is dan de verschillen veroorzaakt door de afscheidingsdiameter.

Recentelijk heeft de ACGIH (1985a) ook monsternamecriteria gedefinieerd die op onderdelen afwijken van de ISO. De overeenkomst is echter belangrijker. Beide modellen gaan uit van de massa van de ingeademde deeltjes en houden geen rekening met verliezen door uitademing van niet gedeponeerde deeltjes. Behalve verschillen in de numerieke waarden is er ook een verschil in de achterliggende filosofie. Het ISO-model beoogt ook de niet arbeidsgebonden omgeving te dekken, wat betekent dat ook de blootstelling van risicogroepen als kinderen en ongezonde volwassenen in de beschouwing moet worden betrokken. Dit heeft voor het ISO-model geresulteerd in een tweede

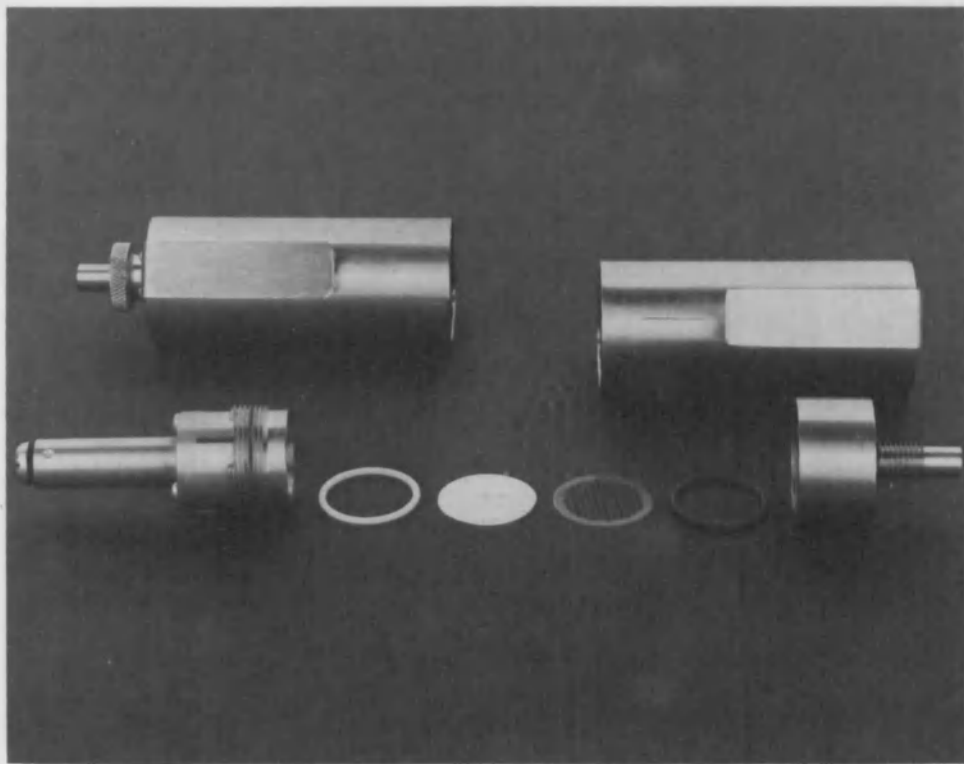


Figuur 10. Alle deeltjesfracties van de inspirabele stoffractie volgens de ISO (—) (1983). Aangegeven zijn de onderverdelingen in de thoracale fractie volgens de British Medical Research Council (---) en de American Conference of Governmental Industrial hygienists (-·-·-).

50 % afscheidingsdiameter van 2,5 µm voor respirabel stof. Een ander verschil is dat de ISO aanbeveelt de drie subfracties zodanig te definiëren dat het mogelijk is met één instrument de drie subfracties tegelijkertijd te monstern als subfracties van het totale inadembare stof. De fracties in het ACGIH-model zijn onafhankelijk van elkaar gedefinieerd als fracties van het totale aërosol. De ACGIH-curve is ook niet gedefinieerd voor deeltjes groter dan 100 µm vanwege gebrek aan inhalatie-experimenten in dit gebied. Verschillen in de aanbevolen numerieke waarden voor de fracties zijn echter zeker geringer dan de onzekerheden in de inhalatiegegevens en de aannamen. Verschillen bij voorbeeld in ademvolumes kunnen een factor twee verschil geven in de neergeslagen massa stof, zelfs als er sprake is van dezelfde depositie-efficiëntie.

Het meten van aërosolen wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van veel potentiële foutenbronnen. Dezelfde krachten die in de luchtwegen depositie-tot gevolg hebben, spelen immers ook een rol in monsternamen-apparatuur. Dit kan een verlaagd vangstrendement tot gevolg hebben. Tevens kunnen gemakkelijk wandverliezen optreden. Een selectie uit de literatuur over ontwikkelde en uitgeteste apparatuur voor stofmonsternamen op basis van de bovengenoemde criteria is te vinden in de volgende referenties: Vincent & Mark (1981), Bartley & Breuer (1982), Verma (1984), Armbruster & Breuer (1984), Mark & Vincent (1986).

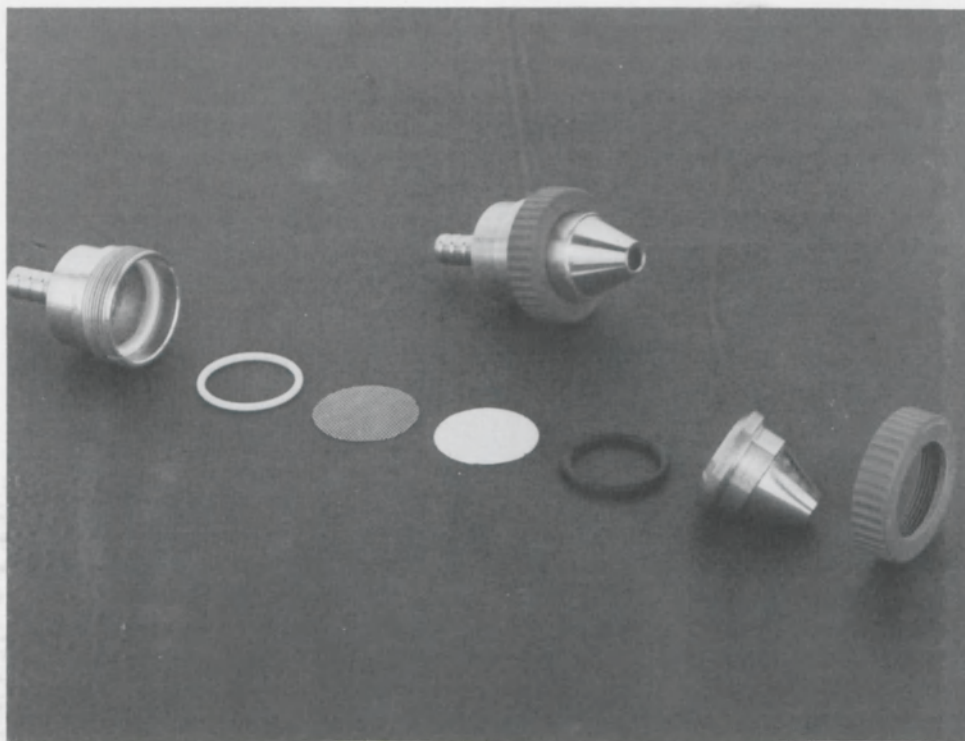
Voor het eigen werk is voor de (persoonlijke) monsternamen van respirabel stof de keuze gevallen op de Casella-cycloon (van der Wal, 1974) (figuur 11). Voor de monsternamen van stof met een grotere afscheidingsdiameter wordt door ons de PAS 6 gebruikt (van der Wal, 1983; ter Kuile, 1984). Deze is zodanig ontworpen dat een aanzuigsnelleheid gerealiseerd wordt van 1,25 m/s in de aanzuigopening, zodat volgens de totaalstofdefinitie van de Bondsrepubliek Duitsland wordt gemonsterd. Het experimentele werk door MT-TNO dat tot nu toe met de PAS 6 uitgevoerd is, geeft aan dat de 50 % afscheidingsdiameter in de buurt van 18 µm ligt (ter Kuile, 1986). In bijlage 6 wordt



Figuur 11. Casella-cycloon voor (persoonlijke) monsternamen van respirabel stof.

een testprogramma beschreven dat in het eigen laboratorium is uitgevoerd in een wind-tunnel bij verschillende windsnelheden. De resultaten geven aan dat de afvangstcurve redelijk overeenkomt met de inadembare fractie. Vanwege de grote windgevoeligheid is de PAS 6 (figuur 12) echter niet bruikbaar bij hogere windsnelheden (> 2 m/s).

Een internationaal geaccepteerd, geschikt monsternamen-apparaat dat voldoet aan de criteria voor de monsternamen van de totale inadembare stoffractie is niet commercieel verkrijgbaar en zeker niet voor persoonlijke monsternamen (Mark & Vincent, 1986). Tot op heden is gewerkt met de monsternamen van totaalstof. Onder totaalstof wordt het stof verstaan dat gemonsterd wordt met een aanzuigsnelheid van de lucht van 1,25 m/s met de aanzuigopening naar beneden gericht (Staubforschungsinstitut, 1973). Aan deze definitie ligt geen gezondheidskundige redenering of depositiemodel ten grondslag. Slechts het standaardiseren van de monsternamenmethode, zodat monsters met elkaar vergeleken konden worden, was het doel toen de richtlijn werd opgesteld. Wel mag men stellen dat men, als volgens deze definitie wordt gemonsterd, het visueel hinderlijke stof kwantificeert. De meeste Maximaal Aanvaarde Concentraties (MAC-waarden) voor deeltjesvormige verontreinigingen zijn ook afgestemd op totaalstof. Totaalstof bevat meer dan de inspireerbare fractie zoals deze door de ISO is gedefinieerd. In feite bevat het, zoals de naam ook suggereert, de hele zwevende fractie van



Figuur 12. PAS 6 monsternametekop voor de (persoonlijke) monsternamete volgens de Westduitse totaalstof-definitie.

het omgevingsstof. Vergelijkingsmetingen met verschillende apparaten, die allemaal aanzuigen volgens de definitie van totaalstof, kunnen toch verschillende resultaten opleveren (van der Wal, 1983). Vooral de apparaten die ook persoonlijk worden gedragen, blijken minder stof te vangen. In de Bondsrepubliek Duitsland wordt de Porticon VC25 algemeen toegepast als stationair monsternamete-apparaat voor totaalstof (van der Wal, 1983). In de Wageningse praktijk wordt voor stationaire totaalstofmetingen met aangepaste Schleicher en Schüll PL050/1 filterhouders gewerkt. Voor kleinere stoffracties is de in het eigen laboratorium door Vrins & Hofschreuder (1983) ontwikkelde cycloon in gebruik.

Wat de analyse betreft nadat de monsternamete heeft plaatsgevonden, wordt meestal door weging de massa bepaald van de gemonsterde hoeveelheid stof. Daarnaast kunnen ook andere analytische technieken toegepast worden voor de bepaling van specifieke componenten. Veel gebruikte technieken zijn atomaire absorptiespectrometrie, emissiespectrometrie en neutronenactiveringsanalyse voor metalen en gaschromatografie of hogedruk-vloeistofchromatografie voor organische verbindingen, waaronder de polycyclische aromaten. Het is van belang een geschikt filter te kiezen voor de monsternamete. Uitgebreide informatie hierover is te vinden in WHO (1984).

In de volgende paragraaf zal uitgebreider worden ingegaan op organisch stof omdat het binnen de arbeidshygiëne naar ons idee een verwaarloosd gebied betreft tegen de achtergrond van de aantallen potentieel blootgestelde werknemers.

4.5 Organisch stof

Organisch stof kan gedefinieerd worden als deeltjesvormige verontreiniging afkomstig van plantaardige, dierlijke of microbiële oorsprong. Wat betreft de depositie in de luchtwegen en de monsternamen gelden in principe dezelfde wetmatigheden als beschreven in paragraaf 4.4. Het bijzondere karakter van organisch stof wordt vooral bepaald doordat het biologisch actieve bestanddelen kan bevatten die geassocieerd zijn met het voorkomen van een aantal ziekten, waaronder astma, extrinsieke allergische alveolitis, niet-specifieke irritatie van de luchtwegen, byssinose en endotoxine koorts (Rylander, 1985). De biologisch actieve bestanddelen kunnen ruwweg in 3 hoofdgroepen ingedeeld worden:

- levende micro-organismen zoals bacteriën en schimmels, die een infectie ten gevolge kunnen hebben
- afscheidingsprodukten, zoals endotoxinen en mycotoxinen (bijvoorbeeld aflatoxine), met een toxische werking
- allergenen, die een immunologische reactie teweeg kunnen brengen.

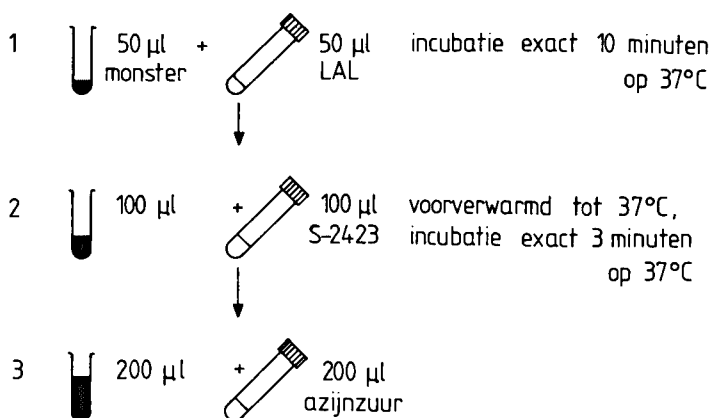
De belangrijkste industriële omgevingen waar blootstelling aan organisch stof kan plaatsvinden, zijn de hout-, textiel-, graan- en levensmiddelenindustrie. Daarnaast kan blootstelling plaatsvinden in de landbouw en de veeteelt, vooral door de toegenomen intensivering (Popendorf et al., 1985).

Hoewel de monsternamen van organisch stof in veel opzichten overeenkomt met de monsternamen van deeltjesvormige verontreinigingen, doen zich vooral voor een microbiologische analyse van het monster een aantal extra problemen voor. De uitkomst wordt onder meer beïnvloed door het gebruikte medium, de incubatietemperatuur en -tijd, de levensvatbaarheid van de organismen en de invloed van de monsternamenduur. Daarnaast treedt er in het algemeen met de tijd een grote variatie in concentraties op en is het niet mogelijk over een langere periode te monsteren omdat dit grote invloed heeft op de aantallen en soorten die vastgesteld kunnen worden. Dit stelt hoge eisen aan de monsternamenstrategie en de kwaliteitsbewaking van de metingen. In ieder geval zullen altijd duplomonsters genomen dienen te worden.

Het meest gebruikte en uitgeteste apparaat voor schimmels en bacteriën is de Andersen Sampler, die beschouwd wordt als een standaardinstrument (Andersen, 1958). Deze kan alleen gebruikt worden bij lage concentraties, zodat hij voor veel industriële situaties niet geschikt is. Voordeel van de Andersen Sampler is de fractionering naar grootte, terwijl hij ook gebruikt kan worden voor organismen die gevoelig zijn voor uitdroging en er behalve incubatie geen verdere nabewerking van het monster uitgevoerd hoeft te worden. Ook wordt wel gebruik gemaakt van een gemodificeerde Andersen Sampler ('N-6 sampler'), die niet naar grootte fractioneert (Jones et al., 1985). Andere methoden zijn monsternamen in een vloeistof met een 'midget impinger' en een pompje en op een gelatine of nucleopore filter met behulp van een filterhouder en een pomp (Dark & Harper, 1972; Blomquist et al., 1984). Een belangrijk voordeel van beide methoden is dat verdunningen gemaakt kunnen worden en dat uitplating

op verschillende media kan plaatsvinden. Met de 'midget impinger' kan alleen bij een lage 'flow' gewerkt worden, resulterend in een hoge detectielimiet, terwijl met de filtermethode ook hogere 'flows' mogelijk zijn. Daar staat tegenover dat de filtermethode minder geschikt is voor micro-organismen die gevoelig zijn voor uitdrogen.

Behalve micro-organismen kan organisch stof ook endotoxine bevatten. Bacteriële endotoxines worden in verband gebracht met koortsverschijnselen, een leukocytose en longfunctieveranderingen (Rylander, 1985). De analyse van endotoxine berust op de bepaling van de snelheid waarmee het endotoxine een pro-enzym activeert in het limulusamoebocytylsaai (LAL). Het gevormde enzym katalyseert de splitsing van *p*-nitro-aniline (PNA) uit het substraat onder vorming van azijnzuur, dat vervolgens spectrofotometrisch bepaald wordt. Het analysediagram wordt weergegeven in figuur 13 ter illustratie van de mogelijke foutenbronnen. De analyse vraagt een grote accurate en wordt zelfs dan nog gekenmerkt door een matige reproduceerbaarheid (Attwood et al., 1986). De bepaling van allergenen in lucht is nog complexer en bevindt zich nog in een ontwikkelingsstadium. Allergenen bezitten meestal een eiwitstructuur en zijn fysisch/chemisch niet te onderscheiden van normale eiwitten. Vooral immunochemische technieken komen in aanmerking om allergenen in de lucht te bepalen (Solomon, 1984). Deze technieken berusten alle op de vorming van immuuncomplexen van specifieke antilichamen van gesensibiliseerde dieren of uit menselijk bloed met de betreffende allergenen, waarna de detectie op verschillende manieren kan plaatsvinden. De meest gebruikte technieken zijn RIA (radio-immuno-assay), RAST (radio-allergo-sorbent test) en ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay). Corn et al. (1985) waren bij voorbeeld in staat met ELISA een gradiënt in de blootstelling aan een ratte-allergeen aan te tonen in laboratoria waar met ratten werd gewerkt.



Figuur 13. Analysediagram endotoxine.

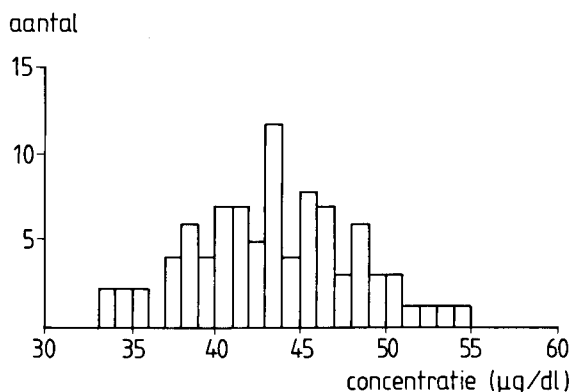
- Enzymvorming door een reactie tussen het endotoxine bevattende monster en het limulusamoebocytylsaai (LAL).
- Afsplitsing van *p*-nitro-aniline (PNA) van het S-2423-substraat.
- Stoppen van de reactie door toevoeging van azijnzuur.

De concentratie *p*-nitro-aniline wordt vervolgens spectrofotometrisch bepaald bij 405 nm (Bron: Friberger, 1985).

5 Kwaliteitscontrole van metingen

5.1 Inleiding

Een essentieel onderdeel van de arbeidshygiëne is het doen van metingen. Wanneer er gemeten moet worden, moet het ook goed gebeuren. Liefst moet een meting de weergave zijn van de werkelijkheid, op z'n minst moet bekend zijn hoe betrouwbaar de meting is en met welke mogelijke fout ze behept is. Dat er vaak nogal wat aan de kwaliteit van een meting mankeert illustreert het volgende voorbeeld, dat ontleend is aan Hunter (1980). Aan 100 laboratoria werd gevraagd een standaardmonster te analyseren van het loodgehalte in bloed. Figuur 14 laat het histogram van de verkregen resultaten zien. Het is duidelijk dat er een grote spreiding is in de resultaten. In tabel 2 zijn de resultaten bijeengebracht van een aantal vergelijkingsprogramma's tussen verschillende laboratoria (Saltzman, 1985). Ook hier is opvallend dat er een grote spreiding is in de resultaten, vooral wanneer de componenten in een organische matrix bepaald moeten worden. Uit de voorbeelden kan geconcludeerd worden dat veel meetresultaten, vaak ook van gerespecteerde laboratoria, met de nodige scepsis bekeken moeten worden. Ook blijkt dat het noodzakelijk is vooraf te weten wat de meetmethode 'waard' is. In de volgende paragrafen zullen verschillende begrippen en aspecten die de deugdelijkheid van een meetmethode karakteriseren, aan de orde komen. We pretenderen niet volledig te zijn, maar beogen slechts een overzicht te geven van veel voorkomende termen, waarbij de begrippen die een arbeidshygiënist veelvuldig zal tegenkomen, diepergaand besproken zullen worden.



Figuur 14. Verdeling van de resultaten van de bepaling van een standaardmonster van lood in bloed (41 µg/dl) bij 100 laboratoria (Bron: Hunter, 1980).

Tabel 2. Variatiecoëfficiënten van metingen in het kader van vergelijkingsprogramma's tussen verschillende laboratoria (Bron: Saltzman, 1985).

Soort metingen	Variatiecoëfficiënt
Pb, Cd, Zn op membraanfilters	4,7 %
oplosmiddelen op koolbuisjes	6,5 %
Pb in bloed (verschillende programma's)	10-19 %
Cd in bloed	52 %
Cd in urine	40 %
As in urine	30 %
Hg in urine	25 %
F in bloed	13 %

5.2 Fysische aspecten van een meetmethode

Onder de fysische aspecten van een meetmethode worden de volgende begrippen verstaan (hierin stelt c steeds de numerieke waarde voor).

- De eenheden waarin gemeten wordt (bij voorbeeld mg/m^3).
- Het meetsysteem: wordt c direct gemeten of via een afgeleide techniek zoals colorimetrie, conductometrie of een spanningsverschil?
- De ijklijn geeft de respons weer van het instrument als functie van de werkelijke waarde (via standaardmonsters). De richtingscoëfficiënt van deze functie wordt ook wel de gevoeligheid ('sensitivity') van de methode genoemd.
- Het monster: er dient een goede procedurebeschrijving te zijn vanaf het nemen van het monster tot aan de analyse van het monster. Een voorbeeld: hoe lang kan een adsorptiebuisje in de koelkast bewaard worden zonder dat er verlies optreedt van de geadsorbeerde stoffen?
- De specificiteit van de methode: de respons van het instrument moet specifiek zijn voor de te meten component. De retentietijd van een bepaalde verbinding op een GLC kolom is niet per definitie specifiek voor die verbinding; diverse componenten kunnen op die kolom dezelfde retentietijd hebben. Bij gebruik van GLC is een 2- of 3-kolommentest vereist om een piek met een bepaalde retentietijd aan een component toe te kunnen schrijven.
- Interferentie van de meetmethode kan twee oorzaken hebben. In de eerste plaats kunnen er instrumenteigenschappen zijn die de bepaling kunnen verstoren. Zo moeten oplossingen van lage concentraties cadmium bereid worden in plastic potten die geen cadmium bevatten, omdat cadmium zich in kleine hoeveelheden aan glaswerk hecht. In de tweede plaats wordt onder interferentie verstaan het storen van andere stoffen bij de bepaling. Denk hierbij weer aan het voorbeeld van 2 componenten die op een GLC-kolom dezelfde retentietijd hebben.
- Het werkingsgebied van de methode geeft het concentratiegebied aan waarin de methode toegepast kan worden. Aan de onderkant wordt dit gebied begrensd door de detectiegrens van de methode. De detectiegrens wordt bepaald door circa 10 maal een blanco monster te analyseren. De detectiegrens wordt dan berekend door

de gemiddelde blanco waarde te nemen plus 3 maal de standaardafwijking in de blanco's. Sommigen onderscheiden naast de detectiegrens ook nog de zogenaamde kwantificatiegrens. Deze wordt berekend door de gemiddelde blanco waarde te nemen plus 10 maal de standaardafwijking in de blanco waarden (ACS Committee, 1980). Concentraties die liggen tussen de detectiegrens en de kwantificatiegrens worden dan kwalitatief aantoonbaar genoemd.

5.3 Statistische aspecten van een meetmethode

Wanneer de fysische aspecten van een meetmethode in orde zijn kunnen er toch nog afwijkingen optreden van de werkelijke waarde van de grootheid die gemeten wordt. De fout die in een meting optreedt kan als volgt worden weergegeven:

$$c = c_t + e \quad (2)$$

waarin:

c = gemeten waarde

c_t = werkelijke waarde

e = fout in de meting ('error of disturbance').

De fout e kan bestaan uit twee componenten, een systematische en een niet-systematische fout.

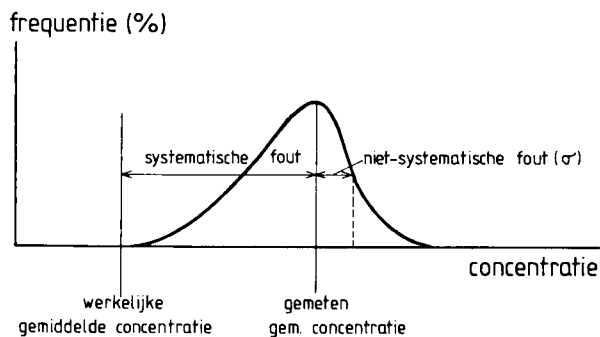
De systematische fout of 'bias' van een methode is een vaste afwijking die bij elke meting optreedt. Wanneer bij voorbeeld bij de analyse van adsorptiebuisjes geen rekening gehouden wordt met de desorptie-efficiëntie van de component is sprake van een 'bias'. Voor systematische fouten kan vaak gecorrigeerd worden door een factor in te bouwen bij de berekening van de uiteindelijke concentratie (in genoemd voorbeeld de desorptiecoëfficiënt). De systematische fout kan absoluut worden uitgedrukt als $|c - c_t|$ en relatief als $|c - c_t|/c_t$.

De niet-systematische fout ('random error') is de spreiding in de meetresultaten die niet een bepaalde oorzaak kent. Deze fout is stochastisch van aard en vaak normaal verdeeld rondom c . De niet-systematische fout van de meting wordt wel de mate van precisie ('precision') genoemd. De precisie wordt vaak gelijk gesteld aan de standaardafwijking die optreedt in de foutverdeling rondom c . Beide fouten samen worden wel de nauwkeurigheid van de methode genoemd ('accuracy'). De figuren 15 t/m 17 geven 3 combinaties van systematische en niet-systematische fouten die kunnen optreden. De niet-systematische fout van de methode kan ook op een andere manier dan via de standaardafwijking worden uitgedrukt. De variatiecoëfficiënt (ook wel relatieve standaardafwijking of kortweg CV-waarde genoemd) is de standaardafwijking van de niet-systematische fout die dimensieloos en relatief gemaakt wordt door deze te delen door de gemiddelde meetwaarde. De CV-waarde wordt vaak uitgedrukt als een percentage. In formule:

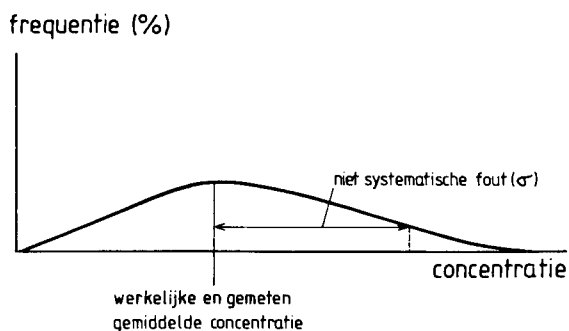
$$CV = (\sigma/c) \cdot 100 \% \quad (3)$$

Bij de CV-waarde wordt dus verondersteld dat de spreiding in de meetmethode even-

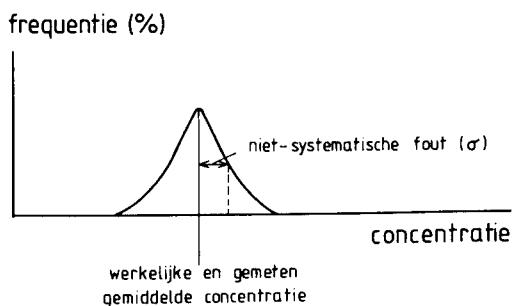
redig is met de hoogte van het gemeten niveau. Empirisch is gebleken dat dit meestal klopt (EPA, 1984). In de arbeidshygiënische literatuur wordt veelal de CV-waarde



Figuur 15. Meetmethode met een systematische fout en met een kleine niet-systematische fout (σ).



Figuur 16. Meetmethode zonder een systematische fout en met een niet-systematische fout (σ).



Figuur 17. Meetmethode zonder een systematische fout en met een kleine niet-systematische fout (σ).

gehanteerd als maat voor de niet-systematische fout. Er wordt daarom hierop wat dieper ingegaan.

Een meetmethode bestaat vaak uit twee gedeelten, een monstername- en een analyse-gedeelte, elk met hun eigen niet-systematische fout. De CV-waarde is dan ook onder te verdelen in twee componenten: de CV-waarde van de monstername (CV_m) en de CV-waarde van de analysemethode (CV_a). Samen vormen zij volgens onderstaande relatie de CV-waarde van de totale meetmethode (CV_t).

$$CV_t = (CV_m^2 + CV_a^2)^{\frac{1}{2}} \quad (4)$$

In de meetvoorschriften worden meestal de CV_a en de CV_t opgegeven. De CV_a is namelijk eenvoudig te bepalen door circa 10 maal een standaardmonster te analyseren, waarna de CV berekend kan worden volgens formule 3. De CV_m als zodanig is niet apart te bepalen, wel de CV_t door bij voorbeeld 10 duplomonsters te nemen op dezelfde plaats en tijd. In de praktijk kan het voorkomen dat de CV_t niet bepaald kan worden door het nemen van veel monsters op dezelfde plaats en tijd, doordat er bij voorbeeld te weinig apparatuur aanwezig is of doordat de monstername-apparatuur op een kleine onderlinge afstand elkaar beïnvloedt. Een goede benadering is dan de CV_t waarde te bepalen door het nemen van een aantal duplomonsters, waarbij tijd en plaats niet gelijk behoeven te zijn. Het verschil tussen de uitkomsten van een duplometing wordt dan uitgedrukt in het 'percentage of difference' ($\%D$), ook wel de relatieve spreidingsbreedte genoemd:

$$\%D = \{|c_1 - c_2| / (c_1 + c_2) / 2\} \cdot 100 \% \quad (5)$$

Bij duplowaarnemingen geldt dat de spreidingsbreedte gelijk is aan $\sqrt{2}$ maal de standaardafwijking:

$$c_1 - c_2 = \sqrt{2} \cdot \sigma \quad (6)$$

Omdat de CV gelijk is aan $\sigma/\bar{c}$ geldt dus ook:

$$\%D = \sqrt{2} \cdot CV \quad (7)$$

Voor een reeks van duplowaarnemingen geldt dan:

$$CV_t = \frac{\sum \%D}{n \sqrt{2}} \quad (8)$$

waarbij n gelijk is aan het aantal duplometingen dat verricht is. CV-waarden kunnen ook gebruikt worden bij de berekening van betrouwbaarheidsintervallen. Deze geven een statistische schatting van het interval waarin de werkelijke waarde van een meting ligt, uitgaande van de gemeten waarde en de nauwkeurigheid van de meetmethode. Wanneer wordt uitgegaan van een meetmethode met een systematische fout b en een niet-systematische fout σ , kan er een interval worden geconstrueerd voor de werkelijke waarde volgens:

$$\text{betrouwbaarheidsinterval } c_t = c - b \pm Z \cdot \sigma \quad (9)$$

waarin:

c_t = werkelijke waarde

c = gemeten waarde

b = systematische fout

σ = niet-systematische fout

Z = factor afhankelijk van de gewenste betrouwbaarheid van het interval waarin c_t moet liggen. Z -waarden kunnen gevonden worden in de tabel voor de verdeling van een normale verdeling (bijlage 7).

Wanneer er sprake is van een meetmethode zonder systematische fout vereenvoudigt dat de formule tot:

$$\text{betrouwbaarheidsinterval } c_t = c \pm Z \cdot \sigma \quad (10)$$

Wanneer gewerkt wordt met CV-waarden als maat voor de niet-systematische fout kan σ vervangen worden door $CV \times c$, oftewel:

$$\text{betrouwbaarheidsinterval } c_t = c \pm Z \cdot CV \cdot c \quad (11)$$

Ter illustratie: de meetmethode van benzeen met gasdiffusie'badges' heeft een CV_t van 10 %. De uitkomst van de meting is 9 mg/m³. Het 95 % betrouwbaarheidsinterval kan worden geconstrueerd volgens:

$$c_{t,95 \%} = 9 \pm 1,96 \cdot 0,1 \cdot 9$$

Het resultaat wil zeggen dat met een waarschijnlijkheid van 95 % de werkelijke benzeenconcentratie ligt in het interval tussen 7,2 mg/m³ en 10,8 mg/m³. Wanneer men met meer zekerheid een interval wil construeren, bij voorbeeld een 99 % betrouwbaarheidsinterval, heeft dit tot gevolg dat het interval groter wordt ($Z = 2,57$). Minder zekerheid, bij voorbeeld 90 %, heeft een smaller interval tot gevolg ($Z = 1,645$). Meestal wordt gewerkt met een betrouwbaarheidsniveau ('confidence level') van 5 %. Deze redenering kan ook worden omgedraaid. Bij een meetmethode zonder systematische fout zal de meetuitslag alleen afhankelijk zijn van de niet-systematische fout. Wanneer er nu een meting wordt verricht, kan er een schatting worden gemaakt van het interval waarin de gemeten waarde zal liggen:

$$\text{betrouwbaarheidsinterval } c = c_t \pm Z \cdot CV \cdot c_t \quad (12)$$

waarbij Z weer afhankelijk is van de gewenste betrouwbaarheid. Na omwerken van deze relatie ontstaat:

$$\frac{c - c_t}{c_t} = \pm Z \cdot CV \quad (13)$$

In het linkerlid van de vergelijking staat nu de nauwkeurigheid van de methode; wanneer een methode geen systematische fout heeft zal deze immers alleen afhankelijk zijn van de niet-systematische fout van de methode en dus ook normaal verdeeld zijn. De nauwkeurigheid van de methode kan zo weergegeven worden in termen van intervallen met een bepaalde betrouwbaarheid. Heeft een methode een CV van 10 % dan zal de nauwkeurigheid in 95 % van de gevallen beter zijn dan $1,96 \cdot 10 \% = 19,6 \%$. De Amerikaanse arbeidsinspectie (OSHA) kent als wettelijke eis dat metingen in het concentratiegebied kleiner dan de helft van de TLV-waarde ('threshold limit value'; zie 6.3.4.1) een onnauwkeurigheid hebben $\leq 50 \%$ met een betrouwbaarheid van 95 %. Berekend kan dan worden dat dit voor een meetmethode (zonder systematische fout) betekent dat de CV-waarde kleiner dan 25 % moet zijn. Opgemerkt moet worden dat wat hier gezegd is over intervalschattingen, alleen geldt voor een enkel resultaat van een meting. Wanneer gewerkt wordt met een gemiddelde van meer metingen, gelden andere regels voor het opstellen van een betrouwbaarheidsinterval. In het hoofdstuk over meetstrategie wordt hierop teruggekomen.

Onder de reproduceerbaarheid van een meting onderscheidt de EPA (1984) drie niveaus:

- 'replicability': de precisie uitgedrukt als een standaarddeviatie die de variatie omvat in de meetresultaten die optreedt wanneer hetzelfde monster op dezelfde dag door dezelfde analist op hetzelfde instrument in hetzelfde laboratorium enige malen wordt geanalyseerd;
- 'repeatability': de precisie uitgedrukt als een standaarddeviatie die de variatie omvat in de meetresultaten die optreedt wanneer hetzelfde monster wordt geanalyseerd op verschillende tijdstippen. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen 'repeatability' binnen een dag en tussen dagen;
- 'reproducibility': de precisie uitgedrukt als een standaarddeviatie die de variatie omvat in de meetresultaten die optreedt wanneer hetzelfde monster door verschillende laboratoria wordt geanalyseerd.

Tabel 3 geeft een schematisch overzicht van de verschillende soorten meetfouten.

Tabel 3. Replicability, repeatability en reproducibility volgens EPA (1984).

Variatiebronnen	Replicability	Repeatability	Reproducibility
deelmonster	zelfde of verschillend	zelfde of verschillend	meestal verschillend
monster	zelfde	zelfde	zelfde
analist(e)	zelfde	} tenminste een verschillend	verschillend
apparaat	zelfde		verschillend
dag	zelfde		zelfde of verschillend
laboratorium	zelfde	zelfde	verschillend

5.4 Toepassing

Zoals al gesteld in de inleiding is het belangrijk dat bekend is (op schrift staat) hoe de meetmethode in elkaar zit, hoe er gehandeld moet worden vanaf het nemen van het monster tot aan het berekenen van de concentratie. Tevens dienen een aantal karakteristieke grootheden van de meetmethode (detectiegrens, CV, etc.) gegeven te worden. Als voorbeeld (bijlage 8) zal de meetmethode worden doorlopen die door het NIOSH is opgesteld voor de bepaling van organische oplosmiddelen (NIOSH, 1977–1981). Het NIOSH heeft veel meetmethoden beschreven die alle volgens hetzelfde stramien zijn opgebouwd.

- Principe van de methode: een korte puntsgewijze beschrijving van het principe van de methode (hoe gemonsterd, hoe geanalyseerd).
- Werkingsgebied en gevoeligheid: opgave van het bereik van de methode, de detectiegrens en de bovengrens. Regel is min of meer dat arbeidshygiënische meetmethoden een werkingsgebied moeten hebben dat in ieder geval loopt van 0,5 MAC tot 2 MAC. Tevens wordt aangegeven hoe de respons van het (analyse)instrument is in het werkingsgebied (lineair of anderszins) en wordt de gevoeligheid zo mogelijk kwantitatief uitgedrukt.
- Storingen bij de bepaling: welke stoffen en/of factoren storen de bepaling? Wanneer er sprake is van storingen, hoe kan er dan eventueel voor gecorrigeerd worden?
- Nauwkeurigheid: het NIOSH verstaat in haar meetmethode-voorschriften onder de nauwkeurigheid ('accuracy') slechts de systematische fout van de methode. De kop boven de betreffende paragraaf luidt dan ook 'Precision and accuracy'. Wanneer de verschillen in definitie buiten beschouwing worden gelaten, blijft over dat hier de systematische fout en de niet-systematische fout van de methode gegeven worden. De niet-systematische fout wordt door het NIOSH meestal opgegeven in de vorm van een CV-waarde. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de CV_a en de CV_t . Het NIOSH geeft echter vaak niet aan hoe deze waarden zijn bepaald (bij welke concentraties, hoeveel metingen). Regel is dat de CV_a wordt bepaald bij de concentraties 0,5 MAC, MAC en 2 MAC. Over het algemeen zal de CV_a bij alle drie de concentraties gelijk moeten zijn. Zo niet, dan is de niet-systematische fout blijkbaar niet lineair afhankelijk van de concentratie en kan er dus moeilijk met een gewone CV worden gewerkt. Bij afwezigheid van een systematische fout kan de nauwkeurigheid worden uitgedrukt als een betrouwbaarheidsinterval.
- Voor- en nadelen van de methode: er wordt in het kort aangegeven wat de belangrijkste voor- en nadelen van de methode zijn (eenvoudig en geschikt voor routinemetingen/complex en omslachtig, duur/goedkoop, welke aspecten zijn onopgehelderd of moeilijk hanteerbaar, etc.).
- Benodigde apparatuur.
- Benodigde reagentia.
- Procedures: 1) monsternamen, 2) tussen monsternamen en analyse, en 3) analyse. Hier wordt een nauwkeurige beschrijving van alle uit te voeren handelingen gegeven inclusief het ijken van instellingen van de apparatuur. Bij meetmethoden met adsorptiebuisjes is nog een vierde subparagraaf toegevoegd, die beschrijft hoe en met welke resultaten de desorptie-efficiëntie is bepaald. Deze paragraaf kan niet gedetailleerd

genoeg zijn: iedereen moet aan de hand hiervan de monsternamen en analyse kunnen uitvoeren.

- IJking en standaarden: aangegeven wordt of er nog speciale voorzorgen genomen moeten worden in verband met de ijking en de standaarden. Moet het instrument elke dag opnieuw geijkt worden, wat is de 'repeatability'? Moeten standaarden elke dag opnieuw aangemaakt worden of zijn ze langere tijd houdbaar?

- Berekeningen.

- Referenties.

Wat nog niet behandeld is, is de controle op de betrouwbaarheid van de meting tijdens de uitvoering van het eigenlijke meetprogramma. Het is natuurlijk duidelijk dat bij voorbeeld persoonlijke monsternamemeters elke dag voor ze uitgereikt worden, opnieuw moeten worden geijkt. Procedures voor het ijken van monsternamemeters met een zeepvliesmeter en procedures voor het gebruik van apparatuur in het veld staan in de literatuur beschreven (WHO, 1984).

Daarnaast is het ook aan te bevelen regelmatig de nauwkeurigheid van de methode te controleren, zeker wanneer na verloop van tijd de methode weer opnieuw toegepast gaat worden. Zo'n controle hoeft niet zo uitgebreid te zijn als bij het ontwikkelen van de methode. De EPA (1984) beschrijft verschillende methoden voor een dergelijke steeds terugkerende controle. Eén ervan, de controle van de CV-waarde, zullen we hier behandelen. Het principe is dat rondom de te controleren variabele (hier de CV-waarde) betrouwbaarheidsintervallen worden geconstrueerd waarbinnen het resultaat moet vallen bij herhaling. De 99 % grenzen worden aangemerkt als de uiterste grenzen ('control limits') waarbinnen het resultaat moet vallen. Valt het daarbuiten, dan moet de methode aan een grondig onderzoek onderworpen worden. De 95 %-grenzen worden aangemerkt als waarschuwingsgrenzen ('warning limits'). Valt het resultaat hierbuiten, dan kan men of de methode aan een grondig onderzoek onderwerpen of bij voorbeeld de controle verhogen om te zien of er mogelijk sprake is van een uitschieter. De betrouwbaarheidsgrenzen van de CV-waarde kunnen als volgt worden geconstrueerd. De verdeling van steeds herhaald bepaalde CV-waarden volgt een χ^2_{n-1} (chi-kwadraat) verdeling volgens:

$$B\{(n-1)\hat{C}V_n^2\}/\{n + (n-1)\hat{C}V_n^2\} \simeq \chi^2_{n-1} \quad (14)$$

met:

$$B = n(1 + 1/CV^2) \quad (15)$$

waarin:

CV = populatie CV (oftewel de eerder met een uitgebreid onderzoek vastgestelde CV-waarde van de methode)

$\hat{C}V_n$ = de CV-waarde berekend uit n waarnemingen (dit is dus de CV-waarde die ter controle genomen is)

n = aantal waarnemingen waaruit de 'controle-CV' berekend is.

Een voorbeeld ter verduidelijking. Bij de ontwikkeling van de meetmethode is vastgesteld dat de CV_i 5 % bedraagt. Tijdens de meetcampagne wordt nogmaals de CV_i waarde bepaald door een monster in viervoud te nemen. Aan de hand van deze ge-

gevens kan de 'upper warning limit' en de 'upper control limit' worden berekend. Voor de 'upper warning limit' geeft dit:

$$B = 4(1 + 1/0,05^2) = 1604$$

$$1604\{3\hat{C}V^2/(4 + 3\hat{C}V^2)\} = \chi_3^2$$

In een χ^2 -tabel (bijlage 9) kan de kritieke waarde worden opgezocht. Omdat alleen overschrijdingen van de CV-waarde van belang zijn, behoeft alleen rechtszijdig te worden getoetst. In de tabel wordt de 'upper warning limit' afgelezen bij het 0,05-punt en de 'upper control limit' bij het 0,01-punt. In dit voorbeeld is de af te lezen waarde 7,81. Dit geeft:

$$4812 \cdot \hat{C}V^2 = 7,81(4 + 3\hat{C}V^2)$$

Na enig gereken wordt gevonden dat de CV-waarde ten hoogste 8 % mag bedragen om niet significant af te wijken van de 5 %-waarde die gevonden is in het uitgebreide onderzoek. Wanneer vervolgens de 'upper control limit' wordt berekend, wordt 9,7 % gevonden. Het is met deze methode dus mogelijk om op een vrij eenvoudige wijze de niet-systematische afwijking van de methode voortdurend te blijven controleren. Dergelijke methoden bestaan ook voor de spreiding en het gemiddelde bij het herhaald analyseren van standaardmonsters (EPA, 1984). De hier beschreven controlemethode voor de CV heeft als voordeel dat gewerkt kan worden met monsters die in 'het veld' genomen zijn, zodat naast de analyse ook het monstername gedeelte en eventuele specifieke 'veldomstandigheden' meegenomen worden.

5.5 Ten slotte

De waarde van een onderzoek wordt mede bepaald door de mate van betrouwbaarheid van de meetgegevens. Daarbij moet worden bedacht dat een grote nauwkeurigheid geen doel op zichzelf is, maar dat de gewenste nauwkeurigheid afhangt van de doelstelling van de meting.

Voor een aantal doelstellingen kan zelfs een zekere 'bias' getolereerd worden, als de precisie maar voldoende is. Door ervaring wijs geworden wordt door de Amerikaanse overheid voor onderzoek dat ze financieren altijd een expliciet kwaliteitsbewakingsprogramma geëist. De kosten hiervan kunnen oplopen tot wel 30 % van de totale kosten. Overigens hoort daar ook de uitgebreide beschrijving van de toe te passen protocollen en procedures bij en de training van de uitvoerders (Smith & Bolyard, 1984). Ook in Nederland begint de discussie over kwaliteitsbewaking op gang te komen. Er wordt vooral gedacht aan een programma voor certificatie van in te schakelen laboratoria.

Als uitgangspunt voor de eigen programma's geldt dat steeds een behoorlijk aantal blanco en duplo monsters in het programma ingebouwd worden, zelfs als gewerkt wordt met beproefde methoden. Dit geeft een indicatie of de methode probleemloos verloopt. Bij moeilijke bepalingsmethoden wordt ernaar gestreefd om ook absolute ijkings in te bouwen in testsystemen of door middel van referentiemonsters. Een

uitstekende andere mogelijkheid om een indruk te krijgen van de betrouwbaarheid van een meting bieden vergelijkingsmetingen met andere laboratoria (ISO, 1981b). Een voorbeeld van zo'n programma, waaraan een bijdrage is geleverd door een aantal Nederlandse laboratoria, wordt beschreven door Spee (1986). Het betreft de analyse van gechlloreerde koolwaterstoffen.

Ten slotte is een goede documentatie en vastlegging van de uitgevoerde programma's van groot belang. Dit geldt ook voor de uitgevoerde kwaliteitsbewakingselementen, zodat ook later nog een indruk verkregen kan worden van de betrouwbaarheid van de metingen. Moderne hulpmiddelen als computers kunnen hierbij een goede dienst bewijzen (Snijder et al., 1979).

6 Meetstrategieën voor controle op overschrijding van grenswaarden

6.1 Inleiding

Het begrip 'meetstrategie' is veelzijdig. Het behelst onder meer antwoorden op de volgende vragen:

- wat dient te worden gemeten?
- met welke monitoring-methode moet worden gemeten?
- waar of bij wie moet worden gemeten?
- hoe lang moet worden gemeten?
- hoe vaak moet worden gemeten?

Bij de beantwoording van deze vragen moet onder meer rekening worden gehouden met de aard van de verontreiniging (gas-, damp- en/of deeltjesvormig), de chemische identiteit, storende componenten, te verwachten concentratieniveaus en variaties in ruimte en tijd van de concentratieniveaus (piekconcentraties). Maar in eerste instantie is beantwoording van de vraag naar het doel van de meetstrategie het belangrijkste. Corn (1985a) onderscheidt een drietal doelstellingen: (1) evaluatie van de blootstelling van werkers, (2) evaluatie van bronnen in een werkruimte en (3) evaluatie van trends van luchtverontreiniging. Voor het eerste punt kan men denken aan evaluatie van de blootstelling van werkers betreffende grenswaarden of voor epidemiologisch onderzoek. Punt 2 en punt 3 hebben in meerdere mate betrekking op het fabrieksproces zelf of op evaluatie van veranderingen daarin, al bestaan er natuurlijk wel dwarsverbanden tussen de drie doelstellingen. Trends in luchtverontreiniging op de werkplek kunnen bij voorbeeld in termen van individuele blootstellingen worden vastgesteld en omgekeerd. En veranderingen in de aard en het aantal bronnen kan een verschuiving in de individuele blootstelling tot gevolg hebben.

De nadruk in dit hoofdstuk ligt op de evaluatie van de individuele blootstelling van werkers voor een risico-analyse aan de hand van grenswaarden (6.3). Allereerst wordt echter ingegaan op variaties van luchtverontreiniging op de werkplek in de tijd (6.2), waarbij kennis in vorige hoofdstukken over monsternamfouten en analytische fouten bekend wordt verondersteld.

6.2 Variatie in de tijd

In hoofdstuk 5 is al aangegeven wat de invloed is van meetfouten. Hierbij zijn systematische en niet-systematische componenten onderscheiden. De niet-systematische fout wordt over het algemeen verondersteld normaal verdeeld te zijn met een verwachtingswaarde nul en standaarddeviatie σ . De niet-systematische fout (σ_i) wordt onderverdeeld in een fout ten gevolge van de monstername (σ_m) en een fout ten gevolge van de analyse van het monster (σ_a). In formule:

$$\sigma_t = (\sigma_m^2 + \sigma_a^2)^{\frac{1}{2}} \quad (16)$$

Over het algemeen worden deze fouten uitgedrukt als CV-waarden (resp. CV_t , CV_a , CV_m). In de praktijk wordt met schatters van deze fouten gerekend (weergegeven door respectievelijk s_t , s_m en s_a). Behalve deze fouten beïnvloeden ook andere factoren de uiteindelijke waarde van een meetresultaat. De concentratie in de binnenlucht van een bedrijf kan onder meer fluctueren door fluctuaties in het productieproces, fluctuaties in de ventilatie, storingen, luchtstromingen en meer in het algemeen de aard van het verspreidingsproces van de luchtverontreiniging door de (werk)ruimte. Het laatste is tot op zekere hoogte met verspreiding in de buitenlucht vergelijkbaar, waarbij turbulentie, die is ontstaan door temperatuurverschillen en mechanische wrijving, een cruciale rol speelt. De temperatuurverschillen in bedrijven kunnen hun oorzaak vinden in bij voorbeeld hete lucht of hete voorwerpen door verbranding of verwarming, stralingswarmte, tochtstromen, etc. Luchtbewegingen kunnen ook bewegende machinedelen als oorzaak hebben. Een mooi voorbeeld van transport van luchtverontreiniging is te zien in figuur 18. Voor dergelijke bronnen bestaan, net als voor buitenluchtverontreiniging, modellen om de pluimstijging te voorspellen, onder andere op grond van



Figuur 18. Typisch verspreidingspatroon van dampen bij het werken aan een draaibank.

de warmte-inhoud. Voor controle op grenswaardeoverschrijding of als blootstellings-schatting in epidemiologische modellen hebben deze modellen geen enkele waarde.

De variaties in concentraties luchtverontreiniging op de werkplek kunnen door de bovengenoemde factoren aanzienlijk zijn. Oldham (1953) was waarschijnlijk de eerste die aantoonde dat in de tijd herhaalde metingen gedurende een ploegdienst log-normaal waren verdeeld (interdagvariatie). Dat wil zeggen dat de logaritmen van de concentraties normaal verdeeld zijn. Dit is bevestigd in recenter onderzoek van Esmen & Hammad (1977). Deze log-normaliteit bleek later ook te gelden voor kortdurende blootstellingen binnen een dag (intradagvariaties) (Sherwood, 1971; Gold et al., 1978). In figuur 19 is een log-normale verdeling gegeven.

Wat opvalt is de scheefheid van de verdeling. De formule voor de log-normale verdeling is afgeleid van die voor de normale verdeling en luidt:

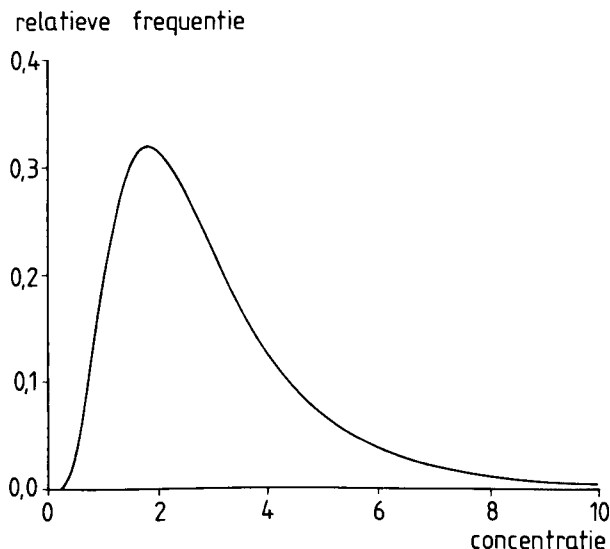
$$f(x) = 1/\{(2\pi)^{\frac{1}{2}} \cdot \sigma\} \cdot 1/\underline{c} \cdot \exp\left\{-\frac{1}{2}((\ln \underline{c})-\mu)^2/\sigma^2\right\} \quad (17)$$

waarin:

μ = verwachtingswaarde van $\ln \underline{c}$;

σ = standaarddeviatie van $\ln \underline{c}$;

Uit deze formule blijkt dat door een $\ln$ -transformatie de verdeling van c wordt genormaliseerd, zodat de verdeling van $\ln \underline{c}$ normaal is. Hierdoor zijn statistische bewerkingen ook simpel uitvoerbaar omdat na $\ln$ -transformatie de statistiek voor normale verdelingen toepasbaar is. Een normale verdeling wordt geheel gekarakteriseerd door



Figuur 19. Een log-normale verdeling van een meetreeks van blootstellingsmetingen (AM = 3; GM = 2,5; GSD = 1,8).

het rekenkundig gemiddelde en de standaarddeviatie. Voor de log-normale verdeling zijn het rekenkundig gemiddelde en de standaarddeviatie van $\underline{c}$; functies van μ en σ :

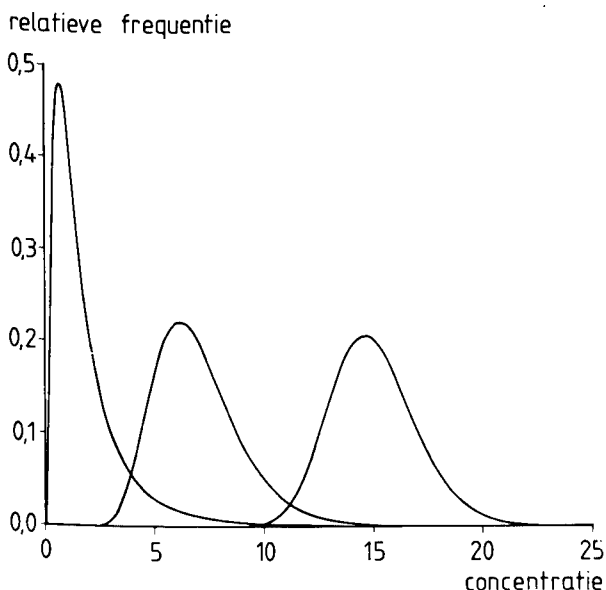
$$AM = \exp(\mu + \frac{1}{2} \sigma^2) = GM \cdot \exp(\frac{1}{2} \sigma^2) \quad (18)$$

$$SD = \{\exp(2\mu + \sigma^2) \cdot ((\exp \sigma^2) - 1)\}^{\frac{1}{2}} \quad (19)$$

$$GM = \exp \mu \quad (20)$$

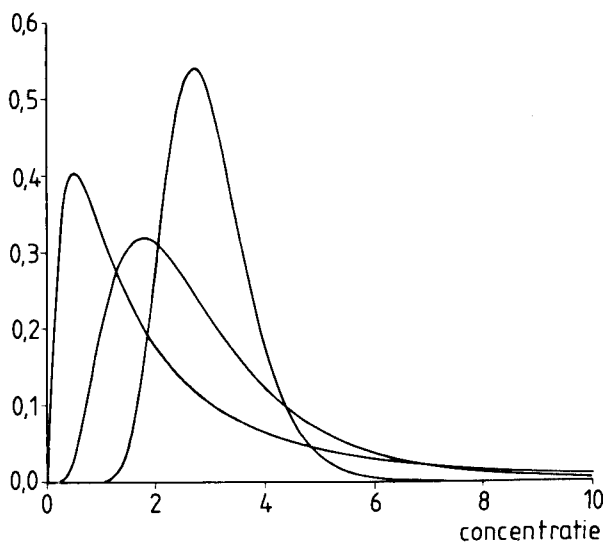
$$GSD = \exp \sigma \quad (21)$$

Zoals uit formule 19 blijkt, is de standaarddeviatie afhankelijk van het gemiddelde μ . Daarom wordt de spreiding van een log-normale verdeling meestal gekarakteriseerd door de geometrische standaarddeviatie (GSD). Bij een standaarddeviatie van 0, dus een constante concentratie in de meetreeks, is de GSD gelijk aan 1. Het logaritmiseren heeft een nogal opmerkelijke invloed op de verdeling zoals wordt geïllustreerd in de figuren 20 t/m 22. In bijlage 10 is een aantal mogelijke omrekeningen van de log-normale naar de normale verdeling gegeven. In principe zijn deze op grond van de formules 18 t/m 21 zelf af te leiden. Deze berekeningen gelden natuurlijk voor de werkelijke waarden van de verschillende parameters. In de praktijk wordt gewerkt met steekproeven, zodat de berekende waarden (soms ruwe) schattingen zijn van de wer-



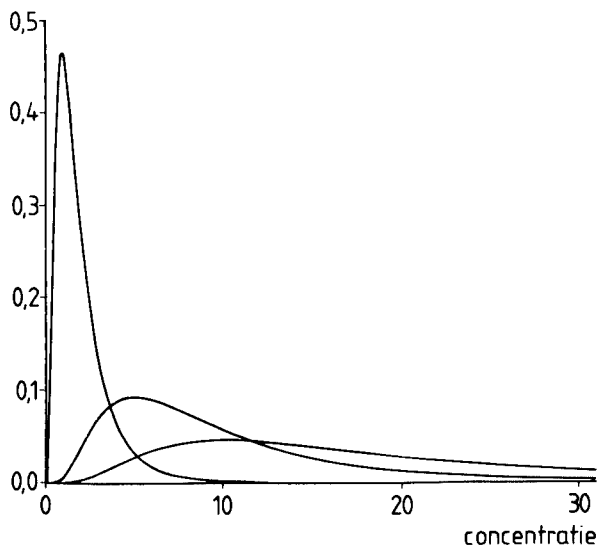
Figuur 20. Drie log-normale verdelingen van verschillende meetreeksen van blootstellingsmetingen met een gelijke standaarddeviatie ($SD = 2$) en verschillende rekenkundige gemiddelden ($AM = 2; 7; 15$).

relatieve frequentie



Figuur 21. Drie log-normale verdelingen van verschillende meetreeksen van blootstellingsmetingen met een gelijk rekenkundig gemiddelde ($AM = 3$) en verschillende geometrische standaarddeviaties ($GSD = 1,3; 1,8; 3,0$).

relatieve frequentie



Figuur 22. Drie log-normale verdelingen van verschillende meetreeksen van blootstellingsmetingen met een gelijke geometrische standaarddeviatie ($GSD = 2,0$) en verschillende rekenkundige gemiddelden ($AM = 2; 10; 20$).

kelijkheid. Als μ wordt geschat voor een log-normale verdeling met een steekproef met omvang n , dan gelden de volgende berekeningen. Het steekproefgemiddelde m is te berekenen volgens:

$$m = 1/n \sum_{i=1}^n \ln c_i \quad (22)$$

met een spreiding s :

$$s = \left\{ (1/(n-1)) \cdot \sum_{i=1}^n ((\ln c_i) - m)^2 \right\}^{1/2} \quad (23)$$

waarin c_i de gemeten concentratie in monster i voorstelt.

Omdat wordt verondersteld dat $\ln c_i$ normaal verdeeld is, ligt de verwachting m met een bepaalde betrouwbaarheid in het betrouwbaarheidsinterval

$$m - (t_{n-1} \cdot s)/n^{1/2}, m + (t_{n-1} \cdot s)/n^{1/2} \quad (24)$$

Voor de berekening van de betrouwbaarheidsintervallen van m wordt de t-verdeling gebruikt in plaats van de normale (Z-)verdeling, omdat de verdeling van de meetwaarden geschat wordt op basis van n waarnemingen. Het gemiddelde m van de $\ln c_i$ -waarden is een zuivere schatter van het werkelijk gemiddelde μ en de standaardafwijking s is een zuivere schatter van de werkelijke standaardafwijking σ . Het is eenvoudig in te zien dat de mate van nauwkeurigheid van de schatters afhankelijk is van het aantal waarnemingen n waarop de berekeningen van de schatters berusten. De t-verdeling brengt het aantal waarnemingen in rekening bij het berekenen van betrouwbaarheidsintervallen doordat de t-percentielgrenzen afhankelijk zijn van n . De normale verdeling mag in feite alleen gebruikt worden, wanneer μ en σ bekend zijn. In de t-tabel (bijlage 11) wordt afgelezen dat bij voorbeeld voor het t_{95} -punt bij oplopende n de waarde nadert tot het Z_{95} -punt, namelijk 1,645. Grofweg kan worden gesteld dat de Z-tabel bij schattingen van μ en σ pas gebruikt mag worden bij $n > 100$. Het geometrisch gemiddelde (GM) en de geometrische standaarddeviatie (GSD) zijn te berekenen volgens:

$$GM = \exp m \quad (25)$$

of direct volgens:

$$GM = (c_1 \cdot c_2 \cdot \dots \cdot c_n)^{1/n} \quad (26)$$

en:

$$GSD = \exp s \quad (27)$$

Hierin noemt men $\exp(m)$ dan de schatter van het geometrisch gemiddelde. De variatie s^2 heeft als betrouwbaarheidsinterval:

$$(n-1)s^2/c_2, (n-1)s^2/c_1 \quad (28)$$

waarbij c_1 en c_2 uit de tabel van de χ^2 -verdeling (bijlage 9) met $n-1$ vrijheidsgraden wordt verkregen. De GSD heeft dan als betrouwbaarheidsinterval:

$$\exp \{(n-1)s^2/c_2\}^{\frac{1}{2}}, \exp \{(n-1)s^2/c_1\}^{\frac{1}{2}} \quad (29)$$

Controle op (log-)normaliteit kan plaatsvinden door het uittekenen van de cumulatieve verdeling in (log-)waarschijnlijkheidsgrafieken of door toetsing. Voor toetsingen worden de 'normal probability plot correlation coëfficiënt' volgens Filliben (1974) voor $N < 100$ en de W-toets van Shapiro & Wilk (1965) voor $N > 50$ aanbevolen. In statistische programmatuur als SAS (Statistical Analysis Software) is een aantal van deze toetsen vaak standaard aanwezig. Een interessante vraag is nog hoe groot de variatie in de tijd is in verhouding met variatie door bij voorbeeld de analyse- en monsternamefout samen. In tabel 4 zijn de resultaten van stationaire totaalstofmetingen in een papierfabriek weergegeven.

De CV_i was op grond van duplometingen 20 %, matig in vergelijking met de door het NIOSH voorgeschreven 10 %. Voor het resultaat van de eerste meting (7,6 mg/m³) wordt op grond van de CV_i een 95 % betrouwbaarheidsinterval berekend volgens:

$$7,6 \pm 1,96 \cdot 0,20 \cdot 7,6 = 7,6 \pm 3,0$$

Het meetresultaat ligt dus met een waarschijnlijkheid van 95 % tussen de 4,6 en 10,6 mg/m³. Uit de tabel blijkt dat de variatie in de meetresultaten van dag tot dag vele malen groter is dan de onnauwkeurigheid door de monstername- en analysefout (spreidingsbreedte 1,7–37,4 mg/m³). Hetzelfde is ook rekenkundig aan te tonen. De GSD was 2,52. Deze is met onderstaande formule te corrigeren voor de variaties voor de CV_i :

$$s_i^2 = s_o^2 - s_e^2 \quad (30)$$

waarin:

s_i^2 is de werkelijke variantie

s_o^2 is de geobserveerde variantie

s_e^2 is de variantie ten gevolge van meetfouten

Tabel 4. Resultaten totaalstofmetingen in een papierfabriek met geometrisch gemiddelde en geometrisch standaarddeviatie, in mg/m³ (Bron: Burdorf & Heederik, 1983).

Concentraties

7,6	3,1	GM = 5,3 mg/m ³ GSD = 2,5
8,5	6,2	
4,4	37,4	
2,2	13,1	
13,9	1,8	
1,8	1,7	

Uit de CV_i -waarde, (hier als 10 % genomen) en gemiddelde concentratie (berekend als m !) is de standaarddeviatie van de duplometingen te berekenen ($CV_i \cdot m = s$). Deze bedraagt 0,167. De geobserveerde variantie (s_o^2) bedraagt $(\ln 2,52)^2 = 0,85$. De werkelijke variantie bedraagt $(0,85 - 0,167^2) = s_i^2$, zodat de 'werkelijke' geometrische standaarddeviatie gelijk is aan $\exp(0,907) = 2,48$, een reductie van bijna 2 %. Voor deze stationaire stofmetingen was dit een relatief grote fout. Het NIOSH gaat voor de meeste stationaire metingen uit van CV_i -waarden < 5 %. In de praktijk zal de bijdrage van deze fout aan de variatie in meetgegevens daarom kleiner zijn, al bestaan uitzonderingen, zoals asbestbepalingen, of allerlei biologische bepalingen met CV_i -waarden van 20–50 % (Attwood et al. 1986). Bovenstaande berekeningen hebben in de praktijk vaak een beperkte zeggingskracht. De CV_i -waarde wordt meestal op een beperkt aantal metingen gebaseerd, zodat van een ruwe schatting sprake is. Negatieve varianties als uitkomst voor de werkelijke variantie behoeven dan geen verrassing te zijn. Voor persoonsgebonden metingen zijn over het algemeen grotere monsternamefouten te verwachten, in het bijzonder voor stofmetingen. Uit tabel 5 blijkt bij voorbeeld dat duidelijke verschillen in concentratie bestaan afhankelijk van de plaats waar de monsternamekop is bevestigd. De CV_i ($s_{(n-1)}/AM$) berekend op grond van de triplo's bedroeg 35 %, vele malen meer dan wat men bij een stationaire meting kan verwachten. Men mag veronderstellen dat voornamelijk de (CV_m)-monsternamefout hiervoor verantwoordelijk is. Ook blijkt dat de concentratie op de linkerschouder systematisch hoger is. De houding van de lassers is hiervoor verantwoordelijk. Berekening van de CV_i op grond van een duplo (borst, rechterschouder) levert echter nog steeds een waarde van 20 % op. Een vuistregel is dat de monsternamefout bij een meting van respirabel stof wel 25 % kan bedragen. Zolang deze fout willekeurig is, bestaat geen probleem. Uitbreiding van de meetinspanning met een enkele meting doet de betrouwbaarheidsintervallen rond de gemiddelde blootstelling (AM) al zo sterk afnemen dat dit al snel opweegt tegen de kosten van een meetapparaat met een iets kleinere CV_i -waarde. Anderzijds leidt deze fout wel tot grote problemen als uitvoering van meer metingen niet mogelijk blijkt, zoals bij onderzoek naar gezondheidseffecten door acute (piek)blootstellingen.

6.3 Meetstrategieën voor de controle op grenswaarde-overschrijding voor stoffen met een MAC-TGG

6.3.1 Inleiding

De meeste aandacht is uitgegaan naar strategieën om op grenswaarde-overschrijding te controleren. Het bekendst is wel de publikatie van het NIOSH uit de Verenigde Staten door Leidel et al. (1977). Deze geeft aan hoe meetprogramma's voor één of meer dagen moeten worden opgezet en hoe de resultaten ervan moeten worden beoordeeld. Later voorgestelde meetstrategieën zoals die van de WHO (1984) wijken wat betreft de statistische onderbouwing in slechts zeer geringe mate af van de NIOSH-methodiek. Uitzondering hierop vormen de Europese meetstrategieën, waaronder die van Groot-Brittannië (HSE, 1984), die van de Bondsrepubliek Duitsland (TRgA 402, 1984) en die van de European Council of Chemical Manufacturers Federations (CEFIC, 1983), die in hoge mate uitgaan van de beoordeling van de meetgegevens

Tabel 5. Resultaten lasrookmetingen bij lassers, waarbij monsternamekoppen op drie plaatsen op het lichaam zijn geplaatst, in mg/m³ (Bron: Goller & Paik, 1985)

Meting	Rechterschouder	Borst	Linkerschouder
1	12	10	23
2	11	10	9,2
3	5,5	6,6	11,5
4	5,6	8,6	13,0
5	2,7	4,6	6,2
6	4,7	3,9	4,0
7	4,7	4,9	13,0
8	3,2	2,7	3,7
9	2,7	2,9	5,8
10	5,7	8,1	9,6
CV _t (triplo) 35 %			
CV _t (borst, rechterschouder) 20 %			

aan de hand van beslissingsschema's. Dergelijke beslissingsschema's zijn ook door de Europese Gemeenschap (EEG) voor lood en asbest voorgesteld.

Eén van de verschillen tussen de diverse meetstrategieën betreft aspecten als de selectie van de populatie en de definitie van grenswaarden wat betreft middelingsduur en beoordelingsduur (minimale observatietijd). Een extreme uitzondering wordt gevormd door grenswaarden van de Bondsrepubliek Duitsland met een middelingsduur van een jaar.

In de volgende paragrafen wordt voornamelijk van de benadering van het NIOSH uitgegaan. Verschillen tussen de NIOSH-metstrategie en die van andere instanties en overheden worden in de tekst beschreven.

6.3.2 Middelingstijd en spreiding

Als metingen gedurende een hele dag of dienst worden uitgevoerd, is de variatie van dag tot dag (interdagvariatie) van belang. GSD's van 1,3 tot 2,5 komen hierbij veel voor (Corn, 1985). Als kortere middelingstijden worden genomen, gaat ook de variatie binnen een dag (intradagvariatie) een rol spelen. Voor vier-uursmetingen zal de toename in GSD nauwelijks merkbaar zijn, maar bij zeer korte monsternametijden (enkele minuten) neemt de GSD zeer sterk toe. Kortstondige pieken door bepaalde activiteiten of proceskenmerken, afgewisseld met perioden van zeer geringe concentraties luchtverontreiniging, kunnen tot GSD's van 8 leiden (Coker, 1984). Bij raffinaderijpersoneel heeft Coker de personen met behulp van draagbare apparatuur continu bemeten. Uit dit continue signaal heeft hij voor de diverse middelingstijden het GM en de GSD berekend zoals in tabel 6 is weergegeven. De metingen hebben betrekking op één dag. De interdagvariatie zou deze gevonden GSD's nog meer vergroten.

Tabel 6. Intradagvariatie (GSD), geometrisch gemiddelde (GM) en hoogste voorspelde waarde (C_M (95 percentiel waarde)) voor concentraties met verschillende middelingstijden voor een operator op een raffinaderij (Bron: Coker, 1984).

	GSD	GM	C_M
$C_{1 \text{ sec}}$	3,24	0,51	47,8
$C_{10 \text{ sec}}$	3,15	0,51	20,8
$C_{1 \text{ min}}$	2,93	0,54	8,8
$C_{15 \text{ min}}$	2,53	0,70	4,6
$C_{1 \text{ uur}}$	2,23	0,80	2,3
$C_{2 \text{ uur}}$	2,1	0,83	1,7
$C_{8 \text{ uur}}$	1	1	1

6.3.3 Middelingstijd en gezondheidseffect

Zoals uit het voorgaande bleek kan de blootstelling binnen een dag en tussen dagen sterk variëren. De gezondheidkundige relevantie van zulke variaties hangt af van de eigenschappen van de stof waaraan de werkers blootgesteld zijn, en van de grootte en aard van de variatie. Voor een stof als ammoniak, met een snelle directe irriterende werking op de longen, zijn kortstondige excursies boven een acht-uurs gemiddelde meer van belang dan het acht-uurs gemiddelde zelf. Het acht-uurs gemiddelde kan een acceptabel niveau hebben, terwijl de pieken onacceptabel hoog zijn. Een strategie om de concentratie ammoniak in de lucht te evalueren aan de hand van een grenswaarde moet er daarom op zijn gericht om juist deze pieken en de frequentie ervan op te sporen. De vraag is met welke middelingstijden in deze gevallen moet worden gemeten. Roach (1966, 1977) heeft hiervoor een handreiking gegeven. Stel dat de 'body burden' x is te beschrijven met:

$$dx/dt = kC - ax \quad (31)$$

waarin: C de concentratie van de stof in de lucht is, die wordt opgenomen met een snelheid $k \cdot C$. De 'body burden' na een tijd t is x en de eliminatiesnelheid is $a \cdot x$. Hieruit volgt dat:

$$x = \{kC(1 - \exp(-at))\}/a \quad (32)$$

Uitgaande van een 'body burden' 0 op $t = t_0$. Als $C = 0$, dan daalt de concentratie exponentieel met een halfwaardetijd (T) van:

$$T = (\ln 2)/a = 0,693/a \quad (33)$$

Als $t \rightarrow \infty$ en a is zeer groot (dus een zeer korte halfwaardetijd), dan blijkt dat x proportioneel is met C . Als $t \rightarrow \infty$ en a is zeer klein (zeer trage verwijdering en lange halfwaardetijd), dan neemt x evenredig toe met $C \cdot t$, oftewel x is proportioneel met de cumula-

tieve blootstelling. Hieruit blijkt dat de dosis D gelijk is aan $k \cdot C \cdot t$, zodat uit formule 32 volgt dat:

$$x = \{D(1 - \exp(-at))\} / at \quad (34)$$

De 'body burden' x ligt tussen de 90 % en 100 % van D als $a \cdot t < 0,2$ of $(t/T) < 0,3$. Door nu de middelingstijd t van een meting op $0,3 T$ vast te leggen, kan de maximale 'body burden' nooit meer dan 10 % boven het hoogst gemeten niveau liggen, ongeacht de grootte van pieken met een kortere duur dan deze $0,3 T$. De monsternameduur is dus in het ideale geval kleiner dan $0,3 T$. In gevallen waarin de halfwaardetijd onzeker of onbekend is, wordt de beste bescherming geboden als in de meetstrategie wordt uitgegaan van metingen met een korte middelingsduur. In paragraaf 7.3 wordt uitgebreider op deze problematiek ingegaan. Bovenstaande overwegingen vormen ook de basis voor een differentiatie in MAC-waarden op grond van de middelingsduur.

6.3.4 Grenswaarden

Bij de beoordeling van de blootstelling aan luchtverontreiniging spelen grenswaarden een cruciale rol. In Nederland zijn de MAC-waarden (Maximaal Aanvaarde Concentratie) van toepassing: 'De MAC is een bestuurlijk vast te stellen maximale aanvaarde concentratie van een gas, damp, nevel of van stof in de lucht op de werkplek. Bij de vaststelling ervan wordt zo veel mogelijk als uitgangspunt gehanteerd dat die concentratie bij herhaalde blootstelling ook gedurende een langere of zelfs een arbeidsleven omvattende periode—voor zover de huidige kennis reikt—in het algemeen de gezondheid van zowel de werknemers als hun nageslacht niet benadeelt' (AI, 1985a).

6.3.4.1 Procedure

Als uitgangspunt voor de Nationale MAC-lijst heeft in eerste instantie de 'Threshold Limit Value'-lijst (TLV) van de American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) gediend (ACGIH, 1985b). Jaarlijks worden tien tot vijftien MAC-waarden herzien volgens een drietraps-procedure. Deze bestaat eruit dat de Werkgroep van Deskundigen (WGD) een MAC-waarde vaststelt op grond van gezondheidskundige overwegingen. De Commissie Grenswaarden Gezondheidsgevaarlijke stoffen (de vroegere Nationale MAC Commissie), die is ondergebracht bij de Arboraad, bekijkt tot welke sociaal-economische en/of technische problemen de invoering van de door de WGD voorgestelde MAC-waarden kunnen leiden. Op grond van haar bevindingen stelt deze commissie een beleidsadvies op voor de Directeur-Generaal van de Arbeid over de te hanteren MAC-waarde. De Directeur-Generaal van de Arbeid stelt de MAC-waarde vast en publiceert deze in een persbericht. De MAC-waarde kan ook in een korte procedure worden bijgesteld, bij voorbeeld omdat een wijziging in de TLV is opgetreden (Notten, 1979; Zielhuis & Notten, 1979).

6.3.4.2 Typen MAC-waarden

In de Nationale MAC-lijst worden waarden voor MAC-TGG (tijdgewogen gemiddel-

de) en voor MAC-C ('ceiling', plafond) gehanteerd. Er wordt een MAC-TGG voor 8 uur en één voor 15 minuten onderscheiden. Onder de MAC-TGG voor 8 uur verstaat men de maximaal aanvaarde concentratie bij een blootstellingsduur van 8 uur per dag en niet meer dan veertig uur per week. Bij overschrijding van de blootstellingsduur dient een overeenkomstig verlaagde MAC-TGG te worden gehanteerd. Een MAC-TGG voor acht uur laat kortdurende overschrijdingen toe. Slechts voor enkele stoffen zijn deze kortdurende overschrijdingen vastgesteld als MAC-TGG waarden voor 15 minuten. Het voornemen bestaat om voor die stoffen waarvoor (nog) geen MAC-TGG voor 15 minuten is vastgesteld, een waarde van twee maal de MAC-TGG voor 8 uur bij een kortdurende overschrijding van deze MAC-TGG voor 8 uur te hanteren. Het is duidelijk dat aan deze factor twee geen gezondheidkundige redenering ten grondslag ligt. Onder MAC-C wordt het maximaal aanvaarde concentratieplafond verstaan. Overschrijdingen van deze concentratie moet altijd worden voorkomen. Deze aanduiding wordt toegepast bij stoffen waarvan de MAC-waarden (mede) zijn gebaseerd op een snel optredende toxische werking. Over het algemeen zijn dit stoffen met een korte halfwaardetijd (6.3.3). De Nederlandse definitie is niet aangevuld met een criterium voor de beoordelingsduur. In de Bondsrepubliek Duitsland, Groot-Brittannië en de Verenigde Staten hanteert men beoordelingstijden van respectievelijk 5, 10 en 15 minuten.

MAC-waarden hebben geen directe wettelijke status maar worden gehanteerd tegen de achtergrond van het Veiligheidsbesluit voor fabrieken of werkplaatsen van 1938, dat nu is opgenomen in de Arbowet. Voor een aantal stoffen bestaan wel wettelijke grenswaarden, bij voorbeeld voor asbest in het Asbestbesluit (TGG over 4-uur!)(1977) en voor vinylchloride in het Besluit inzake het vinylchloride-monomeer (TGG over 1 jaar!)(1982).

In het algemeen hanteert men in het buitenland een zelfde indeling in MAC-waarden. Alleen in de Bondsrepubliek Duitsland heeft men een meer gedifferentieerd systeem, waarin onderscheid wordt gemaakt tussen; stoffen met een lokaal irriterende werking (1), stoffen die worden geresorbeerd (2 + 3), stoffen met een zwakke toxische potentie (4) en sterk geurende stoffen (5). De categorieën 2 en 3 kennen weer een onderverdeling op grond van de halfwaardetijd. Op basis van de categorie en de halfwaardetijd zijn kortdurende overschrijdingen van de MAC-TGG vastgelegd als factor van de MAC-TGG (2, 5 of 10 maal de MAC-TGG). Hetzelfde geldt voor de middelingstijd van deze kortdurende overschrijdingen. Deze kan 5, 10, 30 of 60 minuten bedragen (TRgA 900, 1985).

6.3.4.3 Relativering van het gebruik van MAC-waarden

MAC-waarden zijn bestuurlijke waarden. Hoewel zo veel mogelijk gezondheidkundige overwegingen ten grondslag liggen aan de MAC-waarden, is dit niet altijd het geval, bij voorbeeld wanneer het advies van de WGD niet is gevolgd in de uiteindelijke besluitvorming. Het blijkt op grond van beschikbare toxicologische en epidemiologische literatuur niet goed mogelijk een 'no adverse effect level' aan te geven. Roach (1981) kwam bij een beoordeling van de TLV-waarden uit 1976 tot schrikbarende conclusies. Hij vond dat van de 612 gepubliceerde TLV-waarden voor 195 stoffen ervaringen bij mensen beschikbaar zijn. Slechts bij 63 van deze 195 stoffen waren er gegevens

uit de industriële omgeving beschikbaar, bij 8 daarvan was de onderzochte populatie groter dan 200 mensen. Roach vond ook dat grenswaarden vaak hoger zijn vastgesteld dan de concentraties waarbij geen effecten waren geconstateerd bij de onderzochte populaties. Deze bevindingen van Roach (1981) worden uitvoeriger dan hier, behandeld in het artikel dat Joosting (1981) publiceerde. De aanbeveling van Roach is dat er, wanneer men er zeker van wil zijn dat geen nadelige effecten op de gezondheid optreden, naar werkplekconcentraties gestreefd moet worden die circa 1/5 tot 1/10 van de MAC-waarden zijn. In het licht van de resultaten van Roach's speurwerk verdient de opmerking van de vroegere Nationale MAC Commissie dat 'gestreefd moet worden naar concentraties die zo ver mogelijk beneden de vastgestelde MAC-waarden liggen' meer nadruk dan ze nu krijgt. Bij de laatste versie van de Nationale MAC-lijst is een supplement gevoegd waarin een schatting van de onderbouwing van de diverse MAC-waarden wordt gegeven. Een apart punt vormen de stoffen met carcinogene eigenschappen. De meningen zijn onder meer verdeeld over de vraag of er wel of geen 'no-response level' bestaat voor deze stoffen. Een overzicht van de verschillende argumenten voor en tegen geeft het artikel van Truhaut (1980). Ook de normstelling ten aanzien van carcinogenen geeft een divers beeld. De OSHA gaat uit van het gegeven dat er nog geen methoden bestaan waarmee 'no-response levels' kunnen worden vastgesteld. Ook in de Bondsrepubliek Duitsland gelooft men niet in 'no-response levels'. Voor carcinogenen worden momenteel nog 'Technische Richtkonzentrationen' (TRK-waarden) vastgesteld, die niet moeten worden gezien als veilige grenswaarden, maar als streefwaarden die steeds bijgesteld worden afhankelijk van de technische haalbaarheid om blootstellingen te verlagen (TRgA 401, 1979). De TLV-lijst van de ACGIH geeft voor sommige carcinogenen wel en voor andere geen TLV op, al naar gelang er volgens de ACGIH een 'no-response level' is vastgesteld. In Nederland heeft de WGD een advies uitgebracht waarin werd voorgesteld grenswaarden te gaan opstellen op basis van berekeningen via het 'one-hit'-model. De WGD stelde dat het 'one-hit'-model het enige model is waarmee 'in principe voor een kankerverwekkende stof een concentratie is vast te stellen waarvan met een zekerheid grenzende waarschijnlijkheid kan worden gesteld dat hierbij bepaald kankerrisico niet wordt overschreden' (WGD, 1980). Momenteel is een beleid voor carcinogenen bij de Arboraad in voorbereiding gebaseerd op een voorstel van de WGD en de vroegere Nationale MAC Commissie (Arboraad, 1986). Kenmerkend in de voorstellen is dat een onderscheid wordt gemaakt in carcinogenen waarvoor wel een MAC-waarde kan worden vastgesteld (beleidscategorie A) en stoffen waarvoor dit niet kan (beleidscategorie B). Deze indeling wordt gemaakt op grond van het werkingsmechanisme en de potentie van de stof. Naast dit algemene beleid gelden al langer richtlijnen voor een aantal carcinogenen op grond van EEG-bepalingen of nationale wetgeving. Van eenduidigheid in de opvattingen over carcinogenen kan dus niet worden gesproken. Wel internationaal aanvaard is een lijst met 26 chemische stoffen en industriële bewerkingen, opgesteld door het International Agency for Research on Cancer (IARC, 1978), die beschouwd worden als humane carcinogenen. Daarnaast zijn er nog enkele tientallen stoffen en bewerkingen die ervan verdacht worden humaan carcinogeen te zijn.

6.3.4.4 *Gecombineerde blootstelling*

In veel industriële situaties zullen de werkers aan diverse stoffen tegelijk worden blootgesteld. Meestal zal dan één stof dominant voorkomen en de overige in veel mindere mate, maar ook zijn er situaties waarin verschillende stoffen voorkomen die alle in concentratie in de buurt van de grenswaarde liggen. Wanneer meer stoffen tegelijkertijd worden opgenomen kunnen deze op elkaars toxiciteit een additieve, een potentiërende of een depotentiërende werking uitoefenen of geheel onafhankelijk van elkaar zijn. In het laatste geval gelden gewoon de grenswaarden voor de afzonderlijke componenten, bij voorbeeld bij blootstelling aan lood en zwavelzuurdampen. Moeilijker is het wanneer de effecten niet duidelijk van elkaar verschillen, bij voorbeeld bij blootstelling aan een mengsel van organische oplosmiddelen. Wanneer niet bekend is dat de verschillende componenten elkaars werking versterken – dit is zelden bekend omdat onderzoek hiernaar pas op beperkte schaal is verricht –, gaat men uit van additie. De som van de concentraties gedeeld door de MAC moet dan kleiner zijn dan 1:

$$c_1/MAC_1 + c_2/MAC_2 + \dots + c_n/MAC_n \leq 1 \quad (35)$$

Een vorm van blootstelling aan diverse stoffen die op een ander vlak ligt, is de blootstelling aan stoffen buiten de werksfeer. Ook deze gecombineerde blootstelling kan een additief of potentiërend effect hebben. Als (klassiek) voorbeeld kunnen werkers worden genoemd die tijdens hun werk blootgesteld zijn aan organische oplosmiddelen en, thuisgekomen na gedane arbeid, al na één borrel dronken zijn. Joosting (1981) gaat in op de gecombineerde effecten van roken en blootstelling aan industriële stoffen. Het artikel zet aan tot een principiële discussie over de vraag of bij het stellen van grenswaarden rekening gehouden moet worden met de vrijwillige consumptie van middelen die een negatief effect hebben op de gezondheid. De mensen komen hierdoor in feite met een ‘achtergrond-gezondheidseffect’ naar hun werk, terwijl de grenswaarden gebaseerd zijn op het enkelvoudige effect van een stof bij gezonde, meestal mannelijke werkers.

6.3.4.5 *Ongewone situaties*

In ongewone situaties behoeft de MAC-waarde niet meer per se goede bescherming te bieden. Met de term ‘ongewoon’ wordt hier niet bedoeld op abnormale situaties, maar meer op situaties die min of meer buiten het geldigheidsgebied van de grenswaarden vallen of waarvoor de grenswaarde moeilijk interpreteerbaar is. De huidige grenswaarden zijn vastgesteld op basis van te verwachten effecten bij gezonde mannelijke werknemers. Voor veel stoffen geldt dat er geen verschil is in toxiciteit bij mannen en vrouwen (Stijkel et al., 1983). Voor een aantal andere is dat echter wel het geval. Zo zijn vrouwen gevoeliger voor de blootstelling aan lood. Mannen zijn bij voorbeeld gevoeliger voor hormonen, waaraan ze kunnen worden blootgesteld tijdens de productie van anticonceptiva. In de normstelling zijn daarom voor lood aparte grenswaarden opgesteld. Bij interpretatie van metingen van blootstellingen zal de arbeidshygiënist rekening moeten houden met een mogelijke ongelijke gevoeligheid van vrouwelijke

en mannelijke werkers. Of het verschil in grenswaarden voor vrouwen en mannen blijft bestaan is nog onbekend. Op dit moment worden beleidsadviezen afgewacht.

MAC-waarden gelden in het algemeen voor werkdagen van 8 uur en een werkweek van 40 uur. Hiervan wordt nogal eens afgeweken, bij voorbeeld bij overwerk of bij volcontinuidiensten die werken met ploegensystemen met een 10- of zelfs een 12-urige werkdag, waarbij er dan minder werkdagen gemaakt worden. Evenzeer zouden de MAC-waarden aangepast kunnen worden bij korter werken. De laatste jaren is er over dit onderwerp veel gepubliceerd. De OSHA (1978) kent een wettelijke regeling voor werkcycli die afwijken van 5×8 uur. Het vreemde is echter dat OSHA alleen aanpassing van TLV-waarden voorschrijft bij een kortere werkdag, namelijk een verhoging met een factor F :

$$F = 8/t \quad (36)$$

Waarbij t gelijk is aan het aantal uren dat per dag gewerkt wordt. Voor werkdagen langer dan 8 uur gelden de gewone TLV-waarden. Het NIOSH (1977) gaat al verder en past de TLV-waarden ook aan bij langere werkdagen, ook volgens bovengenoemde correctie. In de Bondsrepubliek Duitsland worden er vaste correctiefactoren gehanteerd, die afhangen van het aantal uren dat dagelijks per dienst wordt gewerkt en het aantal diensten per jaar (TRgA 402, 1984). In de Nederlandse meetstrategie voor asbest worden deze factoren ook gehanteerd (WGD, 1985). Het uitgangspunt van de zeer simpele omrekeningsfactoren van OSHA en het NIOSH is dat het effect van de stof lineair evenredig is met de blootstellingstijd. In werkelijkheid verlopen de opslag van een stof in het lichaam en de uitscheiding van die stof volgens exponentiële relaties. Door Roach (1978) en Hickey & Reist (1979) zijn er daarom modellen ontwikkeld voor aanpassing van de grenswaarde die uitgaan van de lengte van de werkdag, de tijd tussen de werkdagen en de biologische halfwaardetijd van de stof in kwestie. Het voert te ver om deze modellen hier te behandelen; belangstellenden worden verwezen naar genoemde publikaties van Roach en Hickey & Reist.

Roach (1978) concludeert, dat voor stoffen met een erg korte en stoffen met een erg lange biologische halfwaardetijd de grenswaarde weinig tot niet hoeft te worden aangepast. Een voorbeeld uit de eerste categorie zijn stoffen met MAC-C-waarden en andere waarvan de biologische halfwaardetijd minder is dan een uur. Tot stoffen met een lange biologische halfwaardetijd (meer dan 500 uur) behoren onder meer kwartshoudende deeltjes. Voor deze stoffen kan volgens Roach de grenswaarde verlaagd of verhoogd worden via:

$$F^w = 38/t_w \quad (37)$$

waarin t_w het gemiddeld aantal werkuren per week en F^w de vermenigvuldigingsfactor voor de grenswaarde voorstelt.

Fysische factoren als hitte, ultraviolette en ioniserende straling, vochtigheid, en zware arbeid kunnen het lichaam extra belasten waardoor de nadelige effecten eerder kunnen optreden. De ACGIH (1985b) zegt hierover in haar woord vooraf op de TLV-lijst dat 'although most threshold limits have a built-in safety factor to guard against adverse effects to moderate deviations from normal environments, the safety factors of most

substances are not of such a magnitude as to take care of gross deviations'. Tot dergelijke omstandigheden moeten vooral combinaties van zware arbeid en hoge temperaturen gerekend worden. In die situaties heeft de werker een sterk verhoogd ademminuutvolume en – van belang bij via de huid opneembare stoffen – zijn de huidporiën meer geopend. Op dit laatste heeft ook de luchtvochtigheid invloed. Biologische grenswaarden zouden al deze invloeden kunnen verdisconteren. De biologische monitoring is echter maar voor een beperkt aantal contaminanten beschikbaar en biologische grenswaarden worden nog slechts zelden officieel gebruikt. Wel zijn er voor een aantal stoffen biologische monitoring-methoden ontwikkeld waarbij de biologische parameter correleert met de concentratie in de omgevingslucht, zodat met die methoden de belasting in arbeidsomstandigheden die afwijken voor wat betreft de fysieke belasting, beter is te bepalen dan met luchtmetingen.

Als laatste uit de rij van omstandigheden waarbij grenswaarden voorzichtig dienen te worden geïnterpreteerd, kunnen situaties genoemd worden waarin sprake is van diverse opnamewegen van een stof. In de eerste plaats zijn dat de stoffen die ook via de huid opgenomen kunnen worden. De grenswaarden hebben betrekking op luchtconcentraties waarbij nadelige effecten worden verwacht bij blootstelling door opname via de longen. De Nationale MAC-lijst stelt dat bij gebruik van via de huid opneembare stoffen adequate maatregelen moeten worden getroffen om opname via de huid te voorkomen. Opname via de huid speelt voornamelijk een rol wanneer er contact is met de vloeibare stof.

Riihimäki & Pfaffli (1978) onderzochten de hoeveelheid geabsorbeerde oplosmiddel bij vrijwilligers die $3\frac{1}{2}$ uur met de huid blootgesteld werden aan 2610 mg/m^3 xyleen, 2520 mg/m^3 styreen, 2250 mg/m^3 toluen, 3240 mg/m^3 1,1,1-trichloorethaan en 4080 mg/m^3 tetrachloorethyleen, alle in de gasfase. De opgenomen hoeveelheid xyleen, de best absorberende stof, kwam overeen met de opname via inhalatie gedurende $3\frac{1}{2}$ uur van een concentratie van $43,5 \text{ mg/m}^3$. De onderzoekers concluderen dan ook dat absorptie via de huid vanuit de gasfase een zeer geringe rol speelt in vergelijking met inhalatie en opname via de huid vanuit de vloeistoffase. Notten (1981) stelt echter dat voor een reeks van stoffen vanuit de dampvorm de huid wel degelijk een belangrijke toevoerweg kan zijn. Als voorbeeld noemt hij aniline, waarbij de verhouding tussen ingeademde en door de huid opgenomen hoeveelheid bij mensen in normale werkkleding 2,5 : 1 bedraagt. Om huidcontact te vermijden worden speciale handschoenen en schoenen gebruikt. Nelson et al. (1981) melden de resultaten van permeatietesten van 29 chemicaliën bij 28 soorten handschoenen. Het onderzoek bevestigt opnieuw dat er geen uniforme beschermende handschoen is die bestand is tegen alle chemicaliën. Van recente datum zijn ook de publikaties van Williams (1981) en Henry & Schlatter (1981), die procedures beschrijven om handschoenen en schoenen te testen op de doorlatendheid van chemicaliën.

Een ander geval waarin er sprake is van diverse opnamewegen, is de 'finger-shunt'. Dit speelt voornamelijk een rol bij deeltjesvormige verontreinigingen. Doordat door depositie het omgevingsmilieu verontreinigd is, bestaat de mogelijkheid voor orale opname van deeltjes via de handen. Dit kan het geval zijn bij neuspeuteren, eten en drinken op de werkplek zonder de handen gewassen te hebben, het draaien van shag, het stoppen van een pijp, etc. Een goede hygiëne, niet alleen van de werker zelf, maar ook van het bedrijf als geheel, kan deze opnameroute voor een deel elimineren.

6.3.5 Bij wie wordt gemeten?

6.3.5.1 'Worst case'-benadering

In de Verenigde Staten geldt de regel dat bij controle op grenswaarde-overschrijding het meetprogramma gericht moet zijn op de 'employee believed to have the greatest exposure'. Dit wordt wel het meten van de 'maximum-risk employee' of 'worst case'-monitoring genoemd. Met deze 'maximum-risk employees'-strategie is het mogelijk met relatief weinig metingen een indruk te krijgen van het risico dat grenswaarden worden overschreden. Men kan het ook ruimer zien en stellen dat hiermee inzicht wordt verkregen in de belasting van de hoogst blootgestelde groep. Wanneer bij de 'maximum-risk employees' geen grenswaarde-overschrijding wordt geconstateerd, zal dit ook niet het geval zijn bij de overige werkers. Wanneer wél grenswaarde-overschrijding wordt waargenomen, kan het monitoring-programma worden uitgebreid tot de overige werkers. De selectie van de 'maximum-risk employees' kan in sommige gevallen simpel zijn. Dit is het geval wanneer er in het verleden reeds metingen verricht zijn of wanneer door observatie van de werkomstandigheden en gesprekken met de werkers duidelijk is wie tot deze categorie behoren. Bij een dergelijke beoordeling tellen omstandigheden als afstand tot de bron, soort werk en mate van inspanning een rol (hoofdstuk 2).

Bij grote mobiliteit van de werkers of bij een min of meer uniforme blootstelling zal het moeilijk zijn de 'maximum-risk employees' op het oog aan te wijzen. In dat geval moet gewerkt worden met een aselechte steekproef uit de groep van werkers van wie de belasting gecontroleerd moet worden. Het doel dat met deze steekproef wordt bereikt is, dat deze met een hoge betrouwbaarheid ten minste één werker zal bevatten die tot de 'maximum-risk employees' behoort. Hierbij zijn twee parameters van belang. Ten eerste: wie worden beschouwd als de 'maximum-risk employees'? Zijn dat de werkers die behoren tot de 10 % hoogste blootstellingsgroep, tot de 20 % hoogste blootstellingsgroep, etc.? In de tweede plaats: welke onbetrouwbaarheid wordt geaccepteerd in de steekproef? Wanneer bij een onbetrouwbaarheid van 5 % een steekproef genomen wordt, is de kans 5 % dat er niemand uit de hoogst belaste groep in de steekproef zit. Afhankelijk van deze twee parameters kan het aantal werkers (n) uit de totale groep (N) berekend worden, waarbij gemeten moet worden om met een onbetrouwbaarheid van 1 % ten minste één persoon uit de x % hoogste blootstellingsgroep in de steekproef te hebben. Het voert te ver om hier in te gaan op de precieze steekproeftechniek van deze methode; belangstellenden worden verwezen naar Leidel et al. (1977). In tabel 7 zijn vier gevallen opgenomen waarin het minimum aantal werkers voor de steekproef gegeven is als functie van de totale groep bij verschillende onbetrouwbaarheden en de hoogste blootstellingsgroep. Opgemerkt moet nog worden dat de trekking van n uit N aselekt moet gebeuren (bij voorbeeld met een lotingstabel of een computerprogramma).

6.3.5.2 Zoneren

In de meetstrategie van de WHO (1984) wordt uitgegaan van de zoneringsstrategie

Tabel 7. Minimum aantal werkers (n) uit een groep van N, waarbij de blootstelling gemeten moet worden om met onbetrouwbaarheid a% tenminste een persoon uit de x% hoogste blootstellingsgroep in de steekproef te hebben (Bron: Leidel et al., 1977).

x	Betrouwbaarheid	Groepsgrootte (N)	Steekproefomvang (n)
10 %	0,90	1- 7	1- 7
		8	7
		9	8
		10	9
		11-12	10
		13-14	11
		15-17	12
		18-20	12
		21-24	14
		25-29	15
		30-37	16
		38-49	17
		50	18
		∞	22
10 %	0,95	1-11	1-11
		12	11
		13-14	12
		15-16	13
		17-18	14
		19-21	15
		22-24	16
		25-27	17
		28-31	18
		32-35	19
		36-41	20
		42-50	21
		∞	29
20 %	0,90	1- 5	1- 5
		6	5
		7- 9	6
		10-14	7
		15-26	8
		27-50	9
		51- ∞	11
20 %	0,95	1- 6	1- 6
		7- 8	6
		9-11	7
		12-14	8
		15-18	9
		19-26	10
		27-43	11
		44-50	12
		51- ∞	14

zoals deze door Corn en Esmen (1979) is beschreven. Deze zonering is een hypothetische zonering, niet per se ruimtelijk gedefinieerd in een bepaalde werkplek, maar volgend aan een viertal voorwaarden:

- de werkers in de zone moeten dezelfde taken vervullen;
- de werkers moeten aan dezelfde stof zijn blootgesteld (voor meerdere stoffen kan de werker deel uitmaken van verschillende zones);
- de omgeving van de werkers moet vergelijkbaar zijn wat betreft ventilatie, uitrusting, technologisch niveau, etc.;
- de werkers moeten identificeerbaar zijn.

Uit deze voorwaarden blijkt al dat een uitgebreide taakanalyse deel moet uitmaken van het indelingsproces—een belangrijk verschil met de ‘worst case’-benadering van het NIOSH. Bij deze indeling in zones kan het uniforme takensysteem van Esmen (1979) behulpzaam zijn. Zoals in latere voorbeelden zal blijken, vormt het indelingsproces waarschijnlijk het belangrijkste onderdeel van deze strategie, omdat dit de basis vormt voor de verdere statistische analyse. Bij deze strategie wordt ervan uitgegaan dat het zoneringsproces tot homogene blootstellingsgroepen leidt. Dement et al. (1983) hebben al aangegeven dat dit niet zo hoeft te zijn. Ook al oefenen alle werkers in een zone dezelfde taken uit, dan hoeft de tijdsbesteding niet gelijk te zijn. Als dit leidt tot ‘inhomogeniteit’, dan moeten de groepsleden opnieuw gerangschikt worden. Dement et al. (1983) stellen een berekening van de persoonlijke blootstelling voor, waarin de blootstelling per taak en de tijdsduur per taak zijn verwerkt. Ze gaan hierbij uit van Esmen's 12 uniforme taken (UT's):

$$c_8 = \sum_{i=1}^{12} c_i t_i \quad (38)$$

waarin:

t_i tijdsbesteding voor taak i ($0 \leq i \leq 8$)

c_i blootstelling tijdens uitoefening van taak i

c_8 berekende daggemiddelde-blootstelling.

Een belangrijk voordeel van de zonebenadering is dat in principe een overzicht wordt verkregen van de blootstellingsniveaus van alle blootgestelden. Daarom is deze benadering ook voor epidemiologisch onderzoek bruikbaar. Door een aantal chemische industrieën wordt van deze strategie gebruik gemaakt. Een nadeel vormt de taakanalyse en de grotere meetinspanning. Aan het laatste kan gedeeltelijk tegemoet worden gekomen door de zones steekproefsgewijs te bemeten en de metingen in de tijd te spreiden.

6.3.5.3. *Schattingstechnieken*

Ook de in hoofdstuk 2 besproken methode voor kwalitatieve schatting van de blootstelling aan chemische stoffen kan leiden tot min of meer homogene blootstellingsgroepen (hoofdstuk 7). Over het algemeen wordt, als van schattingstechnieken gebruik wordt gemaakt, de populatie op grond van bepaalde criteria in oplopende expositiecategorieën ingedeeld. De criteria kunnen betrekking hebben op de kans op blootstelling, de mate, de frequentie en de duur van blootstelling.

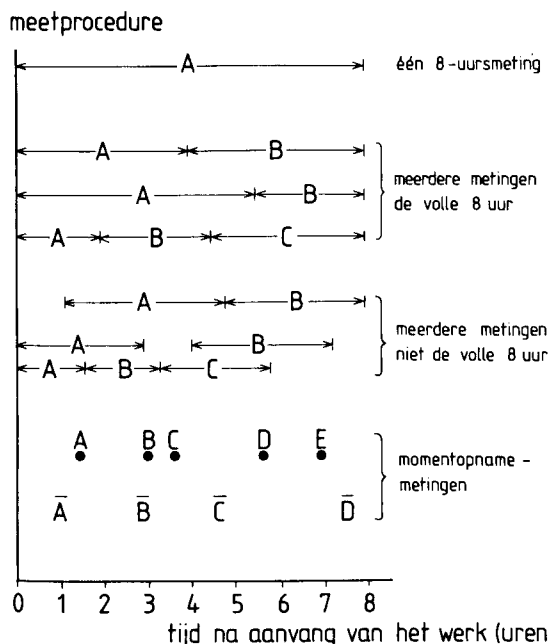
6.3.6 Hoe lang en hoe vaak wordt gemeten

Zoals in hoofdstuk 5 is gebleken, is een meetresultaat niet een eenduidige waarde, maar heeft het een onnauwkeurigheid vanwege de monstername- en analysefout. Rondom het meetresultaat kan een betrouwbaarheidsinterval worden geconstrueerd waarin met een bepaalde mate van waarschijnlijkheid de echte waarde zal liggen. De nauwkeurigheid van een meting en het daarbij behorende betrouwbaarheidsinterval speelt ook een rol bij het beoordelen van de meetwaarde in relatie tot de grenswaarde. Ook de monsterduur en -frequentie zijn van invloed op dat betrouwbaarheidsinterval van het meetresultaat. Aan de hand van de verschillende soorten meettypen zal deze invloed worden aangetoond.

Voor stoffen met een MAC-TGG-waarde (stoffen met een MAC-C-waarde worden in 6.3.9 behandeld) zijn de verschillende typen metingen schematisch weergegeven in figuur 23. In de figuur worden de volgende typen onderscheiden.

1. Een 8-uurs meting ('full-period single sample')

De nauwkeurigheid van het meetresultaat is hierbij alleen afhankelijk van de fout in monstername- en analysemethode. De intradagvariatie is nul. Met behulp van de CV-waarde van de methode kan een betrouwbaarheidsinterval van het meetresultaat berekend worden. Dit zal steeds worden gedaan voor een tweezijdig 95 % betrouw-



Figuur 23. Schematisch overzicht van de verschillende meetprocedures voor stoffen met een 8-uurs MAC-TGG-waarden. (Bron: Leidel et al., 1977.) A: eerste meting. B: tweede meting, enz.

baarheidsinterval. In dit voorbeeld wordt dat voor het meetresultaat c :

$$c \pm 1,96 \cdot CV \cdot c \quad (39)$$

waarbij de CV-waarde als fractie gehanteerd moet worden (niet procentueel).

2. Meer aaneensluitende metingen, die de volle 8 uur dekken ('full-period consecutive samples')

Hiermee worden bij voorbeeld twee 4-uurs metingen bedoeld of 8 metingen van elk 1 uur. De tijdsgewogen gemiddelde concentratie c wordt berekend volgens:

$$c = (t_1 c_1 + t_2 c_2 + t_n c_n) / T \quad (40)$$

waarin T de totale monstertijd is (hier 8 uur); n het aantal metingen; c_i de concentratie tijdens de i -de meting; t_i de tijdsduur van de i -de meting.

De fout in het eindresultaat c is een combinatie van de fouten in de afzonderlijke meetwaarden c_i . Deze fouten kunnen elkaar versterken of verzwakken. De statistische theorie leert dat bij optellen van de afzonderlijke waarden de fout in het totaalresultaat kleiner wordt naarmate er meer metingen verricht zijn. Toegepast op ons geval levert dit het volgende op:

a) wanneer de monsterduren van de verschillende metingen min of meer gelijk zijn (4×2 uur, 8×1 uur, etc.) en de concentraties c_i ook min of meer gelijk zijn, wordt het 95 %-betrouwbaarheidsinterval gegeven door:

$$c \pm (1,96 \cdot CV \cdot c) / n^{\frac{1}{2}} \quad (41)$$

b) wanneer de monsterduren van de verschillende metingen niet gelijk zijn (bij voorbeeld vijf metingen van respectievelijk 4, 1, $1\frac{1}{2}$, $1\frac{1}{2}$ uur) en de concentraties min of meer gelijk zijn, wordt het 95 %-betrouwbaarheidsinterval gegeven door:

$$c \pm \{1,96 \cdot CV \cdot c \cdot (t_1^2 + t_2^2 + \dots + t_n^2)^{\frac{1}{2}}\} / T \quad (42)$$

c) wanneer de monsterduren min of meer gelijk zijn en de concentraties niet, wordt het 95 %-betrouwbaarheidsinterval gegeven door:

$$c \pm \{1,96 \cdot CV \cdot (c_1^2 + c_2^2 + \dots + c_n^2)^{\frac{1}{2}}\} / \{T \cdot (1 + CV^2)^{\frac{1}{2}}\} \quad (43)$$

en wanneer zowel de monsterduren als de concentraties ongelijk zijn:

$$c \pm \{1,96 \cdot CV \cdot (t_1^2 c_1^2 + t_2^2 c_2^2 + \dots + t_n^2 c_n^2)^{\frac{1}{2}}\} / \{T \cdot (1 + CV^2)^{\frac{1}{2}}\} \quad (44)$$

3. Diverse metingen op een werkdag, die niet de volle acht uur dekken ('partial-period consecutive samples')

Voor de foutberekening in het uiteindelijke resultaat gelden dezelfde regels en formules als bij 2. Alleen geldt hier niet dat T gelijk is aan acht uur. Het cruciale punt bij deze meetmethode is dat ook de niet gemonsterde periode mee beoordeeld wordt.

De intradagvariatie speelt hier een belangrijke rol en brengt dus een onzekerheid in de schatting. Deze komt echter niet tot uitdrukking in de betrouwbaarheidsintervallen, zodat dergelijke metingen beter vermeden kunnen worden. Het meest voor de hand liggend en gezondheidkundig reeël is te veronderstellen dat de concentraties tijdens de niet-gemonsterde perioden gelijk zijn aan het tijdgewogen gemiddelde. Een pikant detail hierbij is dat de Amerikaanse wetgeving ervan uitgaat dat bij metingen door de overheid de blootstelling tijdens de niet-gemonsterde perioden gelijk is aan nul. In de Bondsrepubliek Duitsland stelt men dat men, als de meting ten minste 4 uur heeft geduurd, deze gelijk mag stellen aan de 8-uurs TGG.

Leidel et al. (1977) merken op dat 'partial-period sampling' ten minste circa 70 % van de werktijd moet omvatten. Bij kortere perioden verdient 'grab sampling' de voorkeur. Beide dragen grote onzekerheid in zich, omdat gedurende een deel van de werkdag niet gemonsterd wordt. Onderzoek van TNO wijst erop dat in de meeste situaties de intradagvariatie zo groot is dat monsterdereuren korter dan zes uur in de meeste situaties niet acceptabel zijn voor stationaire metingen als men de acht-uurs gemiddelde blootstelling wil schatten (Stellingwerf, 1981; Brink & Wolbink, 1986). Voor monstername met middelingstijden kleiner of gelijk aan twee uur wordt in de Bondsrepubliek Duitsland het aantal metingen voorgeschreven; bij voorbeeld bij een monsternameduur van 10 s moeten ten minste 30 metingen worden verricht (TRgA 402, 1984).

4. Momentopnamemetingen ('grab samples')

Dit meettype wordt gebruikt wanneer het vanwege de beschikbare meetmethode slechts mogelijk is kortdurende metingen te verrichten met een monsterveduur in de orde van grootte van seconden tot minuten. (Voor stoffen met een MAC-C-waarde moeten juist 'grab samples' genomen worden; zie hiervoor 6.4.) De momenten van 'grab sampling' worden 'at random' vastgesteld. Evenals bij de 'partial-period sampling' wordt hier in bepaalde perioden van de werkdag niet gemonsterd. In de NIOSH-strategie wordt ervan uitgegaan dat de meetwaarden verkegen door 'grab sampling' log-normaal verdeeld zijn. Wanneer van de afzonderlijke meetwaarden c_i de logaritmen genomen worden, zijn deze normaal verdeeld met gemiddelde m en standaardafwijking s , zodat de twee karakteristieke grootheden van de log-normale verdeling berekend kunnen worden, het geometrische gemiddelde (GM) en de geometrische standaardafwijking (GSD).

Grenswaarden zijn allemaal gebaseerd op tijdgewogen rekenkundig gemiddelde concentraties, niet op geometrische gemiddelden. Het rekenkundige gemiddelde van een log-normale verdeling (AM) kan volgens formule 18 worden berekend, waarbij m en s als schatters van μ en σ worden genomen. Een betrouwbaarheidsinterval voor het AM kan berekend worden door eerst een betrouwbaarheidsinterval voor m te berekenen:

$$m \pm (s \cdot t_{n-1, \alpha}) / n^{\frac{1}{2}} \quad (45)$$

waarin:

- m is de gemiddelde $\ln c_i$
- s is de standaardafwijking van de $\ln c_i$
- n is het aantal 'grab samples'

$t_{n-1,\alpha}$ is de t -waarde met $n-1$ vrijheidsgraden die het α -percentiel van de t -verdeling geeft (tabel in bijlage 11)

Door nu de zo berekende intervalgrenzen van m , $m_{1-\alpha}$ en $m_{1-\frac{1}{2}\alpha}$ op dezelfde manier als het AM te berekenen wordt een $1-\alpha$ % betrouwbaarheidsinterval gevonden voor het rekenkundig gemiddelde AM:

$$\exp\left(m_{\frac{1}{2}\alpha} + \frac{1}{2}s^2\right) < \text{AM} < \exp\left(m_{1-\frac{1}{2}\alpha} + \frac{1}{2}s^2\right) \quad (46)$$

Dit laatste nu is de tijdgewogen gemiddelde blootstelling, gebaseerd op n 'grab samples' met het daarbij behorende betrouwbaarheidsinterval van het meetresultaat. De oplettende lezer zal zich nu waarschijnlijk afvragen waarom er in de gevallen van 'full-period (single/consecutive) sampling' en 'partial-period sampling' wel de Z -waarden zijn gebruikt. Daarvoor geldt dat de betrouwbaarheidsintervallen berekend worden met de CV-waarden (bij 'grab sampling' komt de CV-waarde van de methode niet in de berekeningen van de betrouwbaarheidsintervallen voor!). Het NIOSH gaat er blijkbaar van uit dat deze CV-waarden exact zijn, iets dat op de keper beschouwd eigenlijk niet juist is. Immers ook de CV-waarde is een schatting gebaseerd op een beperkt aantal waarnemingen (hoofdstuk 5). De vraag doet zich nu voor welk type van meten het beste is. In de praktijk zal deze vraag vanzelf beantwoord worden door de beschikbare meetmethode, de detectiegrens van de methode, de beschikbare hoeveelheid geld voor analyses, etc. Wanneer gekozen zou kunnen worden op basis van de nauwkeurigheid van de methode, zou in volgorde van voorkeur het volgende rijtje gemaakt kunnen worden:

- 1 'full-period consecutive sampling'
- 2 'full-period single sampling'
- 3 'partial-period sampling'
- 4 'grab sampling'.

Diverse metingen in acht uur doet de onnauwkeurigheid van het meetresultaat afnemen, zoals blijkt uit de formules voor de betrouwbaarheidsintervallen. Het nadeel is dat de kosten (analyse) en inspanning meer toenemen dan de nauwkeurigheid. Leidel et al. (1977) stellen in dat licht, dat de tweemaal 4-uurs meting er het best uitkomt. (Zie de desbetreffende publikatie voor wiskundige onderbouwing.) Het voordeel van de 'full-period consecutive'-methode geldt echter alleen wanneer conclusies worden gebaseerd op slechts één meetdag. Wanneer er diverse dagen gemeten wordt, speelt de interdagvariatie een rol, die veelal bepalender is voor de spreiding in de meetwaarden dan de monsternamen- en analysefout.

6.3.7 Beoordeling van meetresultaten van één dag; toets op grenswaarde-overschrijding

6.3.7.1 Inleiding

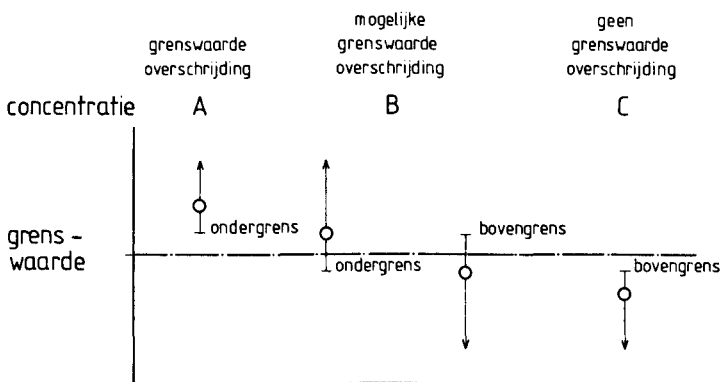
In het verleden is bij de beoordeling van meetresultaten van één dag uitgegaan van de onbetrouwbaarheid in het meetresultaat door monsternamen- en analysefouten. Recent wordt gewerkt met meetschema's om de interdagvariatie in de beoordeling te betrekken. Beide methoden worden in de volgende paragrafen besproken.

6.3.7.2 Toets op grenswaarde-overschrijding

Als de blootstelling op slechts één werkdag is gemeten, geven Leidel et al. (1977) voor de verschillende meettypen de procedure om deze waarden te toetsen aan de grenswaarde. Het NIOSH stelt twee verschillende toetsen voor, één voor de controlerende overheid ('compliance officer's test') en één voor de werkgever ('employer's test'). Wet- telijk (OSHA) zijn deze toetsen niet verplicht. Volgens het NIOSH dient de overheid ervan uit te gaan, dat de belasting beneden de grenswaarde is (nulhypothese) totdat het tegendeel is aangetoond; de alternatieve hypothese luidt; er is grenswaarde-overschrijding. De taak van de werkgever is ervoor te zorgen dat zijn werknemers werken in concentraties beneden de grenswaarde. Bij het toetsen van de metingen dient hij er daarbij van uit te gaan dat de concentratie boven de grenswaarde ligt (nulhypothese) totdat het tegendeel bewezen is; de alternatieve hypothese luidt: er is geen grenswaarde-overschrijding. De toetsingsgrootheden bestaan uit de eenzijdige 95 % bovengrens ('employer's test') of de eenzijdige 95 % ondergrens ('compliance officer's test') van het meetresultaat. Deze kunnen worden berekend met de formules uit paragraaf 6.3.6, waarbij dan steeds $Z = 1,645$ gebruikt moet worden in plaats van de $Z = 1,96$ die geldt voor een tweezijdig 95 % betrouwbaarheidsinterval. Bij 'grab sampling' dient de $t_{n-1,\alpha}$ -waarde gebruikt te worden. Het algemene beslissingsschema ziet er dan uit zoals weergegeven in figuur 24.

Omdat de toetsingscriteria van de 'employer's test' uit gezondheidkundig standpunt beter zijn dan die van de 'compliance officer's test', zullen we eerstgenoemde hier uit- werken. De nulhypothese en de alternatieve hypothese worden als volgt geformuleerd:

- $H_0 : c \leq \text{grenswaarde}$
- $H_a : c > \text{grenswaarde}$



Figuur 24. Classificatieschema voor de interpretatie van een enkele blootstellingsmeting op een werkdag, waarin zijn aangegeven het 95 % betrouwbaarheidsinterval (onder- of bovengrens) op grond van de variatiecoëfficiënt (CV_t) en het niveau van de grenswaarde. (Bron: Leidel et al., 1977.)

Hierin is c de tijdgewogen gemiddelde concentratie. De toetsingsgrootte bij deze test is de 95 % eenzijdige bovengrens, die wordt berekend met de formules uit 6.3.6. De volgende mogelijkheden kunnen zich nu voordoen:

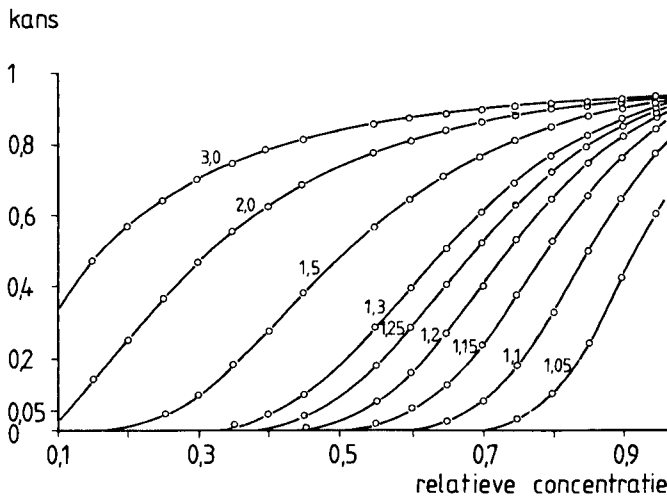
- $c \geq \text{MAC}$: toetsen is in feite niet nodig; voor de werkgever is er sprake van (mogelijke) grenswaarde-overschrijding (geval A of B uit figuur 24);
- $c < \text{MAC}$, 95 % bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval $\geq \text{MAC}$: de nulhypothese wordt verworpen, met een betrouwbaarheid van 95 % is de concentratie beneden de grenswaarde (geval C in figuur 24);
- $c < \text{MAC}$, 95 % bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval $\geq \text{MAC}$: de nulhypothese wordt niet verworpen, er is sprake van mogelijke grenswaarde-overschrijding (geval B in figuur 24).

Hierbij kan nog worden opgemerkt dat in geval $c \geq \text{MAC}$ berekening van de 95 % ondergrens leert of er sprake is van mogelijke (95 % ondergrens $< \text{MAC}$) of waarschijnlijke (95 % ondergrens $\geq \text{MAC}$) grenswaarde-overschrijding. Als de nulhypothese niet wordt verworpen en er sprake is van (mogelijke) grenswaarde-overschrijding, dient de werkgever over te gaan tot actie. In eerste instantie zou dit kunnen betekenen het doen van meer metingen, zodat er diverse dagen bij de beoordeling van de belasting worden betrokken. Door de sterke variatie in de tijd kan een onderschatting van de belasting een unieke uitschieter zijn. Met deze laatste opmerkingen is tevens de zwakte aangegeven van een dergelijke strategie om grenswaarden te controleren. Metingen op slechts één dag zijn alleen oriënterend, er kunnen geen harde conclusies aan verbonden worden. Figuur 25 illustreert dit nog eens en laat zien hoe groot de kans is dat de blootstelling op ten minste 5 % van de werkdagen groter is dan de grenswaarde (y -as) als functie van de uitkomst van een blootstellingsmeting (x -as) en de interdagvariatie in de blootstelling. Wanneer er slechts één dag gemeten is, kan er natuurlijk geen schatting gemaakt worden van de variatie die optreedt tussen verschillende dagen. Grofweg kan wel gesteld worden dat GSD's lager dan 1,3 zeer zeldzaam zijn en dat waarden van 1,3 tot 2,5 veelvuldig voorkomen.

Laten we bij wijze van voorbeeld uitgaan van een GSD van 1,5 in een bepaalde afdeling van een fabriek. Wanneer een blootstellingsmeting bij een werker een waarde oplevert gelijk aan de helft van de grenswaarde betekent dit dat er een kans is van ca. 45 % dat deze werker op ten minste 5 % van de werkdagen een belasting heeft boven de grenswaarde (figuur 25).

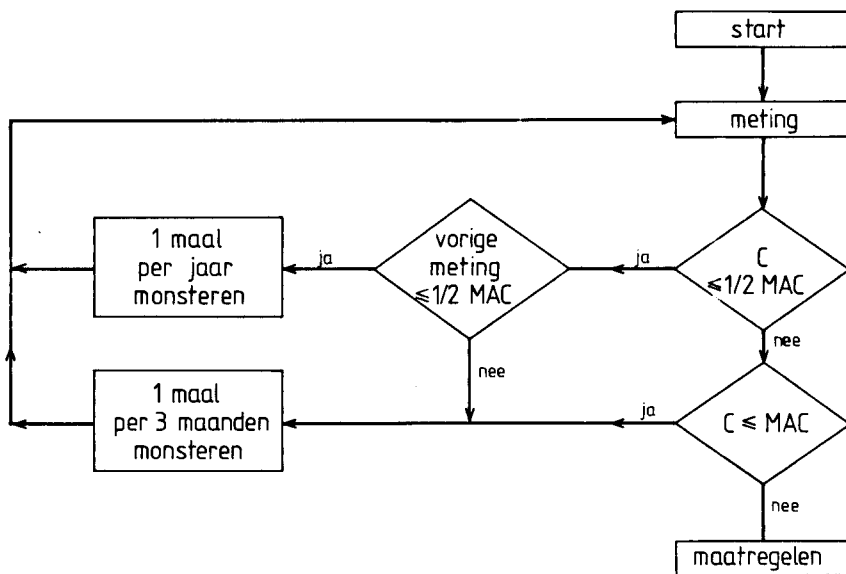
6.3.7.3 Beoordeling aan de hand van een meetschema

Op grond van in de vorige paragraaf uitgevoerde berekeningen en kennis over normaal voorkomende GSD's heeft het NIOSH het zogenaamde 'action level' ingevoerd, met een waarde gelijk aan de helft van de grenswaarde. Wanneer een concentratie hoger dan de helft van de grenswaarde wordt gevonden bij één meting, dienen meer metingen te worden uitgevoerd en wordt geen uitspraak gedaan over het al dan niet acceptabel zijn van de situatie. Ook in Europa hebben deze schema's ingang gevonden. Voor lood en asbest schrijft de EEG beslissingsschema's voor. In figuur 26 is het schema voor asbest gegeven. In het schema wordt van een GSD van 1,7 als maat voor de interdagvariatie uitgegaan. De werking is gelijk aan die van het NIOSH-schema. Het principe is simpel: hoe hoger de gevonden concentratie is en dus hoe dichter die bij

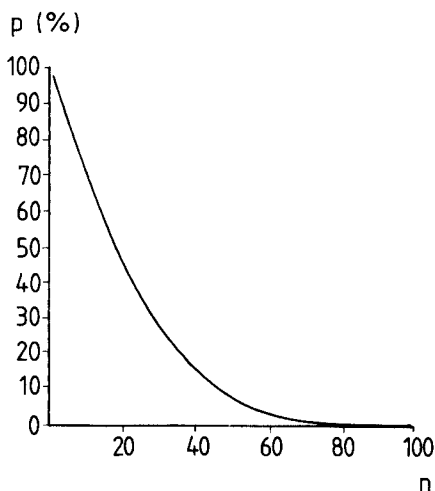


Figuur 25. Kans op ten minste 5 % grenswaarde-overschrijding $P(c \geq \text{MAC}) \geq 0,05$ uitgezet tegen het resultaat van een enkele blootstellingsmeting berekend voor verschillende geometrische standaarddeviaties (GSD: 1,05–3,0) (Relatieve concentratie = 8-uurs gemiddelde concentratie/grenswaarde). (Bron: Leidel et al., 1977.)

de MAC-waarde ligt, des te hoger moet de meetinspanning zijn. Toch is nogal wat kritiek mogelijk op deze schema's. Stellingwerf (1983, 1984) heeft de werking van het asbestmeetschema doorgerekend voor een GSD van 1,7 (als interdagvariatie). In figuur 27 is de kans weergegeven op een foute beslissing. Er is sprake van een foute beslissing als in een situatie waarin grenswaarde-overschrijding voorkomt ($P(c > \text{MAC}) > 1\%$), dit niet als zodanig wordt herkend bij gebruik van het meetschema. Een belangrijk nadeel van deze schema's is dat altijd wordt uitgegaan van een GSD van 1,7. In veel situaties zal deze hoger zijn, zodat het percentage foute beslissingen mogelijk nog groter wordt. Daarom is ook wel voorgesteld om het 'actieniveau' afhankelijk van de GSD te maken. Bij een hogere GSD zou het actieniveau lager moeten zijn dan bij lagere GSD's. Rock (1982) behandelt deze problematiek uitvoerig en geeft aan dat meetschema's die uitgaan van dergelijke variabele actieniveaus, vaker tot de conclusie 'onacceptabel' leiden. Maar, zo laat hij ook zien, acceptabele situaties worden toch vaak met een onevenredig grote meetinspanning belast en soms zelfs als onacceptabel bestempeld. Burdorf et al. (1986) wijden een kritische bespreking aan het asbestmeetschema zoals dat in Nederland is voorgesteld. Tuggle (1981) heeft het NIOSH-schema met Markov-modellen doorgerekend en komt tot gelijksoortige conclusies als Stellingwerf. Bijstellen van het schema door als eis te stellen dat twee achtereenvolgende metingen lager dan het actieniveau moeten zijn verbeterden de prestaties aanzienlijk. Toch ziet Tuggle meetschema's niet anders dan een tussenfase in een volledige evaluatie van de blootstelling. Uiteindelijk moeten, aan de hand van over langere tijd verzamelde meetresultaten, m en s worden berekend om daarmee vervolgens grenswaarde-overschrijdingskansen te berekenen. Rappaport (1984)



Figuur 26. Het EEG-meetschema voor asbest (MAC: Maximaal Aanvaarde Concentratie; c : gemeten concentratie). (Bronnen: Stellingwerf, 1983; EEG, 1983.)



Figuur 27. Kans op een foute beslissing (p) bij het gebruik van het meetschema voor asbest, uitgaande van een geometrische standaarddeviatie (GSD) van 1,7 berekend voor arbeidssituaties met een n aantal dagen waarop een blootstelling boven de MAC voorkomt. (Bron: Stellingwerf, 1983.)

noemt nog als nadeel van deze schema's dat de kans op ontdekking kleiner wordt naarmate er minder metingen worden uitgevoerd. Werkgevers zullen dus zo weinig mogelijk metingen uitvoeren om ontdekking te voorkomen. Deze auteurs geven hiermee aan dat de meetschema's op twee manieren bijgesteld kunnen worden: door het actieniveau te verlagen en door de meetinspanning te verhogen. Het laatste is voor een deel al gedaan in de EEG-strategie door de meetuitkomst aan een vorig resultaat te relateren.

Het CEFIC-meetschema, ten slotte, is ontwikkeld door de Europese raad van producenten van chemische stoffen en kan als uitwerking van de meetstrategie voor MAC-waarden van de Bondsrepubliek Duitsland worden gezien (TRgA 402, 1984). Wat opvalt aan dit schema is de systematiek van de oriënterende fase. Het hele schema bestaat uit vier fasen.

Fase I betreft het produceren van een lijst van chemicaliën (primaire produkten, bijprodukten, verontreinigingen, grondstoffen) met toxicologische informatie en grenswaarden.

Fase II betreft het vaststellen van blootstellingsrisico. Hierbij moeten facetten als temperatuur, druk, ventilatie, stofvolumina, veiligheidsmaatregelen, en van produktietechnieken de aard van de blootstelling, het werkpatroon en speciale routines worden meegewogen.

Fase III omvat het vaststellen van blootstelling op grond van vroeger gemeten of berekende concentraties.

De in fase III verzamelde blootstellingsgegevens moeten worden vergeleken met een zogenaamd beslissingsniveau (DL, 'decision level'). Dit is een vooraf gekozen waarde, die wordt uitgedrukt als fractie van de grenswaarde (0,1–0,5 MAC). In de praktijk wordt hiervoor een waarde van 0,25 MAC aangehouden. Als de gegevens uit fase III lager zijn dan het beslissingsniveau, behoeft niet verder te worden gemeten. Vallen de meetgegevens wel hoger uit of zijn de uitkomsten twijfelachtig, dan moet wel worden gemeten (fase IV). De eerste meting moet binnen vier weken worden gepland. Het niveau van deze meting c bepaalt de meetinspanning. Voor stoffen met een MAC-C-waarde geldt bij voorbeeld:

- 'certain compliance zone': $c \leq 0,25 \text{ MAC-C}$; volgende meting binnen 64 weken
- 'compliance zone': $0,25 \text{ MAC-C} < c \leq 0,5 \text{ MAC-C}$; volgende meting binnen 32 weken
- 'warning zone': $0,5 \text{ MAC-C} < c \leq \text{MAC-C}$; volgende meting binnen 4 weken
- 'non-compliance zone': $c > \text{MAC-C}$; maatregelen.

Alle volgende metingen moeten ook het schema doorlopen. Voor stoffen met een MAC-TGG over 8 uur liggen deze grenzen bij 0,33 MAC, MAC en 3 MAC. Voor uitgebreide informatie over deze schema's wordt naar de literatuur verwezen (Drope, 1984; CEFIC, 1983). Drope (1984) stelt dat dit meetschema een compromis vormt tussen simpelheid en accuratesse. Uit de literatuur zijn geen gegevens bekend over toetsing van dit schema.

6.3.8 Meetstrategie voor meer dagen

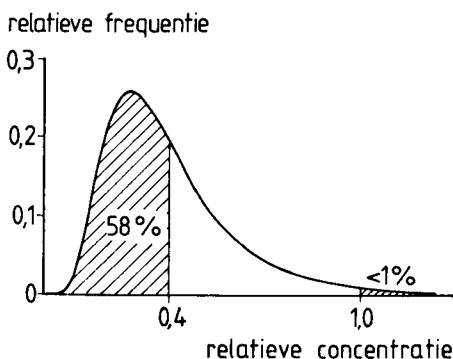
6.3.8.1 Algemeen

Wanneer over meer dagen wordt gemeten, krijgt men te maken met de interdagvariatie van de verschillende daggemiddelde blootstellingen. Bij persoonlijke monsternamen wordt van binnen- of intrapersoonsvariatie gesproken. De afzonderlijke dagwaarden kunnen bepaald worden met de meetsystemen uit figuur 23 met de daarbij behorende berekeningswijze van het tijdgewogen 8-uurs gemiddelde. Op grond van de n daggemiddelde blootstellingsmetingen wil men nu een uitspraak doen over de kans op grenswaarde-overschrijding. Concreet gesteld: hoe groot is de kans voor een werker op een blootstelling boven de grenswaarde? Deze kans wordt de overschrijdingskans van de grenswaarde genoemd. Deze wordt bepaald op grond van metingen over diverse dagen. Deze overschrijdingskans p is grafisch weergegeven in figuur 28. Een criterium voor de maximaal toelaatbare overschrijdingskans bestaat niet in Nederland; de Nationale MAC-lijst (AI, 1985a) geeft hierover geen uitsluitsel. Door Leidel et al. (1977) wordt 5 % als criterium gehanteerd voor de 'gemiddelde' overschrijdingskans. Ook voor het betrouwbaarheidsinterval van de overschrijdingskans bestaat geen criterium, ook niet bij Leidel et al. (1977).

6.3.8.2 Het NIOSH-model

Leidel et al. (1977) gaan er bij de berekening van de overschrijdingskans van uit dat m en s respectievelijk de werkelijke gemiddelde waarde en de standaardafwijking van de c_i waarden zijn. Hierdoor wordt de berekening van p zeer eenvoudig; de kans p wordt dan namelijk gegeven via de normale verdelingsvariabele Z volgens:

$$Z = \{(\ln \text{MAC}) - m\} / s = \ln (\text{MAC}/\text{GM}) / \ln \text{GSD} \quad (47)$$



Figuur 28. Acceptabele verdeling van een meetreeks van 8-uurs concentratiemetingen als een 8-uurs MAC-TGG van toepassing is; $P(\text{relatieve concentratie} > 1) \geq 1\%$ als criterium voor MAC-overschrijdingen (Relatieve concentratie = 8-uurs gemiddelde concentratie / MAC). (Bron: Stellingwerf, 1981.)

waarbij de bij Z behorende overschrijdingskans p opgezocht kan worden in de distributietabel van de normale verdeling (bijlage 7). Een $(1-\alpha) \%$ betrouwbaarheidsinterval voor p kan berekend worden via een $(1-\alpha) \%$ betrouwbaarheidsinterval van m , berekend volgens:

$$m_{\frac{1}{2}\alpha} = m - (t_{n-1, \frac{1}{2}\alpha} \cdot s) / n^{\frac{1}{2}} \quad (48)$$

$$m_{1-\frac{1}{2}\alpha} = m + (t_{n-1, 1-\frac{1}{2}\alpha} \cdot s) / n^{\frac{1}{2}} \quad (49)$$

Deze waarden, ingevuld in de Z -formule, leveren het interval voor p op na het aflezen van de kansen uit bijlage 7. Het NIOSH stelt als criterium dat, indien p groter is dan 5% en dus de gemiddelde kans op dagen met een belasting groter dan de grenswaarde 5% is, maatregelen genomen moeten worden om de belasting te verminderen. Bij deze beslissing wordt niet gekeken naar de betrouwbaarheid van de berekende overschrijdingskans. In feite zou men hier, net als bij de strategie op basis van één meting (6.3.7), ook de onder- en bovengrens van deze kans in overweging moeten nemen (zie ook 6.3.8.3).

In een verzinkerij werden bij voorbeeld bij een onderzoek de volgende concentraties aan zinkchloride gemeten (persoonlijke metingen op 7 dagen bij dezelfde persoon; de concentraties zijn weergegeven in mg/m^3 omgerekend naar totaalstof): 0,45; 0,55; 0,77; 0,90; 0,63; 0,99 en 0,63. De grenswaarde voor zinkchloride is een MAC-TGG van $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ gemeten als totaalstof. Berekening van m en s levert op: $m = -0,39$ en $s = 0,28$. Omdat de concentraties beneden $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ liggen, zijn de logaritmen negatief en is m negatief. De berekeningswijze verandert hierdoor niet. Berekening van de grootheid Z met formule 47 levert 1,39 op. Via bijlage 7 kan dan de overschrijdingskans p bepaald worden op 8% . Bij dit model kan als kanttekening geplaatst worden dat het onterecht is hier uit te gaan van de exactheid van de grootheden m en s . Dit zijn slechts schatters van de werkelijke waarden, μ en σ , op basis van n waarnemingen. Berekening van p volgens de methode van Tuggle (1981) (zie bijlage 12) of Keuls (bijlage 13) is wél correct, omdat hierbij rekening wordt gehouden met de steekproefomvang (n). Berekening van het betrouwbaarheidsinterval van de overschrijdingskans met de formules 48 en 49, waarna de gevonden waarden ingevuld worden in formule 47, levert de volgende waarden op: $m_{5\%} = -0,60$; $m_{95\%} = -0,18$; $Z_{5\%} = 2,14$ en $Z_{95\%} = 0,64$. De bijbehorende overschrijdingskansen, $p_{5\%}$ en $p_{95\%}$, zijn respectievelijk 2 en 26% . De kans op dagen met een belasting aan zinkchloride boven de MAC-waarde is voor deze werker dan 8% met een 90% betrouwbaarheidsinterval van 2 tot 26% .

De breedte van het betrouwbaarheidsinterval zal afhankelijk zijn van het aantal dagen dat gemeten is en van de GSD. Afhankelijk van deze breedte kan men besluiten of men tevreden is met de informatie of dat men preciezer de kans p wil weten. In het laatste geval moet men meer metingen uitvoeren. Beter is het, zeker als weinig metingen zijn uitgevoerd, om de kans op normoverschrijding, het betrouwbaarheidsinterval of de betrouwbaarheid van de beslissing of er wel of niet sprake is van grenswaarde-overschrijding (Tuggle 1981, 1982; zie bijlage 12) met een niet-centrale t -verdeling te berekenen (bijlage 13). Bij deze benadering wordt namelijk de steekproefomvang in de berekeningen betrokken. Overigens wordt de methode van Tuggle voorgesteld in een Belgische meetstrategie, die door het Belgisch Instituut voor Normalisatie wordt

voorbereid (BIN, 1987). Recent is scherpe kritiek op de methode van Tuggle geuit door Selvin et al. (1987).

Omdat naast de intrapersoonsvariatie ook interpersoonsvariatie bestaat, moet men er soms op bedacht zijn voor bovenstaande strategie de gegevens per persoon te berekenen. Als dit niet wordt gedaan kan het gevaar bestaan dat de GSD onder- of overschat wordt. In het model komen de monsternamen- en analysefout niet meer voor. Dit komt doordat bij de meeste meetmethoden deze fouten verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de variantie in de verdeling van de meetresultaten in de tijd. Niet uitgesloten is dat dit niet het geval is bij meetmethoden met grotere CV_i waarden en in situaties die worden gekarakteriseerd door een kleine GSD in de meetwaarden (6.2).

6.3.8.3 Zoneringsstrategie

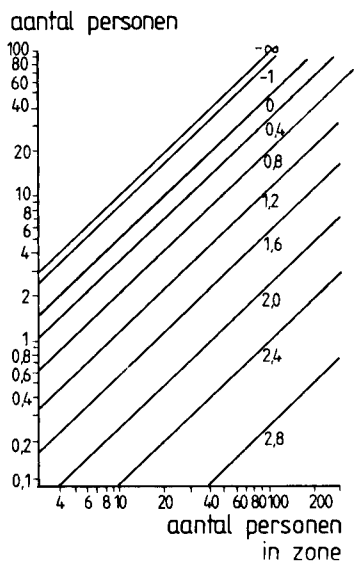
In het eerdergenoemde zoneringsstelsel van Corn & Esmen (1979) is het uitgangspunt gelijk aan dat van het NIOSH, namelijk:

$$Z = \ln(\text{MAC/GM}) / \ln \text{GSD} \quad (50)$$

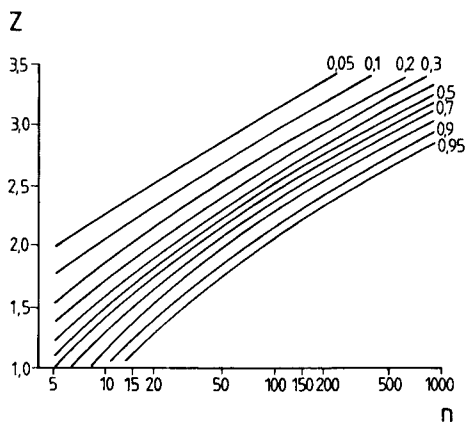
Het geometrisch gemiddelde en de geometrische standaarddeviatie slaan in dit geval echter niet op in de tijd herhaalde waarnemingen, maar op een eenmalig of op één dag bemeeten steekproef n van werkers in een zekere zone. De bij Z behorende overschrijdingskans, (eenzijdig) vermenigvuldigd met n , geeft dan het aantal personen weer met een blootstelling boven de MAC-waarde. Voor verschillende waarden van Z is dit in figuur 29 weergegeven. De methode is getoetst door in twee bedrijven te zoneren, alle zoneleden te bemeeten en berekeningen voor alle zoneleden en willekeurige steekproeven uit de zonepopulaties uit te voeren en te vergelijken. Uit deze vergelijkingen bleek het trekken van steekproeven tot acceptabele resultaten te leiden, en dus kan deze methode tot beperkingen van de meetinspanning leiden. Een mathematische onderbouwing wordt verder niet gegeven. Op dit punt is Esmen (1982) later nog uitgebreid ingegaan. Hij modificeerde de strategie door de steekproef met omvang n uit een zekere zone niet één dag, maar diverse dagen (k) te bemeeten. Zo worden $n \cdot k = N$ (afhankelijke) meetresultaten verkregen. Als we weer uitgaan van een log-normale verdeling, dan zijn deze gegevens met het volgende model weer te geven:

$$\ln c_{ij} = \overline{\ln c} + Y_i + e_{ij} = m + Y_i + e_{ij} \quad (51)$$

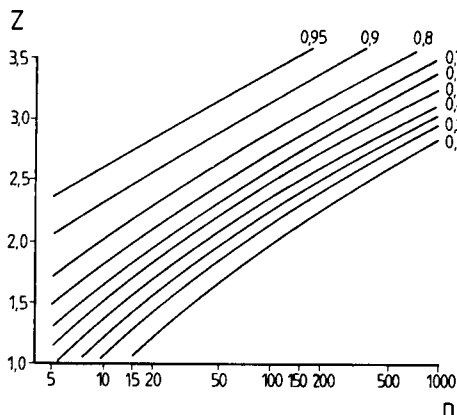
waarin wordt verondersteld dat de logaritmen van de gemeten concentraties normaal verdeeld zijn met een gemiddelde m waarvan de afwijking voor iedere werker door Y_i wordt gegeven ($Y_i \approx N(0, W^2)$) met een foutenterm e_{ij} ($e_{ij} \approx N(0, \sigma^2)$). Deze foutenterm wordt bepaald door de meetfouten en bij voorbeeld de fluctuaties in de blootstelling ten gevolge van procesvariëaties. Alle termen uit deze formule kunnen met variantie-analyse voor herhaalde waarnemingen worden verkregen (Bock, 1975; Samuels et al., 1985) (zie ook bijlage 14 voor handberekening en 7.4.6). Ook heeft Esmen de kans op één blootstelling boven de MAC-waarde en op geen blootstelling boven de MAC-waarde berekend voor verschillende waarden van N en Z . Deze zijn grafisch in de figuren 30 en 31 weergegeven.



Figuur 29. Aantal personen blootgesteld boven een zekere grenswaarde van een zone met een omvang van n personen voor verschillende waarden van Z .



Figuur 30. Kans op één waarneming boven een grenswaarde afhankelijk van de blootstellingsparameter Z en het aantal werker-dagen N .



Figuur 31. Kans op geen enkele waarneming boven een grenswaarde afhankelijk van de blootstellingsparameter Z en het aantal werker-dagen N .

A priori kan een strenge grens (Z_0) en een minder strenge grens (Z_1) gesteld worden.

Er kunnen zich drie situaties voordoen:

$Z > Z_0$ (indicatie 'geen overblootstelling')

$Z < Z_1$ (indicatie 'overblootstelling')

$Z_1 < Z < Z_0$ (geen beslissing mogelijk)

In het eerste geval kan de ondergrens van Z berekend worden en kan gecontroleerd worden of deze groter is dan Z_1 . In het tweede geval gaat het om de bovengrens en om een vergelijking met Z_0 . In het laatste geval moeten beide grenzen worden berekend en worden vergeleken met Z_0 en Z_1 . Hoe korter het betrouwbaarheidsinterval rond Z is, hoe beter de beslissing. De breedte van dit interval verloopt volgens Esmen:

$$\text{betrouwbaarheidsinterval rond } Z \simeq 2/(nk)^{\frac{1}{2}} \quad (52)$$

De breedte van het betrouwbaarheidsinterval rond Z varieert dus ongeveer omgekeerd evenredig met de wortel uit het aantal waarnemingen ($n \cdot k$). Voor een zo goed mogelijke beslissing moet $n \cdot k$ ten minste 10 zijn. Boven de 40 waarnemingen wordt weinig meer gewonnen. Eenvoudiger gezegd, in termen van het nemen van beslissingen gaat het erom niet de betrouwbaarheidsintervallen te berekenen maar de kans te berekenen, uitgaande van een zekere Z en een steekproefomvang $n \cdot k$, dat een waarde Z_1 of Z_0 voorkomt. Er kan dan van de betrouwbaarheid van de beslissing worden gesproken. De formules hiervoor zijn:

$$u_{1\alpha} = \{Z \cdot (2nk)^{\frac{1}{2}} - Z_1 \cdot (2nk-3)^{\frac{1}{2}}\} / (Z_1 + \sqrt{2}) \quad (53)$$

$$u_{1\alpha} = \{Z \cdot (2nk)^{\frac{1}{2}} + Z_0 \cdot (2nk-3)^{\frac{1}{2}}\} / (Z_0 + \sqrt{2}) \quad (54)$$

Formule 53 wordt dus gebruikt als $Z > Z_0$. Dan wordt gekeken wat de kans is op een ondergrens van Z gelijk aan Z_1 . En zo wordt formule 54 gebruikt als $Z < Z_1$. Een voorbeeld lijkt nu wel op zijn plaats.

Esmen zelf geeft als voorbeeld een risico-analyse voor een populatie van 7 personen ($n = 7$) die op twee dagen ($k = 2$) zijn bemeten. De variantie-analysegegevens zijn weergegeven in tabel 8. (Voor de ruwe gegevens en een handberekening van de variantie-analyse wordt verwezen naar bijlage 14).

De hele zone bestaat uit 40 werkers. Één grenswaarde-overschrijding per 10 dagen is acceptabel, dus $n \cdot k = 40$. Kies de kans op een grenswaarde-overschrijding beneden 1 % bij 40 werker-dagen, dan is $Z_0 = 2,98$. Kies tevens 10 % kans op geen grenswaardeoverschrijding in 40 werker-dagen, dan is $Z_1 = 2,53$. De grenzen zijn hiermee gesteld. Zo blijkt $Z > Z_0$. De betrouwbaarheid van de beslissing wordt berekend met formule 53, resulterend in: $u_{1-\alpha} = 0,925$. Hierbij hoort een p -waarde van ongeveer 82 %.

- de beslissing wordt geaccepteerd met wat onzekerheid
- er worden meer gegevens verzameld tot ongeveer 40 monsters zijn verzameld (dat was 14).

De uiteindelijke beslissing over het al dan niet acceptabel zijn van deze onzekerheid hangt af van de aard van het agens. Is dit bij voorbeeld een zeer sterk werkend irritans met een acuut effect, dan is deze kans op overschrijding niet acceptabel. Gaat het om een agens met trage werking, dan is een excursie boven de grenswaarde wél geoorloofd. De grootte van de excursie is in de analyse mee te nemen door een factor β in formule 47 in te voeren en de berekeningen opnieuw te doen:

$$Z' = \{\ln(\beta \cdot \text{MAC}) - m\} / (\ln \text{GSD}) = Z + \ln \beta / \ln \text{GSD} \quad (55)$$

Een belangrijk voordeel van deze strategie is dat de kans op grenswaarde-overschrijding wordt uitgedrukt in termen van 'werknemers en aantallen dagen boven de grenswaarde'. Verder worden zeer uitdrukkelijk betrouwbaarheidsintervallen in de beslissing meegenomen, iets wat in de NIOSH-strategie niet gebeurt. Als in de NIOSH-strategie $P(c \geq \text{MAC}) < 0,05$ berekend zou worden, zou eigenlijk de bovengrens van deze kans aan het 5 %-criterium gerelateerd moeten worden.

Bij het gebruik van de variantie-analyse zijn vraagtekens te plaatsen. Er zijn situaties denkbaar waarin de interpersoonsvariatie verwaarloosbaar klein is ten opzichte van de intrapersoonsvariatie. Ook behoeft de intrapersoonsvariatie zeker niet alleen samen te hangen met meetfouten, maar bij voorbeeld met taakroulatie. Juist deze intraper-

Tabel 8. Variantie-analysegegevens.

Variatiebronnen	SS	df	MS
werker	1,95	6	0,33
dag	0,81	7	0,12

$$\text{MAC} = 100, m = 3,59, \text{ zodat } Z = (\ln 100 - m) / 0,33 = 3,08$$

soons variatie bepaalt dan de kans op grenswaarde-overschrijdingen.

6.3.8.4 Benadering in de Bondsrepubliek Duitsland

In de bespreking van het CEFIC-meetschema (6.3.7.3) is reeds impliciet de meetstrategie van de Bondsrepubliek Duitsland voor de bewaking van MAC-waarden ter sprake gekomen (TRgA 402, 1984). Daarnaast hebben diverse organisaties in dat land voorstellen gedaan voor meetstrategieën om grenswaarden met een middelingsduur van een jaar te bewaken (Heidermanns et al., 1980). Eén van de voorgestelde modellen is bedoeld voor de beoordeling, op jaargemiddelde basis, van stofvormige verontreinigingen met fibrogene werking (Hauptverband, 1977). Dit zijn stoffen waarbij de totale opgenomen dosis het effect bepaalt. Hoe de dosis is opgenomen, in welke frequentie en bij welke doseringen, is daarbij minder van belang. Van de stoffen die in de Bondsrepubliek Duitsland hiertoe gerekend worden, is silica een bekende vertegenwoordiger. Een ander model dient voor de beoordeling van blootstelling aan carcinogenen (behalve asbest), waarvoor 'Technische Richtkonzentrationen' (TRK's) bestaan (TRgA 401, 1979). Ook deze TRK-waarden worden op jaarbasis beoordeeld. Een laatste model is voor alle andere soorten stof ontwikkeld (VDI, 1980). Bij een lange-termijnbeoordeling van meetwaarden richten deze modellen zich dan ook op het rekenkundig gemiddelde van de gemeten concentraties en niet, zoals dat het geval was bij beide voorgaande modellen, op het aantal afzonderlijke dagwaarden die boven de grenswaarde liggen. In Nederland geldt slechts voor één stof een grenswaarde op jaargemiddelde basis, namelijk vinylchloride. Wanneer de doelstelling van een meetprogramma het controleren van de grenswaarden is, mogen deze modellen daarom strikt genomen niet voor de Nederlandse situatie gebruikt worden. (Naast bovengenoemde referenties is er ook veel achtergrondsliteratuur beschikbaar, bij voorbeeld Coenen & Riediger, 1978; Coenen, 1982; Coenen & Riediger, 1975; Coenen, 1971; Riediger & Coenen, 1975.) De consequenties van het rekenen met jaargemiddelde waarden zijn nogal groot. Geldt voor de NIOSH-strategie en variaties daarop als de zoneringsstrategie het uitgangspunt $P(c \geq \text{MAC}) < 0,05$ (of een ander arbitrair criterium), voor de Duitse benadering geldt dat:

$$\text{AM}_{8 \text{ uur}} = \text{MAC}_{\text{jaargemiddeld}} \quad (56)$$

Dit leidt tot de situatie in figuur 32, die is af te leiden uit formule 47 en de omrekening van AM naar m (bijlage 10). In de beoordeling van de meetgegevens wordt uitgegaan van de formule:

$$s^2 = \text{variantie}(\ln c_t) = b \ln(T/t) \quad (57)$$

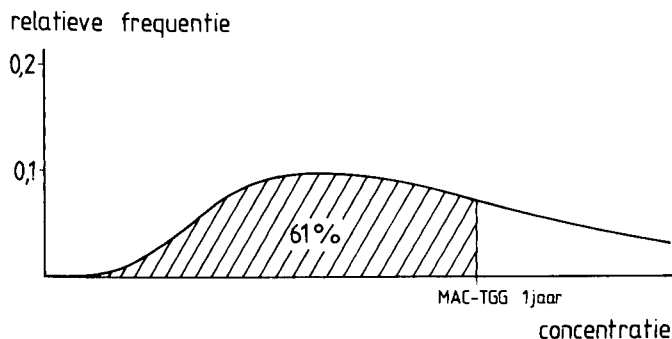
waarin:

T is de tijd waarover het gemiddelde wordt voorspeld

t is de monsterduur

b is de constante (door Coenen (1976) geschat op 0,0575).

c_t is de concentratie op tijdstip t



Figuur 32. Acceptabele verdeling van een meetreeks van 8-uurs concentratiemetingen waarbij de kans op overschrijding van de jaargemiddelde MAC (MAC-TGG 1 jaar) kleiner is dan 1 %.

$\ln (c_T/c_i)$ is normaal verdeeld met gemiddelde $2 \cdot b \cdot \ln (T/t)$ en variantie $(b \cdot \ln (T/t))^{\frac{1}{2}}$. Hiermee is weer een betrouwbaarheidsinterval te berekenen en kunnen criteria worden opgesteld waarmee de situatie kan worden goedgekeurd of afgekeurd. Een verbetering wordt nog bereikt als op willekeurige tijdstippen t meer metingen worden uitgevoerd, waarmee c_i wordt geschat. (Voor de rekenmogelijkheden wordt naar de literatuur verwezen: Stellingwerf, 1981; Heidermanns et al., 1980.) Er kan hier nog worden opgemerkt dat voor een gezondheidkundige in plaats van een wettelijke benadering de Duitse interpretatie van grenswaarden voor stoffen met een lange-termijneffect reëler is dan de Amerikaanse.

Dezelfde benadering wordt in de EEG-Richtlijn voor vinylchloride gehanteerd (EEG, 1978). In deze richtlijn wordt uitgegaan van een technische grenswaarde voor lange tijd, die als jaargemiddelde moet worden beschouwd. De variantie van de log-getransformeerde waarden wordt analoog aan formule 57 weergegeven door $s^2(T,t) = 2,5 \cdot 10^{-2} \ln (T/t)$. De waarde van b is berekend op grond van meetseries in de vinylchloridepolymeerindustrie. Met deze formule zijn grenswaarden voor een kortetermijngemiddelde berekend (tabel 9), uitgaande van een jaargemiddelde grenswaarde. De grenswaarden voor korte referentieperioden mogen ten hoogste met een kans van 5 % worden overschreden bij een rekenkundig jaargemiddelde van 6 mg/m^3 .

Tabel 9. Omrekening van lange termijngemiddelde grenswaarde naar korte termijn gemiddelde volgens de EG-Richtlijn voor vinylchloride in ppm.

Tijdvak	Grenswaarde	Omrekeningsfactor
1 jaar	3	1
1 maand	5	1,7
1 week	6	1,95
8 uur	7	2,3
1 uur	8	2,55

6.4 Meetstrategie voor stoffen met een 'ceiling'-grenswaarde

Tot nu toe is vooral gesproken over grenswaardecontrole van stoffen met een MAC-TGG-grenswaarde. Een aparte categorie vormen de stoffen met een MAC-C-grenswaarde. De Nederlandse MAC-C-grenswaarden zijn gedefinieerd als waarden waarvan overschrijding altijd dient te worden voorkomen. In ons land zijn voor stoffen met een 'ceiling'-waarde geen middelingstijden vastgesteld, zulks in tegenstelling tot de Verenigde Staten en ook de Bondsrepubliek Duitsland en Groot-Brittannië. De meetmethode moet er dus op gericht zijn een zo kort mogelijke middelingstijd te hebben. Continu registrerende apparatuur is hiervoor ideaal, maar vaak niet haalbaar. Veelal zal dan ook gewerkt moeten worden met methoden met een zekere, noodzakelijke middelingstijd in verband met de detectiegrens. Een meetstrategie voor deze categorie stoffen kan geheel gericht worden op de 'worst cases', de 'maximum-risk employees' tijdens de werkzaamheden waarbij de hoogste belasting te verwachten is. Wanneer er op het oog geen onderscheid in de werkzaamheden te maken is, zullen op een meer statistische wijze de resultaten van enkele metingen bewerkt moeten worden met als doel een uitspraak te kunnen doen over de kans dat op een werkdag de MAC-C overschreden wordt. Hiervoor is een model ontwikkeld door Leidel et al. (1977) dat we hier in zijn geheel weergeven.

A. Classificatie van meetgegevens als gedurende de perioden werd gemeten dat de hoogste blootstelling werd verwacht.

- 1 Verzamel meetgegevens $c_1 \dots c_n$ en bereken een CV_i .
- 2 Kies de hoogste concentratie c_x .
- 3 Bereken:

$$c = c_x / (\text{MAC-C}) \quad (58)$$

- 4 Bereken de 95 % bovengrens van c op grond van de CV_i . Als deze (relatieve) bovengrens kleiner dan 1 is, dan is geen sprake van grenswaarde-overschrijding. Vervolg dan met B. Is de bovengrens groter dan 1, dan is de procedure afgelopen. De uitslag is dat er sprake is van grenswaarde-overschrijding.

B. Classificatie van meetgegevens als sprake is van perioden tijdens welke niet is gemeten en tijdens welke hoge concentraties verwacht konden worden.

- 1 Bereken $c_1/\text{MAC-C}, \dots, c_n/\text{MAC-C}$.
- 2 Logaritmiseer deze waarden en bereken m en s .
- 3 Bereken:

$$Z = |m/s| \quad (59)$$

- 4 Bepaal de overschrijdingskans β op grond van Z .
- 5 Bereken:

$$N = 8/t \quad (60)$$

waarin: t = middelingstijd.

6 Bereken $N-n = k$, dat is het aantal 'periodes waarin niet is gemeten in termen van de middelingstijd'.

7 Bereken nu:

$$P = (1-\beta)^k \quad (61)$$

waarin P de kans is dat de niet bemonsterde periodes een concentratie lager dan de grenswaarde te zien geven:

$P > 0,9$: geen grenswaarde-overschrijding

$P < 0,1$: grenswaarde-overschrijding

$0,1 \leq P \leq 0,9$: mogelijk grenswaarde-overschrijding.

Uit bovenstaande schema's blijkt dat ook een MAC-C met een zekere frequentie overschreden kan worden, omdat nu eenmaal wordt uitgegaan van kansverdelingen. Rappaport et al. (1981) hebben de NIOSH-methode onder andere om het bovengenoemde bekritiseerd en een alternatieve benadering uitgewerkt. Ze gaan uit van overschrijdingskansen van de MAC-C en veiligheidsfactoren om de kans op acute gezondheidseffecten te berekenen. (Zie verder ook 6.3.7.3.)

6.5 Meetstrategie voor stoffen met een tweevoudige grenswaarde

In het buitenland wordt naast een MAC-TGG voor acht uur ook vaak een MAC-TGG voor bij voorbeeld 15 minuten ('short-term exposure limit') gehanteerd. In Nederland heeft het Directoraat-Generaal van de Arbeid de intentie om een dergelijk principe ook te hanteren. Als richtsnoer wordt voorgesteld om de hoogte van deze MAC-TGG voor 15 minuten vast te stellen op tweemaal de MAC-TGG voor 8 uur (6.3.4). Door de relatie tussen monsternameduur, variatie in de tijd uitgedrukt als geometrische standaarddeviatie en de geometrisch gemiddelde concentratie kan deze maatregel betekenen dat men als men voldoet aan de MAC-TGG voor 15 minuten, zeker voldoet aan de MAC-TGG voor 8 uur. Coker (1984) heeft dit bij voorbeeld aangetoond voor werkers van een raffinaderij en pompbediendes. Vooral in situaties waarin van een hoge GSD sprake is blijkt dat de MAC-TGG voor 15 minuten 'strenger' is. Brief & Jones (1976) hebben een procedure ontwikkeld om tegelijkertijd de MAC-TGG voor 8 uur en die voor 15 minuten te toetsen.

6.6 Ten slotte

In het voorafgaande heeft sterk de nadruk gelegen op de statistische interpretatie van de meetwaarden. In feite is dit natuurlijk een achterafproces. Voorafgaand aan het meten moet eerst een aantal dagen worden aangewezen, waarop wordt gemeten. MAC-waarden gelden voor de niet door calamiteiten verstoorde, normale arbeidssituaties. In principe kan een steekproef van n dagen dan uit alle (normale) werkdagen getrokken worden. Voor sommige arbeidssituaties geldt daarentegen dat er verschillende soorten arbeid te onderscheiden zijn. Om enkele voorbeelden te noemen: bedrijven met een weekcyclus, bestaande uit opstarten-productie-stilleggen, elk met specifieke omstandigheden en belastingen; bedrijven met een ploegensysteem, waarbij er

duidelijke verschillen zijn tussen de dagdiensten (aanvoer van grondstoffen, afvoer van eindproducten; denk aan het overpompen van chemicaliën) en de nachtdiensten (alleen produktie). In dergelijke situaties is het niet juist duidelijk verschillende werksituaties met eigen omstandigheden in één steekproef te stoppen. We kunnen dit illustreren aan de meetreeks uit de verzinkerij (6.3.8.2) (Remijn et al., 1982). Stel dat daar ook op zaterdag en zondag was gemeten (dan ligt het bedrijf stil), en dat beide metingen 0,10 mg/m³ aan zinkchloride hadden opgeleverd, dan bestaat de meetreeks uit 9 waarden met:

$$m = -0,35 \text{ en } GM = 0,44$$

$$s = 0,38 \text{ en } GSD = 2,41.$$

Het GM is door toevoeging van deze twee meetwaarden gedaald (0,68→0,44), de GSD echter is aanzienlijk gestegen (1,32→2,41). Wanneer nu de overschrijdingskans *P* wordt berekend op dagen met grenswaarde-overschrijding, dan wordt een gemiddelde kans van 18 % gevonden—aanzienlijk groter dan de 9 % die is gevonden op basis van de 7 metingen op de werkdagen. Het zal duidelijk zijn dat hier in feite iets niet klopt; door metingen toe te voegen van dagen die niet vergelijkbaar zijn met het normale arbeidsproces, wordt de GSD onrealistisch groot, wat een onterecht grote overschrijdingskans tot gevolg heeft. Nu is dit een absurd voorbeeld, maar ook op werkdagen kunnen er verschillende arbeidssituaties voorkomen, die niet in één steekproef samengevoegd mogen worden. Verschillende werksituaties moeten, ook als het werk in dezelfde hal door dezelfde personen uitgevoerd wordt, apart aan een onderzoek onderworpen worden en apart beoordeeld worden op eventuele grenswaarde-overschrijding. Met dergelijke gedifferentieerde gegevens is het ook eenvoudiger de eventuele oorzaak van grenswaarde-overschrijding aan te wijzen, zodat maatregelen gericht kunnen worden genomen dan wanneer alle werksituaties in één steekproef worden gestopt. Tevens geeft dit voorbeeld nogmaals aan dat het zeer belangrijk is te weten onder welke omstandigheden de metingen zijn uitgevoerd. Het klakkeloos verzamelen van grote series meetgegevens is zinloos. Uit deze paragraaf blijkt dat er meetstrategieën bestaan om een enkele meetwaarde te interpreteren. De methode van het NIOSH voor beoordeling van een enkele meting is hier duidelijk inferieur omdat alleen met een meetfout (CV) en niet met interdagvariatie rekening wordt gehouden. Meetschema's doen de werkelijkheid minder geweld aan, maar wel wordt van een zekere GSD uitgegaan zoals in de EEG-schema's. Deze veronderstelde GSD behoeft zeker niet altijd juist te zijn. Meetschema's moeten daarom altijd als een eerste benadering worden gezien, bij voorbeeld om prioriteiten te stellen, al is de kans op foute negatieve beslissingen zeker reëel. De exacte blootstellingsrisico's, bij voorbeeld in termen van kansen op grenswaarde-overschrijding, kunnen alleen op grond van herhaalde waarnemingen worden bepaald.

Voor Nederland bestaan er nog geen wettelijke regelingen voor een algemeen toepasbare meetstrategie. Alleen voor asbest en lood zijn regelingen te verwachten door de implementatie van EEG-besluiten. Tot dan hangt het van de arbeidshygiënist af welke invulling hij geeft aan een meetstrategie voor controle van de grenswaarden. Met de hier gepresenteerde kennis is dit op een verantwoorde manier mogelijk, al zal de beschikbare hoeveelheid tijd en geld een beperking vaak noodzakelijk maken. Als echter de gegevens op een verantwoorde manier worden opgeslagen, is beoordeling na een zekere tijd van gegevensverzameling goed mogelijk.

Tot slot nog een relativerende opmerking over controle van grenswaarden. Grenswaarden zijn – al dan niet wettelijke – richtlijnen voor concentraties waaronder, voor zover de huidige kennis reikt, geen nadelige gevolgen voor de gezondheid optreden. Bij de interpretatie van meetgegevens in relatie tot een grenswaarde komt echter meer kijken dan alleen het vergelijken van getallen.

7 Meetstrategieën voor epidemiologisch en toxicologisch veldonderzoek

7.1 Definities en doelstellingen

Een heldere definitie van het begrip epidemiologie wordt gegeven door Morris (1975). Epidemiologie is de leer van:

- het voorkomen en de verandering van ziektegevallen in de bevolking,
- de oorzakelijke factoren van gezondheid en ziekte,
- de bevordering van de gezondheidstoestand van de populatie.

De relatie met de arbeidshygiëne ligt in het tweede en het derde deel van de definitie. Deze twee punten corresponderen met de 'signaleer'- en 'beheers'-aspecten uit de omschrijving van de arbeidshygiëne. Epidemiologisch onderzoek in een beroepshalve blootgestelde populatie heeft sterke overeenkomsten met arbeidstoxicologisch veldonderzoek. In het eerste geval worden maten voor ziekte en/of gezondheid van de individuen uit de populatie verzameld. In het tweede geval gaat het om de stof waaraan de werkers zijn blootgesteld of om omzettingsprodukten van deze stof in de uitscheidingsprodukten van werkers. Voor zover het de bijdrage van arbeidshygiënische methoden en technieken aan deze twee onderzoeksvormen betreft, bestaat in feite geen verschil. In beide gevallen wordt om een gezondheidsrelevante wijze van karakteriseren van de blootstelling gevraagd, met als doel een zo goed mogelijke bijdrage aan het onderzoek. De klassieke bijdrage van de arbeidshygiëne beperkt zich over het algemeen tot het registreren van de aard en het niveau van de blootstelling. Recente ontwikkelingen duiden in de richting van meer geïntegreerde modellen, waarbij in de totstandkoming van het onderzoeksontwerp de arbeidshygiënische randvoorwaarden even zwaar meetellen als de epidemiologische of arbeidstoxicologische randvoorwaarden.

In dit hoofdstuk wordt slechts zeer summier ingegaan op vormen van epidemiologisch onderzoek. Hiervoor wordt verwezen naar de literatuur (Sturmans et al., 1982; Kleinbaum et al., 1982; Schlesselman, 1982; Kleinbaum & Kupper, 1978; WHO, 1983). Meetstrategieën voor epidemiologisch onderzoek en arbeidstoxicologisch veldonderzoek zijn geen volledig uitgekristalliseerde onderzoeksmodellen. Daar is de wetenschappelijke literatuur te summier voor. Het gaat in dit hoofdstuk om eerste aanzetten die bruikbaar kunnen zijn voor de onderzoeker en arbeidshygiënist in de bedrijfsgezondheidszorg.

7.2 Blootstelling en vormen van epidemiologisch onderzoek

Dwarsdoorsnede-, 'case control'- en cohortonderzoek zijn de drie hoofdvormen van epidemiologisch onderzoek. Het cohortonderzoek kan nog worden onderscheiden in retrospectief en prospectief cohortonderzoek. In dwarsdoorsnede-onderzoek wordt de relatie tussen de op dat moment voorkomende blootstelling en één of andere ge-

zondheids- of effectparameter bestudeerd. Oorzaak en gevolg worden tegelijkertijd onder de loep genomen. Omdat deze blootstelling niet noodzakelijkerwijs de oorzaak van het gezondheidseffect behoeft te zijn, maar de oorzaak in het verleden kan liggen, wordt aan de karakterisering van blootstelling meestal een retrospectieve uitbreiding gegeven. In 'case control'-onderzoek wordt het gezondheidseffect als uitgangspunt gekozen. Gekeken wordt of mensen met een zeker kenmerk (de 'cases') een andere blootstelling hebben (gehad) in vergelijking met de controles. De blootstellingsgegevens hebben altijd een retrospectief karakter. In cohortonderzoek wordt een groep blootgestelden vergeleken met controles wat betreft een zekere respons. Hierbij kan het gaan om personen die een bepaald aantal jaren blootgesteld zijn geweest en nu weer opgespoord worden of personen die nu blootgesteld zijn (worden) en gevolgd moeten worden. Deze vervolgduur kan zeer lang zijn (langer dan 25 jaar) omdat het gezondheidseffect pas jaren na de eerste blootstelling optreedt (inductie-plus latentietijd) zoals bij veel kwaadaardige nieuwvormingen het geval is. Ook kan sprake zijn van langzaam voortschrijdende ziekteprocessen die pas na een aantal jaren meetbaar zijn, zoals veranderingen in de longfunctie of in de leverfunctie.

De vorm van epidemiologisch onderzoek en de aard van de bestudeerde aandoening bepalen in hoge mate het karakter van de te verzamelen blootstellingsgegevens. Het retrospectief epidemiologisch onderzoek in de vorm van 'case control'-onderzoek is in deze een zeer extreem voorbeeld. De blootstellingsgegevens worden pas verzameld als de populatie al ziek of zelfs overleden is. Tevens strekt een dergelijk onderzoek zich vaak uit over diverse bedrijven en bedrijfstakken. Het (retrospectief) cohortonderzoek en dwarsdoorsnede-onderzoek hebben vaak meer mogelijkheden om de blootstelling te reconstrueren. Vaak worden deze tot één of enkele bedrijven beperkt, en gegevensbestanden in een bedrijf bevatten vaak nuttige informatie over gebruikte stoffen en aard en omvang van de productie. Arp (1979) was in staat aan de hand van productiegegevens én informatie over technische wijzigingen en ontwikkelingen in het productieproces trends in de blootstelling te berekenen voor een aantal functies. De meeste mogelijkheden heeft een prospectief epidemiologisch onderzoek. Alle mogelijkheden liggen nog open, dus kan men kiezen voor de wijze waarop men de blootstelling wil karakteriseren. Observatieduur, 'follow-up'-duur en meetinspanning kunnen worden geoptimaliseerd.

7.3 Gezondheidseffect en blootstelling

Een gezondheidseffect kan samenhangen met uiteenlopende blootstellingsparameters. Een silicose (fibrotisering van alveolair weefsel) hangt samen met een chronische blootstelling van jaren aan silicastof. Van belang zijn de duur en het niveau van de blootstelling. Bij de relatie tussen longoedeem en ammoniak zijn de kortdurende (minder dan 15 min) piekblootstellingen van belang. De spreiding, bij voorbeeld in termen van een GSD, van kortdurende metingen rond het gemiddelde is in dit laatste geval bepalend voor de kans op het optreden van het gezondheidseffect. Deze twee gevallen zijn voorbeelden van respectievelijk een chronisch effect door een chronische blootstelling en een acuut effect door een acute blootstelling. Andere combinaties zijn ook mogelijk. Een voorbeeld van een acuut effect door een chronische blootstelling is het optreden van epilepsie door langdurige blootstelling aan dieldrin. In het algemeen is in de litera-

tuur weinig te lezen over de blootstellingsparameters die een bepalende rol spelen in de etiologie van een gezondheidseffect. Enkelen hebben zich aan verkenningen van deze problematiek gewaagd, zoals Esmen (1984) en Rappaport (1985) en beiden borduren voort op het werk van Roach (1966, 1977). Ter herinnering herhalen we de formule van Roach die al in hoofdstuk 6 aan de orde is gekomen:

$$dx/dt = kC - ax \quad (62)$$

Bij een oneindig lange blootsteldingsduur t benadert de concentratie aan de receptor een evenwichtswaarde $C \cdot k/a$. Bij een 'normale' situatie van een achturige blootstelling kan deze concentratie op bij voorbeeld 90 % van dit evenwicht komen als de halfwaardetijd T kleiner is dan ongeveer $2\frac{1}{2}$ uur. Hiermee is een speciale klasse stoffen geïdentificeerd waarbij de concentratie aan de receptor afhankelijk is van de hoogte van de concentratie over een periode korter dan acht uur. Dit geldt voor de meeste irritantia. Een ander extreem wordt gevormd door stoffen met een zeer grote halfwaardetijd. Dit is vooral het geval bij stof dat in de alveoli kan penetreren en deponeren. De verwijderingsmechanismen op deze plaats zijn zo traag dat de halfwaardetijd enkele maanden tot jaren kan bedragen (Bailey et al., 1982; Smith, 1985). De concentratie aan de receptor nadert bij zeer grote halfwaardetijden het produkt van C en t ; dit is de veel gebruikte cumulatieve blootstelling. Deze modellen gaan vooral op voor stoffen als silica en asbest, stoffen met lange halfwaardetijden en met gezondheidseffecten evenredig met de inwendige blootstelling. Zo is uit onderzoek gebleken dat het gewicht aan fibrotisch weefsel recht evenredig toenam met de hoeveelheid stof per gewichtseenheid longweefsel. Dit suggereert dat een zekere hoeveelheid stof verantwoordelijk is voor de vorming van een evenredige hoeveelheid fibrotisch weefsel. Het stof wordt dus op één of andere manier ontdaan van de reactiviteit na het veroorzaken van fibrose. De duur van de blootstelling bleek niet samen te hangen met de hoeveelheid gefibrotiseerd weefsel (Verma et al., 1982).

Relativeringen over het gebruik van de cumulatieve blootstelling als maat in epidemiologisch onderzoek zijn te vinden in het artikel van Berry et al. (1979).

Omdat intra- en interdagvariaties in de blootstelling van geen belang meer zijn bij longfibrose spreekt Rappaport van 'damping' aan de receptor. Hij vraagt zich af welke grootte de halfwaardetijd mag hebben om de intra- en interdagvariatie in blootstelling te mogen negeren. Deze vraag is niet simpel te beantwoorden, omdat kennis over halfwaardetijden over het algemeen schaars is en de variatie binnen en tussen personen aanzienlijk kan zijn. Zo is het bij voorbeeld onduidelijk wat voor meetstrategie gevolgd moet worden als er sprake is van een stof die een korte halfwaardetijd heeft, maar wel gezondheidseffecten heeft na een chronische blootstelling. Etiologisch gezien kan men de werking van zo'n stof voorstellen als een ziekteproces waarbij kortstondige piekconcentraties een zekere schade in het weefsel aanbrengen voordat de stof weer snel wordt verwijderd of omgezet. Herhaalde blootstellingen kunnen dan leiden tot gecumuleerde effecten. Het is ook voorstelbaar dat na een aantal piekconcentraties de concentratie aan de receptor zo hoog wordt dat een irreversibel proces in gang wordt gezet, zoals bij sensibilisatie door een antigeen. Algemene regels voor de relevante blootstellingsmaten zijn dan niet te geven. Esmen (1984) verkent deze problematiek aan de hand van toluen-di-isocynaat (TDI), een stof met sensibiliserende eigen-

schappen. Hij veronderstelt een kritische concentratie aan de receptor, met eraan gekoppeld een zekere respons R , die bereikt moet worden om het herstelmechanisme te overtreffen. Het door hem ontwikkelde model wordt gesteund door epidemiologische waarnemingen in blootgestelde populaties. Ook heeft Esmen (1984) aanzetten gegeven voor risico-analyses voor stoffen met een dichotome respons, zoals carcinogenen. De geïnteresseerde lezer wordt hiervoor naar de betreffende literatuur verwezen.

Uit bovenstaande wordt duidelijk dat het gaat om denkmodellen die behulpzaam kunnen zijn bij het bepalen van relevante blootstellingsparameters. Hoewel zeer theoretisch zijn deze gedachtengangen belangrijk. In elk artikel over meetstrategieën voor irritantia (6.3.9) wordt teruggegrepen op de overwegingen van Roach. Natuurlijk zijn deze modellen sterke simplificaties. Er wordt steeds uitgegaan van een trapsmodel. Diverse stappen, zoals resorptie aan membranen, opname in vetweefsel en diffusiestappen, compliceren deze modellen aanzienlijk en zijn nog maar beperkt ontwikkeld.

7.4 Kwantificeren van chronische en acute blootstelling

7.4.1 Inleiding

Voor stoffen met een effect door een acute blootstelling is de meetstrategie eenvoudig en vergelijkbaar met die voor het vaststellen van kansen op grenswaarde-overschrijding voor stoffen met een MAC-C-waarde. Voor de analyse van de relatie tussen gezondheidseffect en blootstelling bestaan geen vastomschreven methoden. Een maat voor de (kortdurende) variaties zal men als onafhankelijke variabele kunnen introduceren in de analyse. In de literatuur is wel gewerkt met 'peak to mean'-verhoudingen en percentielwaarden. Het gebruik van een GSD of een andere variantiemaat lijkt niet bezwaarlijk. Één probleem kan echter niet onbesproken blijven. Als achturige blootstellingsmaten aan een verandering in een zekere respons over die acht uur worden gekoppeld, kunnen fouten in de analyse optreden. Een voorbeeld is de analyse van het verband tussen een achturige blootstelling aan endotoxine en een longfunctie-verandering. De variatiecoëfficiënt van de endotoxinebepaling is zeer groot als persoonlijk wordt gemeten door de extreme CV_m -waarde (6.2). Door deze extreme CV_t -waarde kan een correlatie of regressiecoëfficiënt van de respons (longfunctieverandering) op de blootstelling (endotoxineconcentratie) worden onderschat (zie voor de onderbouwing 7.4.6). Hierdoor zou ten onrechte kunnen worden geconcludeerd dat een zeker agens geen of slechts een zwak effect heeft. Aan deze problematiek is in de literatuur amper aandacht besteed. Literatuur over statistische technieken om voor meetfouten te corrigeren of om de invloed ervan te verminderen is te vinden in Liu et al. (1967), Halfon (1985), Lindley (1953), Lan et al. (1982) en Bartlett (1949). Het kwantificeren van chronische blootstellingen is een aparte techniek en zal in de volgende paragrafen worden besproken. Hierbij is voor een belangrijk deel uitgegaan van de publikatie van Heederik et al. (1986).

7.4.2 Meetniveau en meetstrategie

In epidemiologisch onderzoek worden zeer frequent ordinale blootstellingsmaten gehanteerd om de blootstelling van individuen uit de populatie te karakteriseren (wel/geen blootstelling; geen/middelhoge/hoge blootstelling). Een indeling in dergelijke categorieën is het resultaat van de beoordeling van (1) het niveau van blootstelling, (2) de duur van de blootstelling en/of (3) de frequentie van de blootstelling. De criteria die tot zo'n indeling leiden, kunnen sterk verschillen. Vaak wordt de indeling gebaseerd op de huidige situatie of wordt als eis gesteld dat individuen ten minste een bepaald aantal jaren moeten zijn blootgesteld. Ook wordt de indeling wel gebaseerd op metingen of op samengestelde maten, gebaseerd op kwalitatieve en/of kwantitatieve blootstellingsgegevens. Theoretisch moet een afweging van het niveau, de duur en de frequentie van de blootstelling leiden tot een indeling van de populatie in blootstellingscategorieën of de toewijzing van een 'blootstellingswaarde' aan de leden van de populatie. Bij het schatten van een chronische blootstelling is dit niet eenvoudig, omdat diverse factoren het schattingsproces beïnvloeden:

- de observatieduur is vaak vele malen korter dan de tijd waarover geschat moet worden;
- de populatie wordt gekenmerkt door een zekere dynamiek, die tot wisselingen in blootstelling kan leiden (functiewisseling, taakrotatie);
- wijzigingen in bedrijfsomstandigheden kunnen tot ingrijpende veranderingen in de blootstelling leiden.

7.4.2.1 Observatieduur

De tijd waarover de populatie wordt geobserveerd, is afhankelijk van het soort epidemiologisch onderzoek dat wordt toegepast (retrospectief, prospectief). Het retrospectief cohortonderzoek en het dwarsdoorsnede-onderzoek bieden soms meer mogelijkheden om vroegere blootstellingen te schatten dan het 'case control'-onderzoek. De mogelijkheden hangen wel af van de beschikbare informatie. Vaak moet toch ook gebruik worden gemaakt van vragenlijsten om blootstellingen te achterhalen en slechts zelden, zeker in de Nederlandse situatie, bestaan gegevensbestanden om het verleden te reconstrueren. Vaak zijn deze gegevensbestanden ook niet ontwikkeld om er epidemiologisch onderzoek mee te verrichten, met alle nadelen van dien. De blootstelling wordt over het algemeen achterhaald aan de hand van vragenlijsten of anamneses en tegenwoordig ook met geautomatiseerde 'matrixtechnieken' en heeft daardoor meestal een kwalitatief karakter (ja/nee; hoog/middelhoog/laag blootgesteld). Gegevensbestanden die informatie bevatten over beroepen en, daaraan gekoppeld, potentiële blootstellingen, kunnen behulpzaam zijn bij het onderzoek. Men spreekt wel van 'expositiematrices' (Hoar et al., 1980; Gerin et al., 1985).

Een voorbeeld van een matrixsysteem wordt gegeven door Hoar et al. (1980) voor een timmerman in de bouw. In tabel 10 wordt een opsomming gegeven van functies in de bouw en de mate van blootstelling aan asbest. In tabel 11 zijn de blootstellingen gegeven, die in het systeem met een timmerman in de bouw (03-860) zijn verbonden.

Een voorbeeld van het gebruik van een blootstellingsmatrix is het Nederlandse onderzoek naar oorzaken van neuskanker. Alle Nederlandse neuskankerpatiënten van

Tabel 10. Blootstellingsmatrix met de kans op asbestblootstelling (6505) voor een timmerman (860) in de bouw (Bron: Hoar et al., 1980).

Industrie	Functie	Mate van blootstelling
02 mijnbouw		
03 bouw	829 electricien	matig
	→ 860 timmerman	matig
	861 steenleggers	matig
	863 asbestisoleerders	hoog
04 papier- en houtind.	860 timmerman	matig

Tabel 11. Blootstellingen die in de matrix samenhangen met de functie timmerman in de bouw (02-860) (Bron: Hoar et al., 1980).

Groepen verbindingen	Specifieke blootstellingen	Mate van blootstelling
azo verbindingen	1350 olie oranje SS	2 matig
fenolen	1420 creosoot	2 matig
aromatische koolwaterstoffen	1560 koolteer	2 matig
	1640 petroleum en koolteer	2 matig
alifatische verbindingen	4910 wateronoplosbare koolstofpolymeren	1 licht
	4870 polysiloxanen	1 licht
metalen	6140 chroom	3 hoog
mineralen	6505 asbest	1 matig
fysische factoren	9300 houtstof	3 hoog
	8250 UV straling	2 matig

1978–1981 werden verzameld. De patiënten werd een lange lijst vragen gesteld over vervulde beroepen, functies en taken en over chemische stoffen waaraan men tijdens het arbeidsleven werd blootgesteld. Met een matrixtechniek werd de verkregen informatie uitgebreid en getoetst. Op deze manier zijn formaldehyde, organische oplosmiddelen en het werken in de papier- en houtverwerkende industrie geïdentificeerd als mogelijke oorzaken van neuskanker (Hayes, 1984).

Het gebruik van matrices wordt uitgebreid besproken door Pannett et al. (1985). Dezen signaleren een aantal problemen.

- Vaak moet worden volstaan met het registreren van gemengde of gegroepeerde blootstellingen (dieseldampen, pesticiden), omdat de meer specifieke blootstellingen binnen zo'n groep sterk gecorreleerd zijn en daarom op basis van alleen een 'job title' niet te onderscheiden zijn.
- Het biologisch effect kan van de blootstellingsroute afhangen. Daarom moet ei-

- genlijk ook tussen opname via de huid en inhalatie onderscheid worden gemaakt.
- De gradering van de blootstelling (laag, middelhoog/hoog) is arbitrair, enerzijds door de afweging van langdurige lage blootstellingen tegen korte hoge blootstellingen, anderzijds door interferentie van soms triviale blootstellingen (formaldehyde, blootstelling door roken).
 - De definitie van de ‘job titles’ bepaalt voor een belangrijk deel het informatieverlies bij het coderen (sensitiviteit, specificiteit).
 - De blootstelling bij de uitvoering van een taak kan gaandeweg veranderen.
 - Het schattingsproces is niet getoetst. Dit is in de toekomst wel noodzakelijk, omdat uit onderzoek is gebleken dat de blootstellingsmatrix niet altijd tot betere resultaten leidt dan een schatting van de blootstelling op basis van vragenlijsten en interviews.
- De validiteit van vragenlijsten om blootstellingsgegevens te verzamelen is soms bevredigend gebleken (Rosenstock et al., 1984; Baumgarten et al., 1983; Pershagen & Axelsson, 1982).

De meeste mogelijkheden biedt een prospectief epidemiologisch onderzoek. Alle mogelijkheden om de blootstelling te karakteriseren liggen nog open. Vooraf kan een afweging worden gemaakt tussen toepassing van schattingsmethoden, kwantificering door metingen en combinaties van deze beide mogelijkheden om de blootstelling te karakteriseren. Ook bestaat nog de mogelijkheid om de verhouding tussen observatieduur en follow-up-duur te optimaliseren; de invloed van allerlei wijzigingen in het productieproces met een invloed op de blootstelling van de werkers kan worden gekwantificeerd en in de blootstellingschattingen worden meegenomen.

7.4.2.2 Migratie

Werknemers vervullen gedurende hun arbeidsleven zelden continu een zelfde functie. Functiewisselingen en promotie komen veel voor. Een persoonlijke blootstelling hangt zeer sterk samen met iemands functie en met de taken die binnen deze functie moeten worden vervuld. Verandering van taken, of de verhouding van de tijdsbesteding aan verschillende taken en functiewisselingen kunnen daarom tot zeer sterke veranderingen in iemands blootstelling leiden. Door persoonlijke metingen over 8 uur met draagbare apparatuur over diverse dagen uit te voeren, wordt een goede indruk van de bij de functie behorende blootstelling verkregen. Zolang niets verandert, blijft de verkregen gemiddelde blootstelling gelden. Functiewisselingen en dergelijke worden verdisconteerd door een zogenaamde cumulatieve blootstelling te berekenen. Een aantal aspecten worden later besproken. In ieder geval wordt door berekening van deze maat gepoogd afweging van de duur en het niveau van een chronische (in de tijd veranderende) blootstelling te maken.

7.4.2.3 Trends in blootstelling

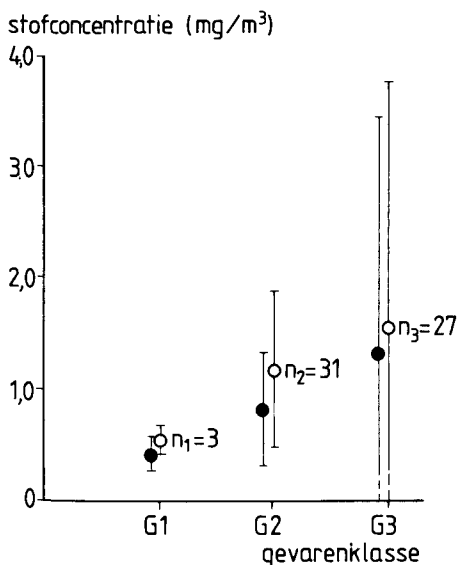
Ulvasson (1983) toonde aan dat sinds de tweede wereldoorlog de immissieconcentraties aan het dalen zijn door invoering van nieuwe technieken, wijzigingen van processen en andere factoren. Dement et al. (1983) toonden op basis van meer dan 5500 metingen de invloed aan van diverse technische wijzigingen in de productie van een asbesttextiel-fabriek op de persoonlijke blootstelling in een populatie van textielarbeiders. Gamble

et al. (1976) en Esmen (1979) stellen dat wijzigingen in productieprocessen zorgen voor het ontstaan van nieuwe functies, maar ook voor het verdwijnen ervan. Als een fabrieksproces niet wordt gewijzigd gedurende een aantal jaren, dan kunnen de resultaten van een eenmalige 'survey' (afgezien van seizoensfluctuaties in de blootstelling) een goed beeld geven van de blootstelling over die langere periode en kan de meetinspanning sterk worden beperkt. In de berekening van de cumulatieve blootstelling behoeven alleen functiewisselingen meegenomen te worden. Als wel wijzigingen zijn opgetreden, dan moet voor trends van de concentratie in de tijd worden gecorrigeerd en valt de berekening van de cumulatieve blootstelling veel complexer uit.

7.4.3 Homogene blootstellingsgroepen

De cumulatieve blootstelling wordt berekend als som van de produkten van de in een bepaalde functie voorkomende blootstelling en de duur van deze blootstelling. Op verschillende manieren kan een indruk worden verkregen van de blootstelling van werkers. Een aantal in de internationale literatuur gepubliceerde onderzoeken illustreert dit. De eerste vier referenties hebben betrekking op methoden om een populatie onder te verdelen in blootstellingscategorieën.

Woitowitz et al. (1970) deelden werknemers op grond van hun taak en functie in in een aantal 'gevaarenklassen', G. De gevolgde procedure en criteria om tot deze indeling te komen zijn niet beschreven. Deze gevaarenklassenindex werd in een gevaarenjare-index gebruikt in plaats van de werkelijke blootstelling bij de cumulatieve blootstel-



Figuur 33. Indeling in gevaarenklassen (G_1 – G_3) met klassegemiddeldeconcentraties (AM) en standaarddeviaties (SD) voor gedroogd stof (○) en gegloeid stof (●). (Bron: Woitowitz et al., 1970.)

ling. De indeling in drie gevarenklassen (G_1 , G_2 , G_3) in een asbestcementindustrie bleek overeen te komen met een verschil in gemiddelde blootstelling aan stof (figuur 33).

Corn & Esmen (1979) hebben het eerder genoemde zonesysteem ontwikkeld om werkers in min of meer homogene blootstellingsklassen in te delen. Een indeling in zones kan worden vergemakkelijkt, zo stellen zij, door het uniforme functieclassificatiesysteem van Esmen (1979). Voor epidemiologisch onderzoek is het zonesysteem nooit getoetst, maar toch wordt het regelmatig toegepast.

Oostendorp & Kromhout (1985) hebben een vergelijkbaar systeem ingevoerd om tot een kwalitatieve schatting van de blootstelling te komen (zie ook hoofdstuk 2). Veel aandacht is besteed aan het schattingsproces om een zo groot mogelijke reproduceerbaarheid te verkrijgen. Ze deelden alle mogelijke functies in vier blootstellingsgroepen in aan de hand van vooraf gedefinieerde criteria (open/gesloten proces, frequentie van werkzaamheden, etc.) en toetsten dit systeem aan de hand van metingen. Uit hun onderzoek bleek dat de gemiddelde concentratie toenam met opklimmende blootstellingscategorie, maar dat tussen de categorieën sprake was van een grote overlap in blootstelling.

Gamble et al. (1976) concludeerden dat bovengenoemde benaderingen niet werken in situaties waarin de populatie blootgesteld is aan zeer veel chemicaliën, zoals in de rubberindustrie. Ze deelden de populatie daarom in op grond van de plaats in het productieproces en kwamen zo tot de 'occupational title groups' (OTG's). Zeer veel epidemiologisch onderzoek in de rubberindustrie is aan de hand van een indeling in OTG's geanalyseerd. Later zijn nog pogingen ondernomen om bij iedere OTG een 'blootstellingsprofiel' vast te stellen voor blootstelling aan stof en oplosmiddelen, maar dit heeft helaas slechts op beperkte schaal plaatsgevonden (Williams et al., 1980; Ert et al., 1980). Koppeling van gezondheidseffecten aan specifieke blootstellingen is hierdoor in de rubberindustrie alleen in incidentele gevallen mogelijk gebleken.

Door Stewart et al. (1986) is een onderzoek naar de carcinogene effecten van formaldehyde in een aantal bedrijven gedaan. In totaal bestond de populatie uit 30 000 werknemers. Na het uitpluizen van de persoonsdossiers bleken er 300 000 verschillende functiebenamingen te zijn. Deze werden gecomprimeerd tot 30 000 unieke functiebenamingen. Na standaardisatie bleven er 20 000 over. Het onderbrengen in groepen met een gelijkwaardige blootstelling resulteerde uiteindelijk in 4500 verschillende blootstellingsgroepen. Door het bestuderen van bedrijfsarchieven en gesprekken met personeel werd een indruk gekregen van de ontwikkelingen van het bedrijf, taken bij bepaalde functies, blootstellingen en beschermingsmaatregelen. Op grond van deze informatie werden schattingen voor de huidige blootstelling en die in het verleden gemaakt. Voor een deel konden deze worden getoetst met meetgegevens uit het verleden. De schatting werd in zes categorieën uitgevoerd:

- 1 sporeconcentraties
- 2 $< 0,15 \text{ mg/m}^3$ voor incidentele blootstelling van mensen die een enkele keer op de productieafdeling komen
- 3 $0,15\text{--}0,75 \text{ mg/m}^3$: geen geur aanwezig.
- 4 $0,76\text{--}3,0 \text{ mg/m}^3$: geur aanwezig.
- 5 $> 3,0$: irritatie ogen en neus
- 6 onbekend.

Bij de schattingen werd ook informatie betrokken over de betrouwbaarheid van

de schatting, de aard van de blootstelling aan formaldehyde (vloeistof, geabsorbeerd aan deeltjes), beschermingsmiddelen, het voorkomen van piekconcentraties, de frequentie van deze piekconcentraties en andere blootstellingen. De schattingen werden aan bedrijfsfunctionarissen gegeven en er werden metingen uitgevoerd. Het bleek dat de functionarissen, afhankelijk van het bedrijf, het in 54 %-82 % van de gevallen eens waren met de schattingen. In vergelijking met de metingen bleken de schattingen van de huidige blootstelling in 50 % van de gevallen overeen te komen. Het gebrek aan overeenkomst bleek samen te hangen met schattingsfouten, maar ook met verstoringen van de meetmethode door andere agentia. Deze methode is in veel mortaliteitsonderzoek gebruikelijk. Schattingen worden door één of diverse arbeidshygiënist(en) uitgevoerd (panels). De gebrekkige overeenstemming tussen schattingen en meetgegevens, maar ook vaak tussen de schatters onderling heeft natuurlijk sterke invloeden op de kans om een verband tussen blootstelling en effect te vinden.

Dement et al. (1983) hebben een retrospectief cohortonderzoek uitgevoerd in een populatie van asbesttextielarbeiders. Hiervoor is een gedetailleerd onderzoek verricht naar de processen en stofbeschermende maatregelen tussen 1930 en 1975. Ook zijn alle werknemers onderverdeeld in zogenaamde zones (Corn en Esmen, 1979). De variatie in blootstelling binnen de zones is verwerkt door de zones weer onder te verdelen in zogenaamde 'uniforme taken' (UT's) volgens Esmen (1979), zodat zo weinig mogelijk restvariantie binnen een zone overbleef. Op grond hiervan is een model ontwikkeld om met meetgegevens over proces, taak en stofbeschermende maatregelen de historische blootstelling te reconstrueren. De parameters van dit model zijn geschat met behulp van lineaire regressie, gebruik makend van stofmeetgegevens uit de periode van 1930 tot 1975. Met dit model is voor iedere werknemer de cumulatieve blootstelling geschat en deze benadering bleek bruikbaar in een blootstellings-responsanalyse.

7.4.4 Blootstelling aan diverse componenten in de lucht

De in de vorige paragraaf gegeven methoden om homogene blootstellingsgroepen te vormen zijn geschikt voor uiteenlopende situaties. De 'occupational title groups' zijn bruikbaar voor situaties waarin de populatie aan diverse agentia is blootgesteld, zoals in de rubberindustrie. Zoneren voor verschillende stoffen is onmogelijk omdat bij het zoneren voor de ene stof de andere stof als versturende variabele kan werken. De enige mogelijkheid is het vaststellen van een blootstellingsprofiel. Dit heeft echter slechts een registrerende functie. Koppeling van gemeten concentraties aan gezondheidseffecten in een analyse is onmogelijk vanwege de eerdere genoemde storende invloeden van andere stoffen. 'Multivariate'-technieken vormen hiervoor geen oplossing. Het berekenen van cumulatieve blootstellingen heeft ook geen enkele zin; het aantal stoffen waaraan een werker is blootgesteld is daarvoor vaak te groot. Een tussenvorm is het onderzoek naar gezondheidseffecten door blootstelling aan enkele agentia. Een voorbeeld hiervan is het onderzoek van Smith et al. (1984) naar longfunctieveranderingen door blootstelling aan stoffen die vrijkomen bij de productie van siliciumcarbide. In een populatie van 171 individuen die werkten met siliciumcarbide, is uitgebreid voor een aantal homogene subpopulaties de blootstelling aan vijf luchtverontreinigende componenten bepaald. Deze metingen zijn eenmalig in de herfst van 1980 uitgevoerd. Omdat de productie en de produktiewijze gedurende dertig jaar sta-

biel bleken te zijn geweest, konden met deze eenmalige metingen lange-termijnschattingen voor iedere subpopulatie worden geconstrueerd. Met aanvullende informatie verkregen aan de hand van vragenlijsten over de vervulde functies en functiejaren zijn, voor de verschillende componenten, cumulatieve (individuele) blootstellingen bepaald. De correlaties tussen de blootstellingsniveaus van deze componenten waren zodanig dat de relatie tussen de afzonderlijke blootstelling aan de betreffende componenten en de longfunctie kon worden onderzocht. Deze techniek is bruikbaar als de gradiënten in blootstelling voor de verschillende agentia in het bedrijf verschillen, dat wil zeggen: als voor groep A de blootstelling hoog is voor component 1 en laag voor component 2, dan moet voor groep B de blootstelling respectievelijk laag en hoog zijn. Dit resulteert in correlaties kleiner dan 1 tussen de concentraties van de componenten 1 en 2, zodat in een 'multivariante' analyse de afzonderlijke bijdragen aan het te bestuderen effect kunnen worden vastgesteld. In het onderzoek van Smith et al. (1984) en Peters et al. (1984) werd ook met het zoneringssysteem gewerkt. Soms kan men meer agentia aan als deze strategie wordt verlaten en als van iedereen meetgegevens worden verzameld. Het hoge oplossend vermogen wordt dan betaald met een grote meetinspanning. In dit spanningsveld zal een keuze voor een meetstrategie worden gemaakt, afhankelijk van de doelstellingen van de meetinspanning en de kenmerken van de situatie (Waxweiler, 1981).

7.4.5 Controle op homogeniteit

Een belangrijk aspect van een kwalitatieve blootstellingsmaat is dat men zeker wil zijn van een betrouwbare indeling in blootstellingsklassen. Als dit wordt uitgedrukt in relatie tot kwantitatieve blootstellingsmaten wil men dat met opklimmende blootstellingsklasse of opklimmende gevarenklasse de (gemiddelde) concentratie toeneemt. Zowel uit onderzoek van onder andere Woitowitz et al. (1970) als uit recenter onderzoek van Oostendorp & Kromhout (1985) blijkt dat hieraan over het algemeen wordt voldaan. Een tweede vereiste is dat slechts geringe overlap in blootstelling tussen de blootstellingsklassen mag bestaan. Zou wél overlap bestaan, dan is er sprake van misclassificatie. Als hoog blootgesteld getypeerde personen zijn eigenlijk laag blootgesteld, en omgekeerd. Voor de analyse van een verband tussen 'ziekte' en 'blootstelling' is deze misclassificatie al snel nadelig (Tockman, 1982; Gladen & Rogan, 1979). Verbanden worden statistisch gezien minder significant, en relatieve risico's kunnen onder- of overschat worden, afhankelijk van het karakter van de schattingsfout ('random', systematisch).

Uit voorbeelden van Woitowitz (1970), Oostendorp & Kromhout (1985) en Heederik et al. (1985) blijkt dat overlap tussen 'homogene blootstellingsgroepen' een normaal verschijnsel is als bij voorbeeld wordt uitgegaan van herhaalde over 8 uur gemiddelde metingen. Als bij metingen op een willekeurig andere dag dezelfde overlap bestaat, dan rijst de vraag of dezelfde blootgestelde personen tot deze overlappende deelverzameling behoren. Dit soort vragen kan onderzocht worden als van diverse personen meer metingen voorhanden zijn (Bock, 1975). Door een variantie-analyse uit te voeren kan de intrapersoons- en interpersoonsvariatie worden onderzocht. Is de interpersoonsvariatie groot, dan betekent dit dat systematisch verschillende blootstellingen bestaan tussen personen uit een zelfde blootstellingsgroep. Is het omgekeerde het geval,

Tabel 12. Variantieratio (λ) van intrapersoons- en interspersoons variatie voor een aantal als homogeen gekarakteriseerde blootstellingscategorieën.

Populatie	Blootstelling	GM	GSD	λ
messingsmelters ¹	ZnO [mg/m ³]	530	4,0	6
messingswerkers ¹	ZnO [mg/m ³]	35	4,0	0,4
lassers ² 1	lasrook [mg/m ³]	1,11	1,9	0,5
2	lasrook	0,88	1,6	1,0
3	lasrook	2,60	2,0	4,3
4	lasrook	3,46	2,0	2,8

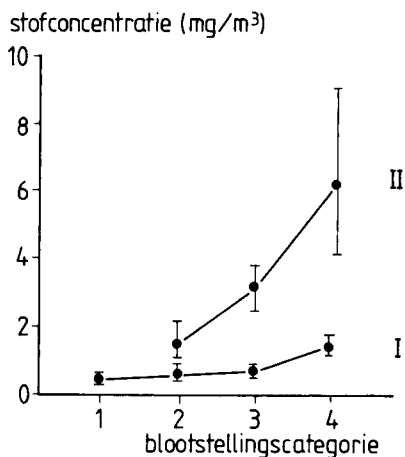
1 Heederik et al. (1985), zonering volgens Corn.

2 Oostendorp & Kromhout (1985), schatting met 4 blootstellingscategorieën.

dan is er waarschijnlijk sprake van een homogene populatie en 'zwerft' ieder lid van dag tot dag door de verdeling heen. Door de 'werkelijke GSD' te berekenen, analoog aan formule 30, kan worden bekeken of de interspersoonsvariatie tot een relevante spreiding en overlap met andere verdelingen leidt. In tabel 12 wordt dit voor een aantal populaties uit verschillende onderzoeken getoond aan de hand van de berekende GSD en λ , de variantieratio van intra- en interspersoonsvariatie. Altijd beoordeelde de arbeidshygiënist de populatie als homogeen, wat uit de getallen niet altijd zo blijkt te zijn. Toetsing hiervan kan dus noodzakelijk zijn, zeker als er sprake is van overlap tussen verdelingen van blootstellingscategorieën.

In het bovenstaande is alleen gerefereerd aan onderzoek dat is uitgevoerd in een bedrijf. Esmen (1979) stelt dat een sectorbenadering in een industrietak zeer geschikt kan zijn om een historische blootstelling te reconstrueren en zo retrospectieve cohort-onderzoeken uit te voeren. Verschillen in technologisch niveau tussen bedrijven in een industrietak, bij voorbeeld voor wat betreft het productieproces, blootstellingreducerende maatregelen en ventilatie, maken het mogelijk de ontwikkeling in technologie in een bedrijf in de tijd, en daarmee samenhangend de blootstelling te reconstrueren. Er is echter met deze techniek weinig ervaring opgedaan. In het algemeen zullen dergelijke benaderingen zeer tijdrovend zijn. Het technologische karakter van de verschillende bedrijven zal zeer gedetailleerd in kaart moeten worden gebracht en worden gecombineerd met gegevens over het verleden van een industrie. Veel-vaak moeilijk toegankelijke-informatiebronnen zullen hiervoor moeten worden ontsloten. Als men met kwalitatieve en kwantitatieve blootstellingsmaten in meer dan één bedrijf epidemiologisch onderzoek wil opzetten, zijn extra problemen te verwachten. In twee lasbedrijven zijn de werknemers door een arbeidshygiënist ingedeeld in vier (oplopende) groepen voor de blootstelling aan lasdampen volgens de eerder genoemde criteria (Oostendorp & Kromhout, 1985). In beide populaties bleek na het uitvoeren van persoonlijke metingen de gemiddelde concentratie met de blootstellingsgroep (I t/m IV) toe te nemen. Als de twee bedrijven worden vergeleken (figuur 34), dan blijkt:

- dat de gemiddelde concentratie in de overeenkomstige categorieën verschilt, en
- dat de toename in gemiddelde concentratie met toenemende blootstellingscategorie niet gelijk is voor de beide populaties.



Figuur 34. Indeling naar blootstellingscategorieën (1 t/m 4) volgens Oostendorp & Kromhout (1985) van 2 populaties lassers (I en II) uit verschillende bedrijven met bijbehorende geometrisch gemiddelde concentraties lasrook en 95 % betrouwbaarheidsintervallen, gemeten over 8 uur met PAS 6 persoonlijke monsternamen apparatuur. De beoordeling van de beide populaties is door dezelfde persoon uitgevoerd.

Dit wijst erop dat een arbeidshygiënist wel in staat is om verschillen in blootstelling tussen groepen aan te geven, maar dat dit verschil een relatief karakter heeft. Daarnaast blijkt ook in dit onderzoek een grote overlap te bestaan tussen de verschillende blootstellingsgroepen. Juist deze misclassificatie zal in epidemiologisch onderzoek grote problemen opleveren. Het feit dat ook de twee bedrijven met verschillende blootstellingen niet met kwalitatieve maten onderscheiden konden worden, relateert het gebruik van dergelijke maten in epidemiologisch onderzoek. Wel moet nog worden opgemerkt dat deze methode ook niet was ontwikkeld om in verschillende bedrijven te worden toegepast. Een verdere detaillering van de gehanteerde blootstellingscriteria zou in een beter oplossend vermogen kunnen resulteren. Ook bleken aanzienlijke verschillen tussen diverse schattende arbeidshygiënist voor te kunnen komen. Combinatie van technieken, schatten en bepalen van de schaal met metingen, gevolgd door het herindelen van de categorieën, zou hiervoor een oplossing kunnen bieden.

7.4.6 Schatting van de persoonlijke blootstelling

Wisseling van taken binnen een functie kunnen leiden tot variatie in (persoonlijke) blootstelling over meer dagen (intrapersoonsvariaties). Ulvarsson (1983) berekende over meer dagen voor 8-uurs concentraties voor lassers een GSD van 1,2. Eigen onderzoek toont aan dat een spreiding in de GSD van 1,3 tot 3 voor de intrapersoonsvariatie in diverse populaties niet buitengewoon is (Oostendorp & Kromhout, 1985; Heederik et al., 1985, 1986). Deze variaties kan men als willekeurige fluctuaties rond de persoonlijke gemiddelde blootstelling beschouwen. Ulvarsson (1983) stelt dat dergelijke 'random' fluctuaties in de analyse van dosis-responsrelaties (1) een verzwakking/verslechtering van de significantie geven en (2) het verband tussen beide variabelen verte-

Tabel 13. Variantieanalyse van intra- en interpersoons variatie.

Variatiebron	Kwadraatsom (KS)	Vrijheidsgraden	Gemiddelde kwadraatsom	Geschatte parameter
tussen personen	KS_{tussen}	$(n-1)$	$KS_{\text{tussen}}/(n-1)$	$s_e^2 + ks_t^2$
binnen personen	KS_{binnen}	$n(k-1)$	$KS_{\text{binnen}}/n(k-1)$	s_e^2

n = aantal personen

k = aantal metingen per persoon

kent. Hij raakt hierbij aan de algemene problematiek van willekeurige fouten in onafhankelijke variabelen (Snedecor & Cochran, 1980).

Als het niveau van een blootstellingsvariabele bij ieder van een aantal personen uit een populatie in k -voud wordt gemeten, dan kan de grootte van de vertekening van het verband met een responsvariabele worden beperkt en bovendien worden geschat. De vertekening in de regressiecoëfficiënt komt neer op vermenigvuldiging met een factor $(1 + \lambda/k)^{-1}$ van de werkelijke waarde (Snedecor & Cochran, 1980; Cochran, 1968; Liu et al., 1978; Armstrong & Oakes, 1982). Daarin is λ de variantieratio σ_e^2/σ_t^2 , die in bovenstaande situatie kan worden geschat met het variantie-analyseschema uit tabel 13 (Bock, 1975). De intrapersoonsvariantie (σ_e^2) wordt geschat door $KS_{\text{binnen}}/n(k-1)$. De interpersoons variantie (σ_t^2) wordt geschat door $[KS_{\text{tussen}}/(n-1) - KS_{\text{binnen}}/n(k-1)]/k$. Noy et al. (1985) lieten aan de hand van een aantal milieustudies zien dat in milieu-epidemiologisch onderzoek λ 's van ongeveer 0,3 tot 6,0 tot de mogelijkheden behoren. Als deze λ 's worden aangehouden, dan blijkt bij voorbeeld de gevonden regressiecoëfficiënt te kunnen variëren met een factor 0,14 tot 0,75 van de werkelijke regressiecoëfficiënt. Dat betekent een belangrijke onderschatting van de regressiecoëfficiënten. Er is geen reden om aan te nemen dat dergelijke λ 's niet realistisch zijn voor bedrijfsepidemiologisch onderzoek. Een aantal arbeidshygiënische onderzoeken op beperkte schaal wijst op even grote en soms grotere λ 's (tabel 14) (Heederik et al., 1985, 1986; Oostendorp & Kromhout, 1985; Smith et al., 1984; Esmen, 1982). Een belangrijke tegenmaatregel is de uitvoering van een beperkte 'pilot'-studie waarin de diverse variantiecomponenten worden geschat, zodat een correctie kan worden uitgevoerd. Liu et al. (1978) geven op grond van deze geschatte variantiecomponenten aan hoe de meetfrequentie (k) verhoogd kan worden om de vertekening in de regressiecoëfficiënt te beperken tot een vermenigvuldigingsfactor niet kleiner dan een zekere waarde p :

$$k = \{p/(1-p)\} \cdot \lambda \quad (63)$$

In tabel 14 wordt deze berekening uitgevoerd voor de populaties uit tabel 12. Hierbij is een waarde van 0,9 voor p gekozen. Om de 'bias' van de regressiecoëfficiënt tot 10 % te beperken zouden bij voorbeeld de messingsmelters 54 dagen bemeten moeten worden. Dit is een zeer extreem voorbeeld. De populatie heeft een zeer grote spreiding in de verdeling van blootstellingsmetingen ($GSD = 4$), en deze blijkt vrijwel geheel

Tabel 14. Op grond van de variantieratio (λ) berekende meetfrequentie (k) om de bias in de regressiecoëfficiënt tot 10 % te beperken voor een aantal populaties.

populatie	λ	k
messingsmelters	6	54
messingwerkers	0,4	3,6
lassers 1	0,5	4,5
lassers 2	1,0	9
lassers 3	4,3	18,7
lassers 4	2,8	25,2

samen te hangen met de intrapersoonsvariatie. Voor de andere populaties worden dan ook lagere waarden gevonden. Deze benadering geldt voor bedrijfsepidemiologisch onderzoek waarbij van alle leden van de onderzoekspopulatie de persoonlijke blootstelling wordt geschat. Een aantal opmerkingen zijn hier op hun plaats.

- Vaak worden personen in een min of meer homogene blootstellingsgroep ingedeeld, zodat de meetinspanning kan worden beperkt. Als deze blootstellingsgroep niet geheel homogeen is en er sprake is van een interpersoonsvariatie in blootstelling, dan draagt deze interpersoonsvariatie ook bij aan de beïnvloeding van de regressiecoëfficiënten als ieder individu de groepsgemiddelde blootstelling krijgt toegekend. Hiervoor geldt echter een andere berekening.
- Bij de berekening van de cumulatieve blootstelling spelen natuurlijk ook andere foutenbronnen een rol. Antwoorden op vragen over het aantal dienstjaren e.d. kunnen bij voorbeeld een over- of onderschatting zijn. De invloed van deze (willekeurige?) fouten leidt tot dezelfde problemen.

7.5 Blootstellingsroutes

Tot nu toe is vooral uitgegaan van blootstelling via het ademhalingsorgaan. Dit is niet altijd de enige blootstellingsroute. Bepaalde bestrijdingsmiddelen worden bij voorbeeld zeer gemakkelijk door de huid opgenomen en komen zo in het bloed terecht. Ook opname via de handen door de mond kan voorkomen door roken en/of eten op de werkplek. De bijdrage van deze blootstellingsroutes kan aanzienlijk zijn en zelfs het grootste deel van de belasting vormen (6.3.4.5). Om deze routes in beeld te brengen wordt van een aantal verschillende technieken gebruik gemaakt.

Allereerst kan de hand van de werker regelmatig worden gespoeld in een vloeistof waarin de te onderzoeken stof goed oplost of kan de hand regelmatig met een tissue worden afgenomen. Een tweede mogelijkheid is de huid te beplakken met een soort badge of 'pad'. Een voorbeeld hiervan is in figuur 35 te zien. Zowel de vloeistof uit het eerste voorbeeld als de tissue en/of badge moeten aan een onderzoek onderworpen worden om de concentratie aan contaminant vast te stellen. Als derde techniek wordt wel van fluorometrische methoden gebruik gemaakt om de contaminatie zichtbaar te maken (Vo-dinh & Gammage, 1980).



Figuur 35. Werknemer uitgerust met een 'pad' om de dermale blootstelling te kwantificeren.

Meetstrategieën voor het bepalen van de dermale blootstelling zijn niet ontwikkeld, maar het is waarschijnlijk dat met grote variaties in resultaten rekening gehouden moet worden. Om betrouwbare schattingen te krijgen zijn dan veel metingen nodig. Voor deze technieken lijkt een belangrijke rol te zijn weggelegd in epidemiologisch onderzoek. Meer informatie is te vinden in Durham & Wolfe (1962) en Wolfe et al. (1967). De WHO ontwikkelde in samenwerking met de 'International Group of National Associations of Pesticide Manufacturers' een protocol voor veldstudies naar de blootstelling aan pesticiden, waarin twee technieken beschreven zijn om de dermale blootstelling te bepalen (WHO, 1982).

Mooie voorbeelden van het gebruik van bovengenoemde technieken worden gegeven in het werk van Zweig et al. (1983, 1985) en Winterton et al. (1984). De dermale blootstelling aan een aantal verschillende pesticiden is geschat in zeven veldstudies bij fruitplukkers in de Verenigde Staten. De 'monitoring pads' bestonden uit 12 opeengestapelde gaasjes van ongeveer $7,5 \cdot 7,5 \text{ cm}^2$. Ze werden door een polyethyleenlaagje van de huid afgescheiden tegen zweet. De 'pads' werden in een gladde enveloppe geplaatst met een gat van 60 mm diameter. Hierdoor werd 28 cm^2 van de 'pad' blootgesteld. De 'pads' werden op diverse plaatsen aan het lichaam bevestigd: het hoofd (met een haarband of pet), de borst, de rug, de bovenarmen (aan een T-shirt), de onderar-

men en de bovenbenen (met chirurgische tape). Lichtgewicht katoenen handschoenen werkten als handmonitors. Over het algemeen werden deze monitors gedurende de hele werkdag gedragen. In een eerste serie van 5 oriënterende studies op vijf verschillende dagen bij aardbeiplukkers is op bovengenoemde wijze de blootstelling aan captan onderzocht. De gemeten concentraties in de 'pads' werden gebruikt om een dermale dosis (D_b) te berekenen volgens:

$$D_b = (c \cdot O_1 \cdot 1000) / (O_p \cdot t) \quad (64)$$

waarin:

D_b = dermale dosis (mg/uur)

c = hoeveelheid pesticide (μg)

O_1 = lichaamsoppervlak (cm^2)

O_p = oppervlak van de 'pad' (cm^2)

t = meetduur (uur)

Het lichaamsoppervlak werd bepaald volgens de methode van Popendorf & Leffingwell (1982) uitgaande van een '50 percentiel man' gecorrigeerd voor gewicht en lengte (Sendroy & Cecchini, 1954). De anatomische verdeling van de dermale captan-blootstelling is in tabel 15 gegeven. De dosis (berekend volgens formule 64) had een spreidingsbreedte van 4,7 mg per uur (23 plukkers) tot 17,4 mg per uur (15 plukkers) over vijf dagen. Voor onkruidwieders werd een dosis van 94,1 mg per uur gevonden. De hoogste dosis werd steeds op de handen gevonden. Dan volgden de onderarmen en onderbenen. De captan-blootstelling op de onderbenen hangt mogelijk samen met blootstelling via dauw op de planten in de vroege morgenuren en stof bij droogte verder op de dag. Bij de wieden werd een minder duidelijk patroon gevonden. De variabiliteit was veel groter en de handen waren niet meer het hoogst blootgesteld.

In bovengenoemd voorbeeld is alleen de dermale 'blootstelling' geschat. De opname van captan via de huid is niet geschat en lijkt ook niet eenvoudig, onder andere in verband met wisselende eigenschappen van de huid op diverse plaatsen op het lichaam en variatie in permeabiliteit afhankelijk van de inspanning (zweten). Hetzelfde geldt voor blootstelling via hand/mond-contact. Ook deze is met deze benadering niet ge-

Tabel 15. Anatomische verdeling van de dermale dosis aan captan bij aardbeiplukkers als percentage van de totale blootstelling (Bron: Zweig et al., 1985).

Lichaamsdeel	Studie					Rekenkundig gemiddelde
	1	2	3	4	5	
hoofd en nek	0,65	2,92	1,90	0,32	3,66	1,89
rug en schouders	1,37	3,36	2,81	0,39	3,26	2,24
borst en maag	1,17	1,15	1,78	0,25	3,68	1,61
onderbenen	3,30	6,96	10,33	0,95	1,93	4,69
bovenarmen	0,59	4,85	2,46	0,24	1,47	1,92
onderarmen	7,20	13,28	21,17	10,18	9,93	12,35
handen	85,73	67,52	59,55	87,69	76,07	75,31

kwantificeerd. Toekomstig onderzoek waarin biomonitoringmaten worden gebruikt voor bij voorbeeld dermale blootstelling, moet over het belang van de diverse blootstellingsroutes meer informatie verschaffen.

7.6 Ten slotte

Zoals uit de vorige paragrafen wel blijkt bestaat er geen algemene meetstrategie die toepasbaar is voor epidemiologisch en toxicologisch veldonderzoek. Er bestaan wel een aantal benaderingen die nog verder ontwikkeld moeten worden en die bruikbaar zijn in een aantal onderzoekssituaties. Onderwerpen als meervoudige blootstelling via één of diverse blootstellingsroutes, de invloed van intra- en interpersoonsvariatie in blootstellingsresponsanalyses en homogeniteit van blootstellingscategorieën verdienen speciale aandacht. Ook de blootstelling van werkers via andere blootstellingsroutes dan inhalatie krijgt ruime aandacht in de literatuur. Omdat het hier gaat om nieuwe gezichtspunten binnen de arbeidshygiëne is zo veel mogelijk naar de literatuur verwezen.

8 Maatregelen ter voorkoming van te hoge belasting

8.1 Inleiding

De uitslag van een oriënterend werkplekonderzoek, een meetprogramma om de blootstelling aan een toxische stof te controleren, of een epidemiologisch/toxicologisch onderzoek kan zijn dat er sprake is van een te hoge belasting van de werker. Het is dan noodzakelijk maatregelen te nemen, die deze te hoge belasting en het daarmee gepaard gaande hoge risico op gezondheidsschade elimineren of beperken. Te denken valt hierbij aan allerlei technische maatregelen, maar er zijn ook maatregelen mogelijk die op de organisatie van het werk betrekking hebben. In dit hoofdstuk zullen een aantal mogelijkheden in de vorm van voorbeelden de revue passeren. Allereerst zal in het kort het wettelijke kader worden geportretteerd.

8.2 Wettelijk kader

Er bestaat geen overkoepelend beleid voor het werken met toxische stoffen en materialen. Het beleid was tot nu toe vooral gericht op specifieke stoffen. Voorbeelden hiervan zijn het asbestbesluit, het besluit inzake het vinylchloride-monomeer en voorschriften voor het gebruik van benzeen. Lang niet voor alle toxische stoffen bestaat echter specifieke regelgeving, en het aantal installaties, procédé's en verwerkingsmethoden is even talrijk als het aantal toxische stoffen. Behalve de wetgeving voor een aantal specifieke stoffen is ook sprake van een opdeling van deze wetgeving in deelgebieden (werkings-sferen), zoals de wetgeving met betrekking tot stuwadoorsarbeid, binnenvaart, landbouw. Het oude Veiligheidsbesluit (1938) voor fabrieken en werkplaatsen, dat tegenwoordig voor grote delen wordt vervangen door de Arbeidsomstandighedenwet, geeft ondanks deze opdeling naar werkgebieden wel aanknopingspunten voor een algemeen beleid voor toxische stoffen. Invulling hebben deze aanknopingspunten nog niet gevonden, maar dit zal de komende jaren een belangrijke taak zijn voor ambtenaren van het Directoraat-Generaal van de Arbeid. De doelstellingen van het te voeren beleid zijn simpel (WABTS, 1985):

- het tegengaan van ontstaan of verspreiding van schadelijke of hinderlijke dampen, gassen of stof, en
- het voorkomen van vergiftiging, besmetting, beroepsziekten of schade aan de gezondheid.

De ingrediënten voor een arbeidshygiënisch beleid worden gevonden in het voorstel tot wijziging van het Veiligheidsbesluit voor fabrieken of werkplaatsen. De ingrediënten in volgorde van belangrijkheid zijn:

- beperking van de emissie
- afvoering van de verontreinigde lucht

- beperking van de blootstelling
- toepassing van persoonlijke beschuttingsmiddelen.

De keuze van het niveau van de maatregelen hangt af van de vraag of deze maatregelen redelijkerwijs kunnen worden toegepast en of deze op doeltreffende wijze het risico verminderen. Het criterium 'redelijkerwijs' is nog niet nader gedefinieerd, het begrip 'op doeltreffende wijze' wel, en de definitie hiervan loopt parallel aan die in het MAC-waarden-boekje (AI, 1985a):

Er zal pas sprake zijn van een op doeltreffende wijze terugdringen van blootstelling indien het uiteindelijk verkregen blootstellingsniveau zodanig is dat, bij herhaalde blootstelling ook gedurende een langere tot zelfs een arbeidsleven omvattende periode, in het algemeen de gezondheid van blootgestelden en hun nageslacht niet wordt benadeeld.

8.3 Blootstellingsreducerende maatregelen

In de vorige paragraaf noemden we al de belangrijkste methoden om de blootstelling van een werker te beperken. Onder deze vier hoofdpunten valt een scala aan mogelijke maatregelen, die we puntsgewijze noemen.

8.3.1 Beperking van de emissie

De twee hoofdbenaderingen in deze categorie zijn bestrijding aan de bron en afscherming van de bron van de mens. De belangrijkste mogelijkheden zijn:

- vervanging van een stof door een andere stof met een geringer gezondheidsrisico. Een voorbeeld is het vervangen van benzeen als oplosmiddel of schoonmaakmiddel door toluen;
- toepassing van een schonere technologie;
- toepassing van alternatieve produktiemethoden of processen;
- verandering van de technische uitvoering van het proces. Een voorbeeld hiervan is het gebruik van grondstoffen in korrelvorm in plaats van poeders om stuiven te voorkomen, of het overschakelen op een nat produktieproces.
- wijziging van werkmethoden;
- wijziging van de inrichting van de werkruimte;
- toepassen van onderhouds- en reinigingsprogramma's;
- afscherming van de bron, bij voorbeeld door lawaaiige machines van een kap te voorzien.

8.3.2 Afvoeren van de verontreinigde lucht

Hierbij kan worden gedacht aan gerichte plaatselijke afzuiging van gassen en dampen bij bepaalde werkzaamheden (figuur 36) (lassen) of processen (baden met vluchtige stoffen) of aan ventilatie van de hele werkplek. Technische informatie over ventilatietechnieken is te vinden in de ACGIH-handleiding (1986). Ter illustratie is hieronder een voorbeeld uitgewerkt dat betrekking heeft op afzuiging van verontreinigde lucht afkomstig van het lasproces.



Figuur 36. Voorbeeld van gerichte afzuiging aan een container voor lege zakken.

Voorbeeld 1. Ventilatie bij lassers

Bij alle lasprocessen ontstaan door de hoge temperatuur deeltjesvormige verontreinigingen ofwel lasrook (figuur 37). De hoeveelheid lasrook is afhankelijk van factoren als het lasprocédé, de diameter van de lasdraad en de elektrode, de spanning en stroomsterkte, het gebruikte beschermgas en natuurlijk het te lassen materiaal. Bekende lasprocédé's zijn:

- lassen met beklede elektroden (Manual Metal Arc-lassen);
- lassen met een beschermgas:
 - 'Metal Inert Gas' (MIG)-lassen, de spanning staat tussen een continu toegevoerde massieve of gevulde lasdraad en het werkstuk, het beschermgas is helium of argon;
 - 'Metal Active Gas' (MAG)-lassen, als MIG-lassen, maar het beschermgas is CO_2 ;
 - een combinatie van deze methoden: MIG/MAG-lassen;
 - 'Tungsten Inert Gas' (TIG)-lassen, de spanning staat tussen een niet afsmeltbare wolframelektrode en het werkstuk, het beschermgas is argon of een argon/zuurstofmengsel. De metaaldelen worden direct of door toevoeging van metaal aan elkaar gesmolten.

Door MT-TNO is uitgebreid onderzoek gedaan naar de blootstelling bij verschillen-



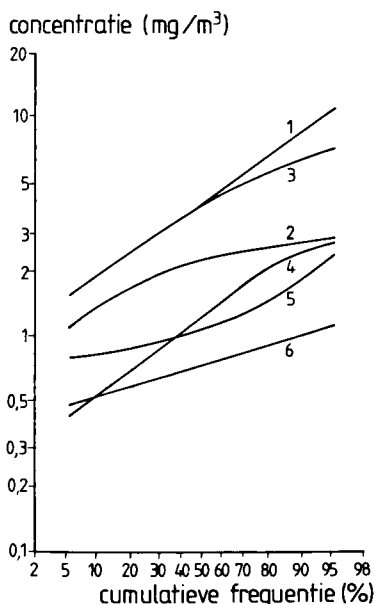
Figuur 37. Het ontstaan van lasrook tijdens het lasproces.

de lasprocédé's. In het kort wordt in deze paragraaf van een aantal resultaten van dit project verslag gedaan. In figuur 38 zijn een aantal cumulatieve verdelingen gegeven van lasrookconcentraties in hallen zonder plaatselijke afzuiging (van der Wal, 1985). Ook is in dit project gekeken naar de concentraties chroom (totaal en zeswaardig) en nikkel in de lasrook. Uit het onderzoek bleek dat, zoals uit figuur 38 duidelijk wordt, vaak grenswaarde-overschrijding plaatsvindt, maar dat de mate waarin de MAC voor respirabel stof (5 mg/m^3) wordt overschreden afhangt van het lasproces. Lassen is een proces dat tot puntemissies leidt. Er bestaan technisch goede mogelijkheden om de ontstane luchtverontreiniging zo veel mogelijk aan de bron af te zuigen. De meest bekende afzuiging om de blootstelling van lassers te beperken bestaat uit een flexibele afzuigslang aan een zwenkarm. De slang is aan een vast opgestelde ventilator of aan een centraal kanaal bevestigd. Door persoonlijke monitoring van de concentratie lasrook is de effectiviteit van deze ventilatie onderzocht. Uit observaties bleek dat veel lassers niet goed gebruik maken van de afzuiging (figuur 39). De afzuigslang wordt vaak te hoog of te ver geplaatst—wel begrijpelijk, want dan hebben de lassers de minste hinder van de slang en behoeven ze deze niet constant bij te stellen als ze van handeling wisselen. Het effect van het niet of verkeerd gebruiken van de afzuiging op de persoonlijke blootstelling blijkt uit tabel 16. Het onjuist plaatsen leidt ertoe

dat de lasrook vaak langs het gezicht wordt gezogen, wat resulteert in een extra hoge belasting. Bij het gebruik van plaatselijke afzuiging is het daarom van belang dat de lasrook in de goede richting wordt afgezogen, dat wil zeggen van de lasser af en dat de afstand van de zuigmond tot de laspunt klein is.

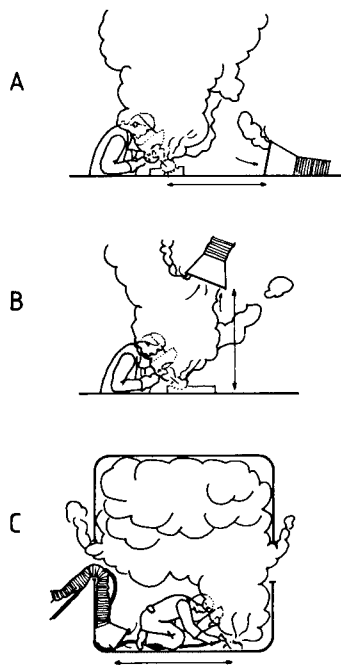
Ook kunnen afzuiginstallaties aan een laspistool worden bevestigd. In een auto-assemblagebedrijf werd veel laswerk op vaste lasstations uitgevoerd. De lasapparatuur hing daarvoor aan het plafond van het gebouw of was aan het station bevestigd. Dit maakte het mogelijk om afzuigslangen aan de lasapparatuur te bevestigen zonder dat de bediening voor de werker zwaarder werd of dat ze ernstig werden gehinderd door de slangen.

Voor lassers die in kleine en moeilijk bereikbare ruimtes (autocabines, scheepsruimen) werken, zijn deze oplossingen niet altijd eenvoudig te realiseren. Een combinatie van goede ruimteventilatie (inblazen van schone lucht) en persoonlijke beschermingsmiddelen moeten dan de persoonlijke blootstelling beperken.



Figuur 38. Cumulatieve verdeling van de respirabele lasrookconcentratie in hallen zonder plaatselijke afzuiging.

- 1 MMA ongelegeerd, ademzone; 2 MMA ongelegeerd, vaste meetplaats;
- 3 MIG/MAG ongelegeerd, ademzone; 4 idem, vaste meetplaats;
- 5 TIG roestvrijstaal, ademzone; 6 idem, vaste meetplaats.



Figuur 39. Een drietal voorbeelden van verkeerd gebruik van plaatselijke afzuiging bij lassers: A, te ver en te laag; B, te hoog; C, te ver en te hoog.

8.3.3 Beperking van de blootstelling

Hieronder vallen zowel maatregelen om de blootgestelde populatie te verkleinen als maatregelen om de blootstellingsduur te beperken en de bron af te schermen. Het betreft hier meestal maatregelen van organisatorische aard, zoals het spreiden van de werkzaamheden in de ruimte (vuile taken isoleren van schone taken) als in de tijd (wisseling van de taken). In voorbeeld 2 zijn onder andere organisatorische maatregelen getroffen in een pesticideformuleerbedrijf. Afscherming van de mens wordt bereikt door opstelling van cabines en het isoleren van meet- en regelkamers van de fabriekshal.

Tabel 16. Het effect van plaatselijke afzuiging op de persoonlijke blootstelling, in mg/m^3 (Bron: van der Wal, 1985).

Plaatselijke afzuiging	AM lasrookconcentratie	n
nee	6,3 (2,4-11)	11
ja	3,0 (1,9-4,6)	5
ja, maar verkeerd gebruik	13 (7-17)	4

Voorbeeld 2. Beperking van de blootstelling door een organisatorische maatregel

In een pesticideformuleerbedrijf is de blootstelling aan stof gemeten in een ruimte waarin poedervormige pesticiden verwerkt worden (Bergstra et al., 1986). Uit de resultaten blijkt dat de groep werknemers ($n = 16$) is blootgesteld aan een rekenkundig gemiddelde stofconcentratie van $0,9 \text{ mg/m}^3$ ($\text{GSD} = 2,0$). Verder blijkt na een variantie-analyse dat de groep werknemers in ongeveer even sterke mate aan stof is blootgesteld en dat hier dus sprake is van een homogeen blootgestelde groep werknemers. In een volgende variantie-analyse is gekeken of de persoonlijk gemeten blootstelling verklaard kan worden door de aard van de werkzaamheden en de verschillende installaties. Er blijken wel degelijk verschillen in blootstelling voor te komen tijdens bepaalde werkzaamheden en bij bepaalde installaties. Teruggerekend blijkt de laagste blootstelling voor te komen bij het opstapelen van zakken aan een bepaalde installatie ($0,3 \text{ mg/m}^3$). De hoogste blootstelling blijkt veroorzaakt te worden door het schoonmaken van een andere installatie ($3,5 \text{ mg/m}^3$). Doordat in deze afdeling taakroulatie wordt toegepast, waardoor men niet continu aan dezelfde installatie werkt en daar dezelfde werkzaamheden verricht, wordt het risico van een hoge stofblootstelling over alle werknemers gespreid. Wanneer een werknemer continu de stoffigste lijn zou schoonmaken, zou er wel degelijk sprake zijn van een onaanvaardbaar risico en van een heterogeen blootgestelde populatie. In dezelfde afdeling is tegelijkertijd ook door dosimetrie de blootstelling aan geluid gekwantificeerd. Na een zelfde variantie-analyse blijken er ook wat geluid betreft verschillen te bestaan tussen de installaties en de verrichte werkzaamheden. De taakroulatie echter zorgt hier ook voor een homogeen blootgestelde groep werknemers ($91,2 \text{ dB(A)}$). Ten slotte zijn de vier lijnen onderling vergeleken voor wat betreft de blootstelling aan stof en aan geluid. De resultaten hiervan zijn samengevat in tabel 17. De installaties waarbij extra voorzieningen zijn getroffen (plaatselijke afzuiging bij de installaties 3 en 4, automatisch afvullen bij installatie 2), zorgen voor een lagere blootstelling aan stof. Helaas hebben de getroffen maatregelen hier een ongunstig effect op de blootstelling aan geluid. Bij het treffen van maatregelen ter voorkoming van een te hoge stofbelasting moet men er dus terdege rekening mee houden dat deze maatregelen tegelijkertijd (negatieve) invloed kunnen hebben op andere aspecten van de arbeidsomstandigheden.

Tabel 17. Geschatte gemiddelde stofconcentraties (GM), in mg/m^3 en geschatte geluidniveau (Leq), in dB(A) per installatie op grond van de meetresultaten en de tijdsbesteding per installatie door middel van variantie-analyse (Bron: Bergstra et al., 1986).

Installatie	GM	Leq
1	1,8	86,5
2	0,8	91,1
3	0,7	88,3
4	0,5	89,6

8.3.4 Toepassen van persoonlijke beschuttingsmiddelen

Deze middelen dienen ter bescherming van huid, ogen en ademhalingswegen en beogen zowel blootstelling aan als opname in het lichaam van toxische stoffen en materialen tegen te gaan. In figuur 40 en 41 zijn enige voorbeelden van het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen voor de ademhalingswegen afgebeeld. In de P-bladen 112 1+2 van de Arbeidsinspectie is ook informatie over ademhalingsbescherming te vinden (AI, 1985b, 1985c). Over het algemeen wordt toepassing van persoonlijke beschuttingsmiddelen door de werker als belastend ervaren. De OSHA zegt over het gebruik van adembeschermingsapparatuur het volgende: 'In the control of those occupational diseases caused by breathing air contaminated with harmful dusts, fogs, fumes, mists, gases, smokes, sprays and vapors, the primary objective shall be to prevent atmospheric contamination. This shall be accomplished as far as feasible by accepted engineering control measures (for example enclosure or confinement of the operation, general and local ventilation, and substitution of less toxic materials). When effective engineering controls are not feasible or while they are being instituted, appropriate respirators shall be used pursuant to the following requirements' (Held, 1980). Opmer-



Figuur 40. Een voorbeeld van het gebruik van adembescherming: de 'airstream'-helm.



Figuur 41. Een voorbeeld van het gebruik van adembescherming: de Van der Grinten-kap.

kelijk hierin is dat de OSHA economische aspecten niet expliciet betreft bij het toestaan van persoonlijke beschuttingsmiddelen. In het verleden was dat nog wél het geval was: in 1963 stelden de AIHA en de ACGIH dat 'respirators should only be used when engineering control measures are uneconomical, inapplicable, impractical and ineffective'. De OSHA heeft nu als uitgangspunt dat het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen alleen is toegestaan (Held, 1980):

- bij routinematige werkzaamheden voor de tijd dat deze werkzaamheden worden geëvalueerd of maatregelen in technische zin in voorbereiding zijn;
- bij werkzaamheden waarbij maatregelen aan de bron of in de overdracht technisch niet haalbaar zijn of wanneer deze de blootstelling niet kunnen verlagen tot een acceptabel niveau;
- bij niet-routinematige werkzaamheden die zo zelden plaatsvinden dat andere maatregelen onpraktisch zijn (bepaalde onderhoudswerkzaamheden);
- bij calamiteiten.

In de literatuur worden vele redenen opgesomd om het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen te vermijden. In de eerste plaats heeft de werker recht (wettelijk en moreel) op arbeid waarin hij zo 'normaal' mogelijk kan functioneren. Dit sluit aan bij de algemeen geaccepteerde definitie van gezondheid van de WHO, waarin ook

het sociaal welbevinden genoemd wordt. Daarnaast zijn er nog andere redenen te geven. Goed en effectief gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen is afhankelijk van veel factoren: de werkgever moet weten welk type beschuttingsmiddel geschikt is voor welke verontreiniging of belasting (de uniform beschermende handschoen of adembeschermingsapparatuur bestaat niet); de beperkingen van de middelen moeten nauwkeurig bekend zijn (wanneer slaan de filters van gasmaskers door?); de werker moet weten wanneer de middelen gebruikt moeten worden en hoe ze goed en effectief gebruikt worden, etc.

De OSHA noemt nog de volgende moeilijkheden die zich kunnen voordoen bij gebruik van adembeschermingsapparatuur (Held, 1980):

- moeilijkheden bij het goed afsluiten van de omgevingslucht zoals die zich kunnen voordoen bij mensen met bij voorbeeld een baard, bakkebaarden, diepe littekens, een zeer breed of zeer smal gezicht, een zeer lang of zeer kort gezicht of een kleine neus;
- communicatieproblemen: als men toch wil of moet praten kan dat de aansluiting tussen masker en gezicht verstoren en het naar binnen lekken van omgevingslucht tot gevolg hebben;
- het bemoeilijken van het zicht door de apparatuur;
- eerder optreden van vermoeidheid bij de werker door onder meer verhoogde ademweerstand, hitte en verminderd zicht; de OSHA raadt hierbij aan meer pauzes in te lassen voor werkers met adembeschermingsmiddelen;
- sommige personen mogen uit gezondheidkundig oogpunt niet werken met adembeschermingsapparatuur (hartkwaal, longaandoening).

Behalve 'moeilijkheden' komen in dit lijstje van de OSHA ook aspecten van het dragen van persoonlijke beschuttingsmiddelen naar voren die de veiligheid van de werker in gevaar brengen. De mensen zijn eerder moe, hebben verminderd zicht en zijn verstoken van vaak noodzakelijke communicatie. Wanneer het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen niet te vermijden is, dient hier terdege rekening mee gehouden te worden. Louhevaara (1986) stelt dat vooral het dragen van adembeschermingsmiddelen een multidisciplinair probleem creëert van gecombineerde stress, dat beïnvloed wordt door individuele eigenschappen. In voorbeeld 3 uit de rubberindustrie wordt getoond dat het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen niet op zichzelf staat, maar in een breder kader van beoordeling van de werkplek, organisatorische afspraken en voorlichting hoort te vallen.

Voorbeeld 3. Een voorbeeld uit de rubberindustrie

In de rubberverwerkende industrie wordt met veel stoffen gewerkt. Uitgegaan wordt van natuurlijke of synthetische rubbers. Om deze de gewenste eigenschappen te geven voor het te produceren eindproduct moeten hieraan allerlei stoffen worden toegevoegd, zoals kleurstoffen, vulmiddelen, vulcanisatiemiddelen, versnellers, vertragers, antioxidantia en antiozonantia. Om het veilig werken met deze cocktail van chemicaliën te bevorderen heeft de British Rubber Manufacturers Association (BRMA, 1985) een zogenaamde 'Code of practice' geschreven. Deze legt de wijze vast waarop met grondstoffen en chemicaliën moet worden gewerkt en geeft aan welke handelingen en technieken correct zijn, hoe en waar extra ventilatie vereist is, welke beschermende

kleding waar ter beschikking gesteld dient te worden en waar welke hygiënische faciliteiten dienen te worden aangebracht. De BRMA geeft zelf al aan dat het succes van een 'Code of practice' niet alleen afhangt van de volledigheid. Voorlichting en scholing van de werkers vormen even goed een belangrijk onderdeel van het functioneren. In de eerste versie van de 'Code of practice' werden alle chemicaliën die in de rubberverwerkende industrie werden toegepast, ingedeeld in drie categorieën: A, B en de 'speciale categorie'. Omdat de stoffen uit de categorieën A en B meestal tegelijkertijd werden gebruikt, werd deze indeling als nogal kunstmatig ervaren en zijn de categorieën A en B in de laatste versie tot een B-categorie samengetrokken (BRMA, 1985). In categorie B worden bij voorbeeld stoffen met de volgende eigenschappen ingedeeld:

- een adequate identificatie van de chemische samenstelling is niet voorhanden;
- de LD₅₀ voor ratten is kleiner dan 2000 mg/kg;
- uit dierexperimenteel onderzoek of uit ervaringen bij mensen is bekend dat de stof acute of chronische effecten veroorzaakt;
- de stof wordt verdacht van een carcinogene of teratogene potentie;
- de stof is positief in de Ames-test of een andere in-vitro-test;
- de stof staat bekend als een irritans voor de huid, is in staat de huid te sensibiliseren of is door de ICDRG (International Contact Dermatitis Research Group) aangewezen om er routinematig plaktests op de huid mee uit te voeren;
- de stof heeft andere chemische of fysische eigenschappen waarvan de werkgroep van de BRMA veronderstelt dat deze schadelijk zijn.

Het goede van deze 'Code of practice' is dat deze in een hele industrietak tegelijkertijd wordt toegepast. Hierdoor vindt op een efficiënte wijze uitwisseling van informatie plaats tussen bedrijven over technische mogelijkheden en vindingen. Ook wordt de 'Code of practice' toegepast op stoffen waarvan (nog) geen MAC-waarden bekend zijn. Natuurlijk heeft het gevolgde beleid dan wel eens een pragmatisch karakter, maar men stelt zich wel open voor toxicologische informatie over gebruikte stoffen buiten de informatie die ten grondslag ligt aan MAC-waarden, en de praktijk van de BRMA toont dat voorgestelde waarden regelmatig worden-bijgesteld. Voor de meeste materialen in categorie B, zoals de versnellers en antioxidantia, bestaan geen MAC-waarden ('occupational exposure limits' volgens de 'Code of practice'). Voor materialen met een LD₅₀ lager dan 2000 mg/kg die door de EEG als schadelijk worden gekarakteriseerd, beveelt de BRMA een 'occupational exposure limit' van 2,5 mg/m³ aan. Ook voor andere groepen stoffen en voor bij voorbeeld vulcanisatiedamp worden door de BRMA voorstellen voor grenswaarden gedaan.

In feite is een 'Code of practice' een soort compendium voor een bepaalde industrietak. Allereerst worden daarin alle stoffen beschreven die in die tak worden gebruikt, waarbij aangegeven wordt waarvoor ze meestal worden gebruikt, wat de fysische en chemische eigenschappen zijn, wat bekend is over de toxische eigenschappen, wat de MAC-waarde is als deze bestaat en onder welke regelingen de stof valt (bij voorbeeld EEG-regelingen voor etikettering van gevaarlijke stoffen, specifieke besluiten zoals het Asbestbesluit). Ten tweede worden de stoffen aan allerlei regelingen voor hygiëne en technische maatregelen onderworpen en zijn de zowel de verantwoordelijkheid van de werkgever als die van de werknemer bechreven. Wat dit laatste punt betreft vertoont de 'Code of practice' van de BRMA overeenkomsten met de richtlijnen van de WHO en de ILO, die gezamenlijk door deze twee organisaties in 1980 werden uitgegeven.

VOORINFORMATIEFORMULIER

Bedrijf: Directie:
Adres: Bedrijfsleiding:
..... Personeelszaken:
Telefoon: Kontaktpersoon:

Type bedrijf:

Omschrijving van het productieproces:

Wat zijn de produkten:

.....

.....

.....

.....

Welke commissies/diensten zijn er in het bedrijf?

	ja	nee	Kontaktpersoon	Toestelnr.
Ondernemingsraad	0	0		
Medezeggenschapsraad	0	0		
Arbo-commissie	0	0		
VGW-commissie	0	0		
EHBO-er(s)	0	0		
Veiligheidsfunctionaris	0	0		
Verbandkamer	0	0		
Bedrijfsbrandweer	0	0		
Rampenplan	0	0		

Welke afdelingen zijn erin het bedrijf te onderscheiden?

	Kontaktpersoon	Toestelnr.
1.		
2.		
3.		
4.		
5.		
6.		

Het volgende gedeelte moet per afdeling worden ingevuld.

Afdeling:

Beschrijf de verschillende activiteiten of de onderdelen van het productieproces die op deze afdeling worden uitgevoerd.

Aktiviteit A:

Aktiviteit B:

Aktiviteit C:

Aktiviteit D:

	mannen	vrouwen	opmerkingen
Totaal aantal personen:			
Aantal personen in dagdienst:			
nachtdienst:			
ploegendienst:			2/3/4/5 ploegendienst
Leeftijdsopbouw: aantal <25 jr. :			
25-45 jr.:			
>45 jr. :			
Aantal parttimers :			
uitzendkrachten :			
buitenland(st)ers:			

Geef in de volgende lijst aan welke grondstoffen, schoonmaakmiddelen, oliën en dergelijke op deze afdeling gebruikt worden. Indien het aantal gebruikte produkten erg groot is, kan eventueel een aparte lijst (bijvoorbeeld van de afdeling Inkoop) aan dit formulier worden toegevoegd.

	<u>Produktnaam/leverancier</u>	<u>Gebruiksdoel</u>	<u>Verbruik (p. jr)</u>
Grondstoffen:			
			
			
			
			
Schoonmaakmiddelen:			
			
			
			
Oliën (smeerolie, boor- en snijolie):			
			
			
Overige gebruikte produkten:			
			
			

Is er op deze afdeling eerder onderzoek gedaan naar de arbeidsomstan-
digheden van werknemers?

0 ja

0 nee

Zo ja, kunt u de rapporten bijsluiten?

PRODUKT INFORMATIE FORMULIER

De door u verstrekte gegevens zullen vertrouwelijk behandeld worden.

Invullen met schrijfmachine.

Bij ruimtegebrek achterzijde gebruiken.

U wordt verzocht dit formulier zo volledig mogelijk in te vullen en te sturen naar:

.....

Bij vragen en/of onduidelijkheden kunt u kontakt opnemen met

.....

1. Handelsnaam van het produkt:

1.1. Gebruiksdoel(en):

2. Leverancier:

adres:

telefoon:

Fabrikant:

adres:

telefoon:

3. Aanvoer en opslag:

a. aanvoer met vervoermiddel:

b. verpakkingsvorm:

c. verpakkingseenheid:

d. zijn er bijzondere maatregelen nodig bij aanvoer: ja/nee*

zo ja, welke:

e. gewenste wijze van opslag:

* Doorhalen wat niet van toepassing is.

4. Samenstelling van het produkt. Hoofdkomponenten, additieven en verontreinigingen opgeven in (milli)grammen per kg of l. produkt. Ook componenten welke in kleine hoeveelheden voorkomen in het produkt (bijv. minder dan 1%) opgeven.

a. hoofdkomponenten.

<u>chemische naam</u>	<u>structuurformule</u>	<u>hoeveelheid</u>	<u>eenheid</u>
.....			
.....			
.....			

b. additieven.

<u>chemische naam</u>	<u>structuurformule</u>	<u>hoeveelheid</u>	<u>eenheid</u>
.....			
.....			
.....			

c. verontreinigingen.

<u>chemische naam</u>	<u>structuurformule</u>	<u>hoeveelheid</u>	<u>eenheid</u>
.....			
.....			
.....			

d. komen in het produkt radioactieve stoffen voor: ja/nee*

zo ja, welke en hoeveel:

5. Fysische gegevens

- a. aggregatie-tiestand: vast/vloeibaar/gasvormig* (20°C, 101, 3KPa)
b. soortelijk gewicht: kg/m³ (20°C, 101, 3KPa)
c. smeltpunt/traject: °C (101, 3 KPa)
d. kookpunt/traject °C (101, 3 KPa)
e. dampdruk KPa (20°C)
f. relatieve dampdichtheid: (lucht = 1)
g. oplosbaar in olie: ja/nee*
water: ja/nee*
h. geur:
i. kleur:
j. uiterlijk voorkomen:
k. kan het produkt explosieve mengsels vormen met lucht: ja/nee*
explosiegrenzen: ondergrens %
bovengrens %
l. welke preventieve maatregelen zijn aanbevolen ter voorkoming van brand en/of explosies:

6. Chemische gegevens

- a. Is het product in oplossing zuur/neutraal/basisch*
b. treden chemische reacties op bij: (zo ja, welke reactie(s) en eventuele reactie- of ontledingsproducten)
0 normaal gebruik ja/nee/onbekend*
0 hitte ja/nee/onbekend*
0 licht ja/nee/onbekend*
0 brand of vuur ja/nee/onbekend*
contact met:
0 lucht ja/nee/onbekend*
0 water ja/nee/onbekend*
0 sterke oxydantia ja/nee/onbekend*
0 zuren ja/nee/onbekend*
0 basen ja/nee/onbekend*
0 brandbare stoffen ja/nee/onbekend*
0 metalen ja/nee/onbekend*
0 kunststoffen ja/nee/onbekend*
c. Met welke stoffen mag het product absoluut niet in contact komen:

d. Andere chemische eigenschappen die van belang kunnen zijn:

7. Toxicologische gegevens

Hieronder dienen de toxicologische gegevens vermeld te worden voorzover deze betrekking hebben op het hele product. Voor toxicologische gegevens van de afzonderlijke componenten wordt u verzocht deze te vermelden op copieën van dit blad en dat duidelijk te vermelden.

- a. Werkt het product irriterend op
ogen ja/nee/onbekend*
huid ja/nee/onbekend*
ademhalingswegen ja/nee/onbekend*
b. Werkt het product sensibiliserend op
ogen ja/nee/onbekend*
huid ja/nee/onbekend*
ademhalingswegen ja/nee/onbekend*

- c. Zijn er gegevens bekend met betrekking tot
- | | |
|-----------------|------------------|
| mutageniteit | ja/nee/onbekend* |
| carcinogeniteit | ja/nee/onbekend* |
| teratogeniteit | ja/nee/onbekend* |
- d. Zijn andere effecten bekend: ja/nee*
- zo ja,
- omschrijving effect(en):
- werkingsmechanisme:
- welke toevoeroute oraal/dermaal/inhalatoir/anders n.l.*
- door blootstelling eenmalig/herhaald/langdurig*
- dosis
- e. Letale dosis bij proefdieren
- | | | | |
|------------|----------------------|-----------|--------------|
| opname weg | mediane letale dosis | proefdier | doodsoorzaak |
| oraal | LD 50 .. mg/kg | | |
| dermaal | LD 50 .. mg/kg | | |
| inhalatoir | LC 50 .. mg/kg | | |
| anders | | | |
- f. Zijn er gegevens over opname, omzetting, opslag en/of uitscheiding van het produkt: ja/nee/onbekend*
- Zo ja, kunt u daar op de achterkant van dit blad een korte samenvatting van geven.

8. Preventie, bewaking en EHBO

- a. Is bij gebruik ruimteventilatie en/of gerichte afzuiging noodzakelijk ja/nee*
- b. Welke persoonlijke beschermingsmiddelen zijn geschikt en/of gewenst ter voorkomen van:
- (aankruisen indien van toepassing)

	<u>huidcontact</u>	<u>inademing</u>	<u>spatten in ogen</u>
handschoenen :			
kleding :			
schoeisel :			
gelaatsscherm/:			
bril			
masker :			
persluchtkap :			
scherm :			
anders :			

- c. Is er een MAC, TLV of andere richtlijn van toepassing op het produkt? ja/nee/onbekend*
- Zo ja, welke:
- d. Welke EHBO maatregelen dienen genomen te worden bij:
- huidkontakt:
 - oogkontakt :
 - inademing :
 - inslikken :
 - andere EHBO maatregelen:
- e. Hoe dient het produkt verwijderd/opgeruimd te worden bij morsen of lekkage:
- f. Op welke wijze kan het produktafval verwerkt worden:

Dit formulier is ingevuld door:

Naam:
Functie:
Datum:

Tel. nr.

Handtekening:

.....

OVERZICHT VAN RELEVANTE TIJDSCHRIFTEN

1. American Industrial Hygiene Association Journal
2. American Journal of Industrial Medicine
3. American Review of Respiratory Disease
4. Applied Industrial Hygiene
5. Arbovisie
6. Archives of Environmental Health
7. British Journal of Industrial Medicine
8. Environmental Health Perspectives
9. Excerpta Medica. Occupational Health and Industrial Medicine, section 35.
10. International Archives of Occupational and Environmental Health
11. International Journal of Occupational Health and Safety
12. Journal of Occupational Medicine
13. Journal of Toxicology and Environmental Health
14. Maandblad voor Arbeidsomstandigheden
15. Occupational Safety and Health
16. Occupational Safety and Health Abstracts
17. Risikobulletin
18. Scandinavian Journal of Work, Environment & Health
19. Staub Reinhaltung der Luft
20. The Annals of Occupational Hygiene
21. Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg
22. Toxicology
23. Toxicology Abstracts
24. Toxicology and Applied Pharmacology
25. Toxicology Letters

HANDLEIDING BIJ HET ORIENTEREND WERKPIEKONDERZOEK

In deze checklist moet de indruk van de onderzoeker over het bedrijf worden vastgelegd. Het is niet de bedoeling dat aan verschillende werknemers naar hun ervaring en beleving wordt gevraagd.

Het kan wel heel nuttig zijn om vragen te stellen aan werknemers, zodat de aard van werkzaamheden goed beschreven kan worden en eventueel bijzondere handelingen (storing, schoonmaakwerk) bij de beoordeling betrokken kunnen worden.

ALGEMEEN

Vraag 1: Is er tijdens het werken op deze afdeling sprake van blootstelling aan factor X? Hier wordt gevraagd naar de subjectieve beoordeling van de onderzoekers over de kans op blootstelling aan een bepaalde factor. Het is niet de bedoeling dat in het antwoord al een beoordeling van de mate van blootstelling of de grootte van het risico wordt verwerkt.

Het antwoord -ja- voor x aantal personen moet een signaal zijn, dat de factor aanwezig is daar, waar ook mensen moeten werken (ook al is dat slechts voor korte periodes in een week).

Een moeilijkheid bij deze vraag zal zijn, dat tijdens een rondgang door het bedrijf al gauw adaptatie zal plaatsvinden, waardoor het beoordelen van de kans op blootstelling moeilijk is.

Probeer daarom steeds ten opzichte van een vast nulpunt te beoordelen. Bijvoorbeeld: loop steeds door de afdeling met het laagste geluidblootstelling, voor weer in een nieuwe productieafdeling wordt begonnen.

Let ook op machines die tijdens het onderzoek niet in gebruik zijn, maar die bij gebruik wel een blootstelling kunnen veroorzaken.

Vraag 2: Zo ja, wat is de aard van de blootstelling en wat zijn de bronnen? Deze vraag is bij de meeste factoren gericht op het verzamelen van informatie over de aard van de blootstelling (zo mogelijk moeten daarbij de belangrijkste kenmerken worden aangegeven). De bronnen moeten zo volledig mogelijk opgespoord en omschreven worden.

Vraag 3: Zijn er beschermende voorzieningen en persoonlijke beschuttingsmiddelen?

Gevraagd wordt of er voorzieningen zijn aangebracht met de bedoeling de blootstelling te verminderen (absorberend materiaal, afzuigkappen).

Geef aan wat je indruk is over de werking van de voorzieningen, of ze worden gebruikt op de juiste momenten. (Het komt vaak voor, dat dit soort voorzieningen niet efficiënt worden gebruikt).

Let op of mensen, indien nodig, ook beschuttingsmiddelen dragen bij indirecte blootstelling.

SPECIFIEK**Chemische stoffen**

- Controleer de lijst met chemische producten op het voorinformatieformulier.
- Kunnen er chemische stoffen ontstaan tijdens het proces, en kunnen daaraan ook werknemers blootgesteld worden (intermediairen, pyrolyse producten). Beschrijf het proces dan grondig.

Fysieke belasting

- Een gefixeerde houding: hieronder worden bewegingen verstaan als: torsie van de wervelkolom of nek; bukken met statische belasting van bepaalde spieren; bediening van pedalen.
- Een stereotype houding: hieronder wordt verstaan een regelmatig, herhaalde beweging van bepaalde gewrichten.

FORMULIER VOOR HET ORIËTEREND WERKPLEKONDERZOEK

Afdeling:

Aantal personen:

A. Geluid

1. Is er tijdens het werken op deze afdeling sprake van blootstelling aan geluid? 0 ja, voor personen
0 nee
2. Zo ja, wat is de aard van het geluid en wat zijn de bronnen?
- 0 vooral kontinu geluid, met als bronnen voor personen
..... voor personen
..... voor personen
- 0 Diskontinu geluid, met als bronnen voor personen
..... voor personen
..... voor personen
- 0 Pieken, met als bronnen voor personen
..... voor personen
..... voor personen
- 0 Impulsgeluid, met als bronnen voor personen
3. Zijn er geluidsbeperkende voorzieningen en/of persoonlijke beschuttingsmiddelen?
- | | welke? | worden ze gebruikt? |
|----------------------------------|--------|---------------------|
| Geluidsbeperkende voorzieningen: | | |
| Gehoorschermingsmiddelen : | | |

Ruimte voor opmerkingen

(probeert het achtergrondniveau in de afdeling te schatten t.o.v. het geluidsniveau in het kantoor; let op de akoestiek in de ruimte, de bekleding van wanden e.d.).

Afdeling:

Aantal personen:

B. Trillingen/Schokken

1. Zijn er machines of moeten er handelingen verricht worden die blootstelling aan trillingen of schokken veroorzaken? 0 ja, voor personen
0 nee
2. Zo ja, wat is de aard van de blootstelling en wat zijn de bronnen?
- 0 Trillingen/schokken van handen en armen, met als bronnen: voor ... personen
..... voor ... personen
..... voor ... personen
- 0 Trillingen/schokken van het hele lichaam, met als bronnen: voor ... personen

3. Zijn er blootstellingsbeperkende voorzieningen en/of persoonlijke beschuttingsmiddelen?

	welke?	worden ze gebruikt?
Voorzieningen:		
		
Persoonlijke beschuttings-		
middelen:		

Ruimte voor opmerkingen

(Let op handmachines zoals: drillboren, slijpmachines, boormachines, enz.; let bij heftrucks en verzetmachines op: ouderdom van machines, ondergrond waarover gereden wordt; let bij kranen op de plaats van de kabine (aan uiteinde van de arm of aan vaste opbouw).

Afdeling:

Aantal personen:

C. Verlichting

1. Is de verlichting onvoldoende voor het werk dat verricht moet worden? 0 ja
0 nee
2. Zo ja, kun je plekken aangeven waar de verlichting niet optimaal is? voor ... personen
..... voor ... personen
..... voor ... personen

Ruimte voor opmerkingen:

.....

.....

D. Klimaat

1. Is er tijdens het werken op deze afdeling sprake van blootstelling aan "extreme" klimaatfactoren? 0 ja, voor personen
0 nee
2. Zo ja, welke oorzaken kun je hiervoor aangeven?
- | | |
|--|--------------------|
| 0 sterke warmte bronnen, | voor personen |
| | voor personen |
| 0 sterke koude bronnen, | voor personen |
| | voor personen |
| 0 blootstelling door wisselend klimaat | voor personen |
| 0 binnen en buiten werk | voor personen |
| 0 tocht door | voor personen |
| 0 slechte ventilatie | voor personen |
| 0 hoge vochtigheid | voor personen |
| 0 lage vochtigheid | voor personen |
| 0 | voor personen |
| 0 | voor personen |

3. Zijn er blootstellingsbeperkende voorzieningen en/of persoonlijke beschuttingsmiddelen?

	welke?	worden ze gebruikt?
Voorzieningen:		
		
Persoonlijke beschuttingsmiddelen:		
		

Ruimte voor opmerkingen:

Afdeling:
 Aantal personen:

E. Straling

1. Is er tijdens het werken op deze afdeling sprake van blootstelling aan ioniserende of niet-ioniserende straling? 0 ja, voor personen

2. Zo ja, wat voor type straling is het en wat zijn de bronnen?

ioniserende straling

0 alfa-straling	bronnen		voor personen
			voor personen
0 beta-straling	bronnen		voor personen
			voor personen
0 gamma-straling	bronnen		voor personen
			voor personen
0 neutronen-straling	bronnen		voor personen
			voor personen

niet-ioniserende straling

0 micro-golven	bronnen		voor personen
			voor personen
0 infrarood	bronnen		voor personen
			voor personen
0 ultraviolet	bronnen		voor personen
			voor personen
0 röntgen	bronnen		voor personen
			voor personen

3. Zijn er stralingsbeperkende voorzieningen en/of persoonlijke beschuttingsmiddelen?

	welke?	worden ze gebruikt?
Voorzieningen:		
		
Persoonlijke beschuttingsmiddelen:		
		

Ruimte voor opmerkingen:

(Mogelijke bronnen voor ioniserende straling zijn: apparaten voor röntgenonderzoek van materialen, lasnaden of gietstukken; apparaten voor het afvoeren van statische electriciteit zgn. ionotrons; diktemeters; niveaumeters; brandmelders; vochtmelders).

(Mogelijke bronnen voor niet-ioniserende straling zijn: UV-straling bij lassen, magnetronovens, beeldschermen).

Afdeling:
Aantal personen:

F. Chemische stoffen

- 1 Is er tijdens het werken op deze afdeling kans op blootstelling aan chemische stoffen? 0 ja, voor personen
0 nee
2. Zo ja, is er kans op inademing van dampen/gassen?
0 ja, bronnen voor personen
0 nee
- Zo ja, is er kans op inademing van stof?
0 ja, bronnen voor personen
0 nee
- Zo ja, is er kans op huidkontakt?
0 ja, bronnen voor personen
0 nee
3. Is er een vast assortiment (kontinu proces) of wordt er regelmatig overgeschakeld op een andere combinatie van stoffen (batch proces)? 0 kontinu proces
0 batch proces
4. Worden er chemische produkten als grondstof of als hulpstof in het productieproces gebruikt?
5. Worden er chemische produkten gebruikt voor andere zaken, bijv. schoonmaken of in machines zoals boor- of snijoliën?
6. Zijn er faciliteiten en/of regelingen die het hygiënisch werken met chemische stoffen mogelijk maken?
7. Zijn er blootstellingsbeperkende voorzieningen en/of persoonlijke beschuttingsmiddelen?
- | | welke? | worden ze gebruikt? |
|------------------|--------|---------------------|
| Voorzieningen: | | |
| Oogbescherming: | | |
| Huidbescherming: | | |
| Adembescherming: | | |

Ruimte voor opmerkingen:
.....
.....

(Ga na of de gegevens op het voorinformatie formulier over de gebruikte chemische produkten volledig zijn. Zo niet, vul deze gegevens dan aan. Let vooral op verbindingen met sterk toxische eigenschappen. Let ook op installaties die niet bij de productie horen, zoals voorbewerking of zuiveringsinstallaties).

Afdeling:

Aantal personen:

G. Biologische factoren

1. Is er kans op blootstelling aan plantaardig of dierlijk materiaal (of afscheidingsproducten)? 0 ja, voor personen
0 nee

2. Zo ja, wat is de aard van het materiaal en welke bronnen kun je aangeven?

aard van het materiaal	bronnen	
.....		voor personen
.....		voor personen
.....		voor personen

3. Zijn er blootstellingsbeperkende voorzieningen en/of persoonlijke beschuttingsmiddelen?

	welke?	worden ze gebruikt?
Voorzieningen:		
Persoonlijke beschuttingsmiddelen?		

Ruimte voor opmerkingen:

(Let ook op of er gemakkelijk schimmels of bacteriën kunnen groeien in de bedrijfsruimte waardoor de kans op blootstelling aanwezig geacht moet worden).

Afdeling:

Aantal personen:

H. Fysieke belasting

(De fysieke belasting zal binnen de afdeling of de te onderzoeken groep werknemers sterk verschillen en ook taakgebonden zijn. Beantwoord de volgende vragen en let dan vooral op die functies, waarbij de fysieke belasting een knelpunt lijkt te vormen).

Lokomotore belasting

1. Wat is de basishouding?

	aantal personen
0 zitten	
0 staan	
0 lopen	

2. Dwingt het werk tot een gefixeerde houding? 0 ja
0 nee

3. Zo ja, welke?

omschrijving: aantal personen

A.

B.

C.

4. Zijn er taken waarbij stereotype 0 ja
bewegingen uitgevoerd moeten worden? 0 nee

5. Zo ja, welke?

omschrijving: aantal personen

A.

B.

C.

Ruimte voor opmerkingen:
.....
.....

Energetische belasting

1. Doet het werk een beroep op matig zware 0 ja
tot zware spierarbeid? 0 nee

2. Zo ja, geef een omschrijving van de te
verrichten handelingen

omschrijving: aantal personen

A.

B.

C.

3. Gaat het om het tillen van zware lasten? 0 ja, gewicht per last ... kg.
0 nee

4. Gaat het om het frequent tillen van 0 ja, gewicht per last ... kg.
lichte lasten? 0 nee

5. Gaat het om anderszins zware lichamelijke
arbeid? Zo ja, welke?
.....

Ruimte voor opmerkingen:
.....
.....

Afdeling:
 Aantal personen:

I. Perceptief mentale belasting

Dit is de belasting voor werknemers, die veroorzaakt wordt door de informatie die i.v.m. hun taak moet worden gelezen of gehoord, de precisie waarmee gekeken moet worden, de concentratie die vereist wordt, de snelheid en de vrijheid om een eigen tempo te bepalen, de vingerhandigheid die nodig is.

	ja/nee	zo ja, geef korte omschrijving
<u>Auditief</u>		
Is spraakverstaanbaarheid nodig?		
Is horen van machinegeluiden nodig?		
Is horen van akoestische signalen nodig?		

<u>Visueel</u>		
Is kleurenonderscheid nodig?		
Is diepte zien nodig?		
Is veraf zien nodig?		
Is dichtbij zien nodig?		
Is het objekt kleiner dan 0,5 mm?		
Zijn visuele hulpmiddelen in gebruik?		
Wordt er gewerkt met beeldschermen?		
Is het kontrôlepaneel duidelijk en eenduidig?		

<u>Mentaal</u>		
Is langdurige concentratie nodig?		
Zijn er eentonige routinehandelingen?		
Is er machine gebonden werk?		
Is er tarief/kontrakt/stuk werk?		
Is er groepsgebonden (tarief)werk?		
Is men vrij om een eigen tempo te bepalen?		

<u>Handelingen</u>		
Is er fijne handcoördinatie nodig?		
Is er ondoelmatig handgereedschap?		
Zijn er ondoelmatige bedieningsorganen?		

Ruimte voor opmerkingen:

Afdeling:
 Aantal personen:

J. Veiligheidsvoorzieningen

	ja/nee	zo ja, geef korte omschrijving
<u>Werkomgeving</u>		
Zijn er opmerkelijk wanordelijkheden?		
Wordt er gewerkt op een glad, ongelijkmatig of rommelig loopvlak en/of werkvlak?		
Wordt er gewerkt bij stapelplaatsen, stellingen e.d.?		
Wordt er gewerkt in opmerkelijk volle ruimtes?		
Wordt er gewerkt in de buurt van heftrucks, kranen e.d.?		
Kun je andere onveilige situaties aangeven?		
<u>Werktuigen</u>		
Zijn er onveilige situaties door het werken met of in de buurt van werktuigen met:		
opendraaiende, bewegende delen?		
een snijdende, zagende, schavende, slijpende funktie?		
grote mechanische krachten?		
grote hitte, open vlam(boog)?		
werktuigen met gebreken?		
andere		
<u>Werkobjekten/werkstukken</u>		
Zijn er onveilige situaties door het werken met of in de buurt van:		
zeer hete of zeer koude objecten?		
brandbaar materiaal?		
explosief materiaal?		
agressieve chemische middelen?		
radio-actief materiaal?		
scherpe werkobjekten?		
<u>Ruimte voor opmerkingen:</u>		
.....		
.....		

FORMULIER VOOR DE KWALITATIEVE SCHATTING VAN DE BLOOTSTELLING AAN
CHEMISCHE STOFFEN

Dit formulier bestaat uit twee gedeelten. Het eerste gedeelte is een algemeen gedeelte. Het tweede gedeelte bestaat uit een aantal vragen over de stoffen waar u mee omgaat en over de mate waarin men aan deze stoffen wordt blootgesteld.

I. Algemeen

1. Wat is uw naam ?
2. Op welke afdeling werkt u?
 - 0 afdeling A
 - 0 afdeling B
 - 0 afdeling C
 - 0 afdeling D
 - 0 afdeling E
3. In welke ploeg werkt u?
 - 0 ploeg A
 - 0 ploeg B
 - 0 ploeg C
 - 0 ploeg D
4. Welke van de onderstaande taken voert u uit?
 - 0 taak A
 - 0 taak B
 - 0 taak C
 - 0 taak D
 - 0 taak E
 - 0 taak F
 - 0 taak G
 - 0 taak H
 - 0 taak I
 - overige taken nl.:
 - 0
 - 0
 - 0

II. Chemische stoffen

Dit gedeelte gaat over de omgang met chemische stoffen, die op uw afdeling worden gebruikt en die stoffen die tijdens het productieproces vrijkomen. Voor de taak, die u vandaag uitvoert, kunt u invullen met welke stoffen u ta maken hebt. Daarnaast kunt u invullen in welke mate er sprake is van huidkontakt met die stoffen en wat de mate van blootstelling aan die chemische stoffen is door inademing. U moet daarbij uitgaan van de normale situatie, zoals die voorkomt bij het uitvoeren van uw taak. Het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen moet u hierbij buiten beschouwing laten. Nar het gebruik van persoonlijke beschuttingsmiddelen wordt verderop gevraagd. Aparte vragen zijn er ook voor werkzaamheden bij storingen en revisie/reparatie-werkzaamheden. De blootstelling door inademing wordt geschat aan de hand van de volgende categorieën:

- | | |
|----------------------------------|---|
| 1. Verwaarloosbare blootstelling | Er is geen sprake van contact met de stof. Er wordt wel met deze stof/dit product op de afdeling gewerkt, maar bij het uitvoeren van deze taak heeft men met deze stof niets te maken. |
| 2. Geringe blootstelling | Er is sprake van gering contact. De chemische stof/product bevindt zich in een gesloten systeem. Er zijn geen speciale werkzaamheden verbonden aan deze taak, die blootstellingverhogend werken. Er is slechts blootstelling door inademing vanwege (taakgebonden) aanwezigheid in de afdeling/hal. |
| 3. Middelmatige blootstelling | Er is sprake van wisselend en voornamelijk passief contact. De stof bevindt zich in een gesloten systeem. Extra blootstelling doordat af en toe handwerk nodig is, waardoor contact met de stof/het product ontstaat. |
| 4. Hoge blootstelling | Er is sprake van regelmatig contact. Vanwege de aard van het productieproces en het daarbij behorende handwerk is regelmatig contact met de stof/het product vereist. |

Het HUIDCONTACT wordt als volgt beoordeeld:

- | | |
|---------------------------|--|
| 1. Geen huidcontact | Er is geen sprake van contact, het desbetreffende product/stof wordt niet aangeraakt. |
| 2. Soms huidcontact | Er is sprake van huidcontact, echter alleen gedurende bijzondere omstandigheden. |
| 3. Regelmatig huidcontact | Er is sprake van huidcontact dat niet vermijdbaar is. De aard van de handelingen vereist regelmatig contact met de stof/het product. |

Bij de vraag om u gebruik maakt van persoonlijke beschuttingsmiddelen kunt u aangeven welke middelen u gebruikt, hoe vaak u ze gebruikt en wanneer (bij welke stof of welke werkzaamheden) u ze gebruikt.

Hoe vaak u ze gebruikt kunt u aangeven met behulp van de volgende omschrijvingen:

- | | |
|---------------|---|
| 1. Soms | Er wordt gebruik gemaakt van dit beschuttingsmiddel, echter alleen bij bijzondere omstandigheden. |
| 2. Regelmatig | Er wordt regelmatig gebruik gemaakt van dit beschuttingsmiddel. De aard van het werk vereist dit. |

Bij de volgende vraag kunt u omcirkelen wat voor uw taak van vandaag van toepassing is.

Andere stoffen als			
.....	ja/nee	verwaarloosbaar/gering/middelmatig/hoog	geen/soms/regelmatig
.....	ja/nee	verwaarloosbaar/gering/middelmatig/hoog	geen/soms/regelmatig
.....	ja/nee	verwaarloosbaar/gering/middelmatig/hoog	geen/soms/regelmatig

Huidbescherming:			
Handschoenen	ja/nee	soms/regelmatig	
Huidcrème	ja/nee	soms/regelmatig	
Andere middelen zoals:			
.....	ja/nee	soms/regelmatig	

STOFMONSTERNAME DOOR EEN OMLAAGGERICHTE AANZUIGOPENING

Een oriënterend onderzoek naar het aanzuigrendement en de depositie in de sonde van de PAS 6.

Door: Ernest Vrins en Fred Hoek, Vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging
Landbouwwuniversiteit, Wageningen.

Het grote voordeel van stofmonstername door een omlaaggerichte aanzuigopening is dat de (verandering van) windrichting geen invloed heeft op de monstername. In de buitenlucht biedt het ook nog bescherming tegen de regen. Een nadeel van deze methode is dat er nooit isokinetisch gemonsterd wordt. Dit betekent, dat, afhankelijk van deeltjesgrootte en windsnelheid, het rendement afneemt.

In stilstaande lucht wordt alzijdig aangezogen. Het rendement wordt dan voornamelijk bepaald door de valsnelheid van het deeltje (ter Kuile, 1984). In stromende lucht wordt het rendement bovendien bepaald door de windsnelheid en de traagheid van het deeltje. De traagheid van een deeltje t.o.v. de omringende lucht wordt beschreven door zijn relaxatietijd:

$$\tau_d = \frac{\gamma d^2}{18\mu}$$

$\gamma = 1000 \text{ kg/m}^3$

$d = \text{aerodynamische diameter deeltje (m)}$

$\mu = \text{dynamische viscositeit lucht} = 18 \cdot 10^{-6} \text{ kg/m.s.}$

De relaxatietijd van een monsternamesysteem is gedefinieerd als:

$$\tau_s = \frac{B}{U_s}$$

$B = \text{diameter aanzuigopening (m)}$

$U_s = \text{aanzuigsnelheid (m/s)}$

De verhouding van τ_d en τ_s is een karakteristieke dimensieloze parameter voor de monstername van het deeltje. Deze parameter wordt het Stokesgetal (St) genoemd:

$$St = \frac{\tau_d}{\tau_s}$$

In de literatuur wordt St ook wel anders gedefinieerd, bijv. door de windsnelheid in plaats van de aanzuigsnelheid te gebruiken en/of door de wortel te nemen uit de relaxatietijden.

Voor aanzuiging door dunwandige sondes onder een hoek van 90° met de wind wordt door veel auteurs (Davies & Subari, 1982; Tufto & Willeke, 1982; Vincent et al., 1985) het rendement als functie van de parameter

$$St \cdot \left(\frac{w}{U_s}\right)^{3/2} \quad \text{met } w = \text{windsnelheid}$$

beschouwd, op basis van experimentele gegevens.

Voor de PAS 6 geldt:

$$St. = 6,2 \cdot 10^{-4} \cdot d^2 \text{ en } St \left(\frac{w}{u_s} \right)^{3/2} = 4,7 \cdot 10^{-4} \cdot d^2 \cdot w^{3/2}$$

(d in μm en w in m/s).

Experimenten

In een kleine windtunnel is het aanzuigrendement en de depositie in de sonde van de PAS 6 bepaald voor deeltjesgrootten van 10 tot 30 μm en windsnelheden van 0,5 tot 1,5 m/s. Als testaerosol is DEHS (di-ethyl-hexyl-sebacaat) gebruikt. Omdat dit een kleverige stof is, is te verwachten dat er geen bounce-off is in de sonde en de depositie in de sonde maximaal is.

In figuur 1 is het aanzuigrendement (gemeten concentratie/referentie concentratie) tegen de parameter $St \cdot \left(\frac{w}{u_s} \right)^{3/2}$ uitgezet.

Deze referentieconcentratie is gemeten met isokinetisch aanzuigende monsternamen apparatuur parallel aan de windrichting.

Het resultaat komt goed overeen met dat van Davies & Subari (1982).

Figuur 2 toont het aanzuigrendement versus deeltjesgrootte voor verschillende windsnelheden.

Figuur 3 toont het aanzuigrendement versus windsnelheid voor verschillende deeltjesgrootten. Het effect van windsnelheid en deeltjesgrootte is duidelijk; het rendement neemt af bij toenemende windsnelheid of grotere deeltjesgrootte. Het rendement voor deeltjes van 10 μm is nog vrij ongevoelig voor de windsnelheid.

Figuur 4 toont de depositie in de aanzuigbuis. Het blijkt, dat voor deeltjes groter dan 20 μm en windsnelheden hoger dan 1 m/s 50% of meer van het aangezogen aerosol in de sonde gedeponeerd wordt.

Figuur 5 is een soort samenvatting van figuur 2 en 4. Het geeft het rendement van het filter versus deeltjesgrootte voor verschillende windsnelheden bij maximale depositie in de sonde en voor het geval dat er niets achterblijft in de sonde (dan is het gelijk aan het aanzuigrendement). De bundel lijnen geeft in feite de onzekerheidsmarge van het filterrendement aan, als noch windsnelheid noch sondedepositie bekend zijn. Voor 10 μm deeltjes is het rendement nog redelijk goed bekend: tussen de 0,70 en de 0,82. Voor 20 μm deeltjes ligt het rendement tussen de 0,10 en de 0,65. Hieruit blijkt dat in situaties waarbij blootstelling aan grovere deeltjes plaatsvindt zeker bij hogere windsnelheden het van belang kan zijn de in de sonde gedeponeerde deeltjes in de analyse te betrekken.

Discussie

Totaalstof

De invloed van windsnelheid, deeltjesgrootte en sondedepositie blijkt duidelijk uit de figuren. Nu is de vraag voor welke stoffracties de PAS 6 bruikbaar is. Voor een goede totaalstofmeting zouden deeltjesgrootte, windsnelheid en sondedepositie gemeten moeten worden om m.b.v. de rendementscurven de werkelijke concentratie te kunnen bepalen. Dit maakt een meting zeer ingewikkeld zo niet onmogelijk, zeker ingeval van persoonlijke monsternamen. Met name de bepaling van de deeltjesgrootteverdeling zal grote problemen opleveren. Wel kan aan de hand van figuur 5 voor verschillende deeltjesgrootteverdelingen doorgerekend worden wat de onzekerheidsmarges zijn in de bepaling van de totaalstofconcentratie in een specifieke situatie.

Inspirabel stof

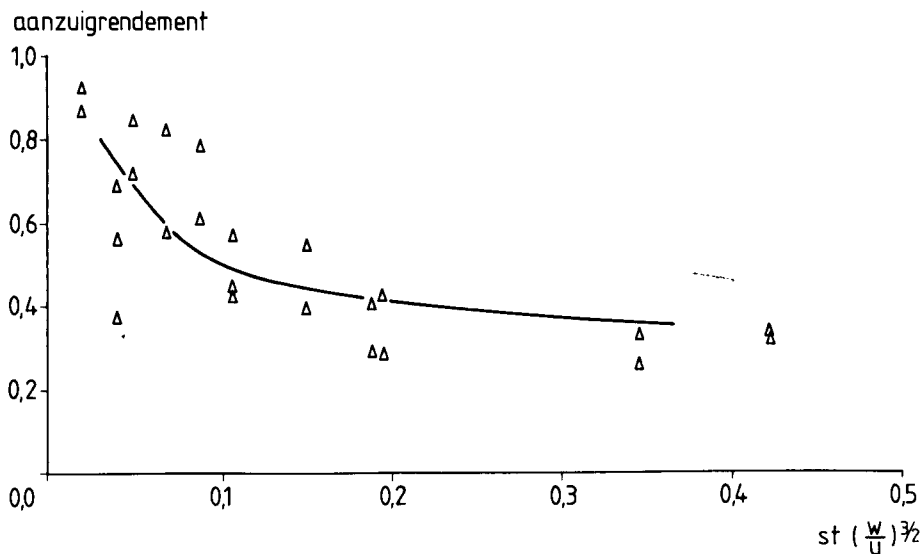
Zoals in figuur 2 te zien is, is de PAS 6 misschien meer geschikt als inspirabel stofmonstername apparaat. Gemiddeld over de verschillende windsnelheden is het verschil met de ISO-curve niet groot. Wel moet de sondedepositie meebepaald worden!

Obstakels

De metingen zijn uitgevoerd in vrij stromende lucht. De PAS 6 is bedoeld als persoonlijke monsternemer en de luchtstroming zal normaal gesproken beïnvloed worden door het lichaam van de drager van het apparaat. Het effect van een obstakel is tweeledig:

- verlaging van de windsnelheid
- plaatselijke verhoging van de aerosolconcentratie vooral van de grovere fractie.

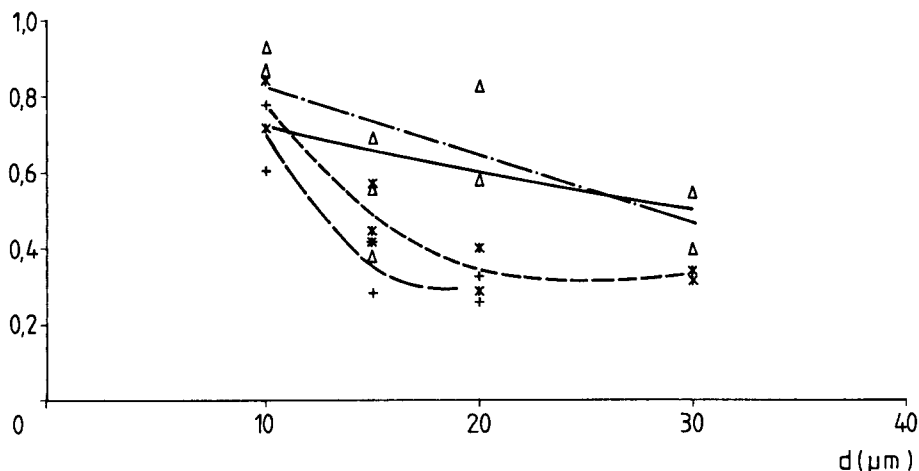
Deze twee effecten zullen het rendement van de PAS 6 verhogen. Evaluatie van deze effecten in de praktijk wordt aanbevolen. Daarnaast is een herhaling van dit onderzoek op wat grotere schaal ook gewenst.



FIGUUR 1. Het aanzuigrendement (gemeten/referentie concentratie) versus de parameter $St \left(\frac{W}{U} \right)^{3/2}$

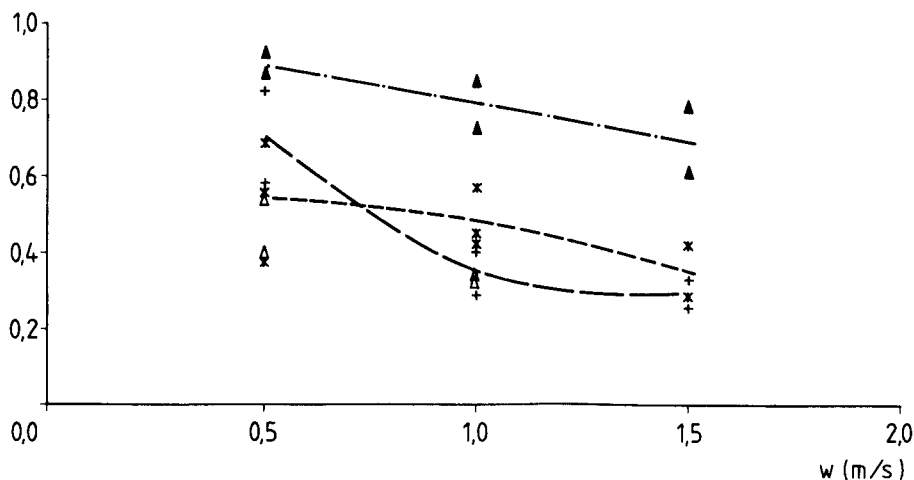
De gemeten concentratie is gelijk aan de concentratie op het filter plus de concentratie op de aanzuigsonde.

aanzuigrendement



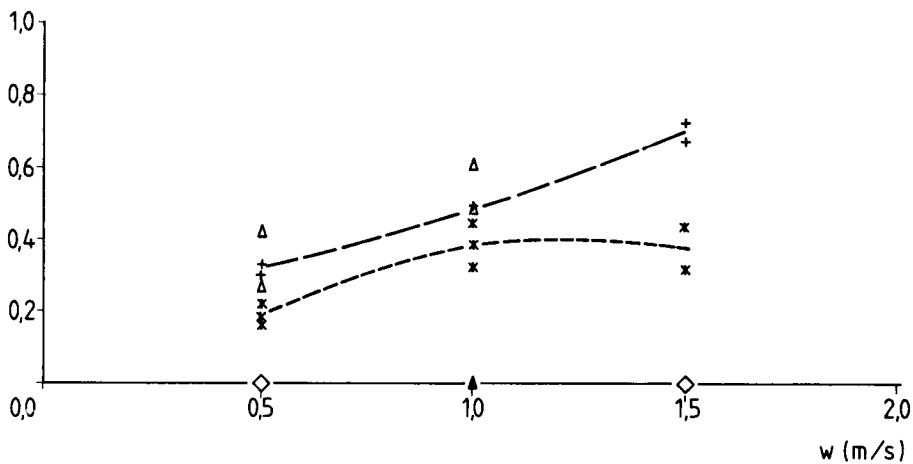
FIGUUR 2. Het aanzuigrendement (gemeten/referentie-concentratie) versus de aerodynamische diameter d (μm) voor verschillende windsnelheden ($\Delta = 0,5$ m/s; $*$ = 1,0 m/s; $+$ = 1,5 m/s). Aangegeven is de ISO-curve voor inspirabelstof (—). De gemeten concentratie is gelijk aan de concentratie op het filter plus de concentratie op de aanzuigsonde.

aanzuigrendement



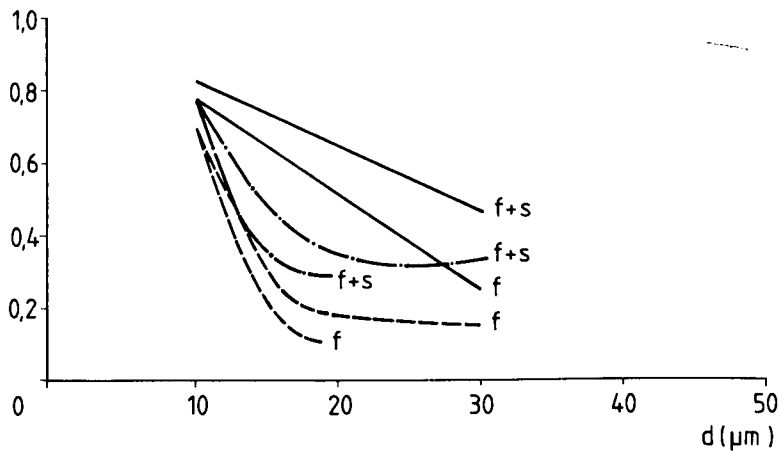
FIGUUR 3. Het aanzuigrendement (gemeten/referentie-concentratie) versus de windsnelheid w (m/s) voor verschillende aerodynamische diameters ($\Delta = 10$ μm ; $*$ = 15 μm ; $+$ = 20 μm ; $\Delta = 30$ μm). De gemeten concentratie is gelijk aan de concentratie op het filter plus de concentratie op de aanzuigsonde.

vangstrendement



FIGUUR 4. Depositie in de aanzuigsonde (concentratie op sonde/concentratie op het filter) versus windsnelheid w voor verschillende aerodynamische diameters d (▲ = 10 μm ; * = 15 μm ; + = 20 μm ; Δ = 30 μm).

vangstrendement



FIGUUR 5. Aanzuigrendement in situatie met "bounce-off" (gemeten concentraties op het filter en op de sonde/referentieconcentratie (f+s)) en zonder "bounce-off" (gemeten concentratie op het filter/referentieconcentratie (f)) versus de aerodynamische diameter d voor verschillende windsnelheden (— = 0,5 m/s; - - - = 1,0 m/s; — · — = 1,5 m/s).

Literatuur

- Belyaev, S.P. & L.M. Levin, 1974. Techniques for collection of representative aerosol samples. *Journal of Aerosol Science* 5: 325-338.
- Davies, C.N. & M. Subari, 1982. Aspiration above wind velocity of aerosols with thinwalled nozzles facing and at right angles to the wind direction. *Journal of Aerosol Science* 13: 59.
- Kuile, W.M. ter, 1984. Vergleichsmessungen mit verschiedenen Geräten zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration am Arbeitsplatz: Teil II. *Staub Reinhaltung der Luft* 44: 211-216.
- Raynor, G.S., 1970. Variation in entrance efficiency of a filter sampler with air speed, flow rate, angle and particle size. *American Industrial Hygiene Association Journal* 31: 294-304.
- Tufto, P.A. & K. Willeke, 1982. Dependence of particulate sampling efficiency of inlet orientation and flow velocities. *American Industrial Hygiene Association Journal* 43: 436.
- Vincent, J.H., D.C. Stevens, D. Mark, M. Marshall, T.A. Smith, 1985. On the aspiration characteristics of large-diameter, thin-walled aerosol sampling probes at yaw orientations with respect to the wind. *Journal of Aerosol Science* 17: 211-224.
- Vrins, E.L.M., P. Hofschreuder, W.M. ter Kuile, F. Oeseburg, P.T. Alderliesten, 1985. Het vangstrendement voor grof stof van de mens en van meetinstrumenten in de buitenlucht. Vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging R-139; in opdracht van PEO Utrecht.
- Wal, J.F. van der, 1983. Vergleichsmessungen mit verschiedenen Geräten zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration am Arbeitsplatz: Teil I. *Staub Reinhaltung der Luft* 43: 291-294.

CUMULATIEVE NORMALE FREQUENTIE VERDELING

(oppervlakte onder standaard normale curve van 0 tot Z)

Z	0.00	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09
0.0	0.0000	0.0040	0.0080	0.0120	0.0160	0.0199	0.0239	0.0279	0.0319	0.0359
0.1	.0398	.0438	.0478	.0517	.0557	.0596	.0636	.0675	.0714	.753
0.2	.0793	.0832	.0871	.0910	.0948	.0987	.1026	.1064	.1103	.1141
0.3	.1179	.1217	.1255	.1293	.1331	.1368	.1406	.1443	.1480	.1517
0.4	.1554	.1591	.1628	.1664	.1700	.1736	.1772	.1808	.1844	.1879
0.5	.1915	.1950	.1985	.2019	.2054	.2088	.2123	.2157	.2190	.2224
0.6	.2257	.2291	.2324	.2357	.2389	.2422	.2454	.2486	.2517	.2549
0.7	.2580	.2611	.2642	.2673	.2704	.2734	.2764	.2794	.2823	.2852
0.8	.2881	.2910	.2939	.2967	.2995	.3023	.3051	.3078	.3106	.3133
0.9	.3159	.3186	.3212	.3238	.3264	.3289	.3315	.3340	.3365	.3389
1.0	.3413	.3438	.3461	.3485	.3508	.3531	.3554	.3577	.3599	.3621
1.1	.3643	.3665	.3686	.3708	.3729	.3749	.3770	.3790	.3810	.3830
1.2	.3849	.3869	.3888	.3907	.3925	.3944	.3962	.3980	.3997	.4015
1.3	.4032	.4049	.4066	.4082	.4099	.4115	.4131	.4147	.4162	.4177
1.4	.4192	.4207	.4222	.4236	.4251	.4265	.4279	.4292	.4306	.4319
1.5	.4332	.4345	.4357	.4370	.4382	.4394	.4406	.4418	.4429	.4441
1.6	.4452	.4463	.4474	.4484	.4495	.4505	.4515	.4525	.4535	.4545
1.7	.4554	.4564	.4573	.4582	.4591	.4599	.4608	.4616	.4625	.4633
1.8	.4641	.4649	.4656	.4664	.4671	.4678	.4686	.4693	.4699	.4706
1.9	.4713	.4719	.4726	.4732	.4738	.4744	.4750	.4756	.4761	.4767
2.0	.4772	.4778	.4783	.4788	.4793	.4798	.4803	.4808	.4812	.4817
2.1	.4821	.4826	.4830	.4834	.4838	.4842	.4846	.4850	.4854	.4857
2.2	.4861	.4864	.4868	.4871	.4875	.4878	.4881	.4884	.4887	.4890
2.3	.4893	.4896	.4898	.4901	.4904	.4906	.4909	.4911	.4913	.4916
2.4	.4918	.4920	.4922	.4925	.4927	.4929	.4931	.4932	.4934	.4936
2.5	.4938	.4940	.4941	.4943	.4945	.4946	.4948	.4949	.4951	.4952
2.6	.4953	.4955	.4956	.4957	.4959	.4960	.4961	.4962	.4963	.4964
2.7	.4965	.4966	.4967	.4968	.4969	.4970	.4971	.4972	.4973	.4974
2.8	.4974	.4975	.4976	.4977	.4977	.4978	.4979	.4979	.4980	.4981
2.9	.4981	.4982	.4982	.4983	.4984	.4984	.4985	.4985	.4986	.4986
3.0	.4987	.4987	.4987	.4988	.4988	.4989	.4989	.4989	.4990	.4990
3.1	.4990	.4991	.4991	.4991	.4992	.4992	.4992	.4992	.4993	.4993
3.2	.4993	.4993	.4994	.4994	.4994	.4994	.4994	.4995	.4995	.4995
3.3	.4995	.4995	.4995	.4996	.4996	.4996	.4996	.4996	.4996	.4997
3.4	.4997	.4997	.4997	.4997	.4997	.4997	.4997	.4997	.4997	.4998
3.6	.4998	.4998	.4999	.4999	.4999	.4999	.4999	.4999	.4999	.4999
3.9	.5000									

Uit: Snedecor & Cochran. Statistical Methods. Sixth edition.
Iowa State University Press, Ames, IOWA, USA, 1980.

ORGANIC SOLVENTS IN AIRPhysical and Chemical Analysis Branch
Analytical Method

<u>Analyte:</u>	Organic solvents (see Table 1)	<u>Method no.:</u>	P&CAM 127
<u>Matrix:</u>	Air	<u>Range:</u>	For the specific compound, refer to Table 1
<u>Procedure:</u>	Adsorption on charcoal desorption with carbon disulfide, GC		
<u>Date issued:</u>	09/15/72	<u>Precision:</u>	10.5% RSD
<u>Date revised:</u>	02/15/77	<u>Classification:</u>	see Table 1

1. Principle of the method

- 1.1. A known volume of air is drawn through a charcoal tube to trap the organic vapors present.
- 1.2. The charcoal in the tube is transferred to a small, graduated test tube and desorbed with carbon disulfide.
- 1.3. An aliquot of the desorbed sample is injected into a gas chromatograph.
- 1.4. The area of the resulting peak is determined and compared with areas obtained from the injection of standards.

2. Range and sensitivity

The lower limit in mg/sample for the specific compound at 16 x 1 attenuation on a gas chromatograph fitted with a 10:1 splitter as shown in Table 1. This value can be lowered by reducing the attenuation or by eliminating the 10:1 splitter.

3. Interferences

- 3.1. When the amount of water in the air is so great that condensation actually occurs in the tube, organic vapors will not be trapped. Preliminary experiments indicate that high humidity severely decreases the background volume.
- 3.2. When two or more solvents are known or suspected to be present in the air, such information (including their suspected identities), should be transmitted with the sample, since with differences in polarity, one may displace another from the charcoal.
- 3.3. It must be emphasized that any compound which has the same retention time as the specific compound under study at the operating conditions described in this method is an interference. Hence, retention time data on a single column, or even on a number of columns, cannot be considered as proof of chemical identity. For this reason it is important that a sample of the bulk solvent(s) be submitted at the same time so that identity(ies) can be established by other means.
- 3.4. If the possibility of interference exists, separation conditions (column packing, temperatures, etc.) must be changed to circumvent the problem.

4. Precision and accuracy

- 4.1. The mean relative standard deviation of the analytical method is 8% (11.4)
- 4.2. The mean relative standard deviation of the analytical method plus field sampling using an approved personal sampling pump is 10% (11.4). Part of the error associated with the method is related to uncertainties in the sample volume collected. If a more powerful vacuum pump with associated gas-volume integrating equipment is used, sampling precision can be improved.
- 4.3. The accuracy of the overall sampling and analytical method is 10% (NIOSH-unpublished data) when the personal sampling pump is calibrated with a charcoal tube in the line.

5. Advantages and disadvantages of the method

- 5.1. The sampling device is small, portable, and involves no liquids. Interferences are minimal, and most of those which do occur can be altering chromatographic conditions. The tubes are analyzed by means of a quick, instrumental method. The method can also be used for the simultaneous analysis of two or more solvents suspected to be present in the same sample by simply changing gas chromatographic conditions from isothermal to a temperature-programmed mode of operation.
- 5.2. One disadvantage of the method is that the amount of sample which can be taken is limited by the number of milligrams that the tube will hold before overloading. When the sample value obtained for the backup section of the charcoal tube exceeds 25% of that found on the front section, the possibility of sample loss exists. During sample storage, the more volatile compounds will migrate throughout the tube until equilibrium is reached (33% of the sample on the backup section).
- 5.3. Furthermore, the precision of the method is limited by the reproducibility of the pressure drop across the tubes. This drop will affect the flow rate and cause the volume to be imprecise, because the pump is usually calibrated for one tube only.

6. Apparatus

- 6.1. An approved and calibrated personal sampling pump for personal samples. For an area sample, any vacuum pump whose flow can be determined accurately at 1 liter per minute or less.
- 6.2. Charcoal tubes: glass tube with both ends flame sealed, 7 cm long with a 6-mm O.D. and a 4-mm I.D., containing 2 sections of 20/40 mesh activated charcoal separated by a 2-mm portion of urethane foam. The activated charcoal is prepared from coconut shells and is fired at 600°C prior to packing. The absorbing section contains 100 mg of charcoal, the backup section 50 mg. A 3-mm portion of urethane foam is placed between the outlet end of the tube and the backup section. A plug of silylated glass wool is placed in front of the absorbing section. The pressure drop across the tube must be less than one inch of mercury at a flow rate of 1 lpm.
- 6.3. Gas chromatograph equipped with a flame ionization detector.
- 6.4. Column (20 ft x 1/8 in) with 10% FFAP stationary phase on 80/100 mesh, acid-washed DMCS Chromosorb W solid support. Other columns capable of performing the required separations may be used.
- 6.5. A mechanical or electronic integrator or a recorder and some method for determining peak area.
- 6.6. Microcentrifuge tubes, 2.5 ml, graduated.
- 6.7. Hamilton syringes: 10 μ l, and convenient sizes for making standards.
- 6.8. Pipets: 0.5-ml delivery pipets or 1.0 ml type graduated in 0.1 ml increments.
- 6.9. Volumetric flasks: 10 ml or convenient sizes for making standard solutions.

7. Reagents

- 7.1. Spectroquality carbon disulfide (Matheson Coleman and Bell).
- 7.2. Sample of the specific compound under study, preferably chromatography quality grade.
- 7.3. Bureau of Mines Grade A helium.
- 7.4. Prepurified hydrogen.
- 7.5. Filtered compressed air.

8. Procedure

- 8.1. Cleaning of equipment: All glassware used for the laboratory analysis should be detergent washed and thoroughly rinsed with tap water and distilled water.
- 8.2. Calibration of personal pumps: Each personal pump must be calibrated with a representative charcoal tube in the line. This will minimize errors associated with uncertainties in the sample volume collected.
- 8.3. Collection and shipping of samples.

- 8.3.1. Immediately before sampling, the ends of the tube should be broken to provide an opening at least one-half the internal diameter of the tube (2 mm).
- 8.3.2. The small section of charcoal is used as a back-up and should be positioned nearest the sampling pump.
- 8.3.3. The charcoal tube should be vertical during sampling to reduce channeling through the charcoal.
- 8.3.4. Air being sampled should not be passed through any hose or tubing before entering the charcoal tube.
- 8.3.5. The flow, time, and/or volume must be measured as accurately as possible. The sample should be taken at a flow rate of 1 lpm or less to attain the total sample volume required. The minimum and maximum sample volumes that should be collected for each solvent are shown in Table 1. The minimum volume quoted must be collected of the desired sensitivity is to be achieved.
- 8.3.6. The temperature and pressure of the atmosphere being sampled should be measured and recorded.
- 8.3.7. The charcoal tubes should be capped with the supplied plastic caps immediately after sampling. Under no circumstances should rubber caps be used.
- 8.3.8. One tube should be handled in the same manner as the sample tube (break, seal, and transport), except that no air is sampled through this tube. This tube should be labeled as a blank.
- 8.3.9. Capped tubes should be packed tightly before they are shipped to minimize tube breakage during shipping.
- 8.3.10. Samples of the suspected solvent(s) should be submitted to the laboratory for qualitative characterization. These liquid bulk samples should not be transported in the same container as the samples or blank tube. If possible, a bulk air sample (at least 50 l air drawn through tube) should be shipped for qualitative identification purposes.

8.4. Analysis of samples

- 8.4.1. Preparation of samples. In preparation for analysis, each charcoal tube is scored with a file in front of the first section of charcoal and broken open. The glass wool is removed and discarded. The charcoal in the first (larger) section is transferred to a small stoppered test tube. The separating section of foam is removed and discarded; the second section is transferred to another test tube. These two sections are analyzed separately.

- 8.4.2. Desorption of samples. Prior to analysis, one-half ml of carbon disulfide is pipetted into each test tube. (All work with carbon disulfide should be performed in a hood because of its high toxicity). Tests indicate that desorption is complete in 30 minutes if the sample is stirred occasionally during this period.
- 8.4.3. GC Conditions. The typical operating conditions for the gas chromatograph are:
1. 85 cc/min. (70 psig) helium carrier gas flow.
 2. 65 cc/min. (24 psig) hydrogen gas flow to detector.
 3. 500 cc/min. (50 psig) air flow to detector.
 4. 200°C injector temperature.
 5. 200°C manifold temperature (detector).
 6. Isothermal oven or column temperature - refer to Table 1 for specific compounds.
- 8.4.4. Injection. The first step in the analysis is the injection of the sample into the gas chromatograph. To eliminate difficulties arising from blowback or distillation within the syringe needle, one should employ the solvent flush injection technique. The 10 µl syringe is first flushed with solvent several times to wet the barrel and plunger. Three microliters of solvent are drawn into the syringe to increase the accuracy and reproducibility of the injected sample volume. The needle is removed from the solvent, and the plunger is pulled back about 0.2 µl to separate the solvent flush from the sample with a pocket of air to be used as a marker. The needle is then immersed in the sample, and a 5-µl aliquot is withdrawn, taking into consideration the volume of the needle, since the sample in the needle will be completely injected. After the needle is removed from the sample and prior to injection, the plunger is pulled back a short distance to minimize evaporation of the sample from the top of the needle. Duplicate injections of each sample and standard should be made. No more than a 3% difference in area is to be expected.
- 8.4.5. Measurement of area. The area of the sample peak is measured by an electronic integrator or some other suitable form if area measurement, and preliminary results are read from a standard curve prepared as discussed below.
- 8.5. Determination of desorption efficiency
- 8.5.1. Importance of determination. The desorption of a particular compound can vary from one laboratory to another and also from one batch of charcoal to another. Thus, it is necessary to determine at least one the percentage of the specific compound that is removed in the desorption process for a given compound, provided the same batch of charcoal is used. NIOSH has found that the desorption efficiencies for the compounds in Table 1 are between 81% and 100% and vary with each batch of charcoal.
- 8.5.2. Procedure for determining desorption efficiency. Activated charcoal equivalent to the amount in the first section of the sampling tube (100 mg) is measured into a 5-cm, 4-mm I.D. glass tube, flame-sealed at one end (similar to commercially available culture tubes). This charcoal must be from the same batch as that used in obtaining the samples and can be obtained from unused charcoal tubes. The open end is capped with Parafilm. A known amount of the compound is injected directly into the activated charcoal with a microliter syringe, and the tube is capped with more Parafilm. The amount injected is usually equivalent to that present in a 10-liter sample at a concentration equal to the federal standard.

At least five tubes are prepared in this manner and allowed to stand for at least overnight to assure complete absorption of the specific compound into the charcoal. These five tubes are referred to as the samples. A parallel blank tube should be treated in the same manner except that no sample is added to it. The sample and blank tubes are desorbed and analyzed in exactly the same manner as the sampling tube described in Section 8.4.

Two or three standards are prepared by injecting the same volume of compound into 0.5 ml of CS₂ with the same syringe used in the preparation of the sample. These are analyzed with the samples.

The desorption efficiency equals the difference between the average peak area of the samples and the peak area of the blank divided by the average peak area of the standards, or

$$\text{desorption efficiency} = \frac{\text{Area sample} - \text{Area blank}}{\text{Area standard}}$$

9. Calibration and standards

It is convenient to express concentration of standards in terms of mg/0.5 ml CS₂ because samples are desorbed in this amount of CS₂. To minimize error due to the volatility of carbon disulfide, one can inject 20 times the weight into 10 ml of CS₂. For example, to prepare a 0.3 mg/0.5 ml standard, one would inject 6.0 mg into exactly 10 ml of CS₂ in a glass-stoppered flask. The density of the specific compound is used to convert 6.0 mg into microliters for easy measurement with a microliter syringe. A series of standards, varying in concentration over the range of interest, is prepared and analyzed under the same GC conditions and during the same time period as the unknown samples. Curves are established by plotting concentration in mg/0.5 ml versus peak area.

NOTE: Since no internal standard is used in the method, standard solutions must be analyzed at the same time that the sample analysis is done. This will minimize the effect of known day-to-day variations and variations during the same day of the FID response.

10. Calculations

10.1. The weight, in mg, corresponding to each peak area is read from the standard curve for the particular compound. No volume corrections are needed, because the standard curve is based on mg/0.5 ml CS₂ and the volume of sample injected is identical to the volume of the standards injected.

10.2. Corrections for the blank must be made for each sample.

$$\text{Corrected mg} = \text{mg}_s - \text{mg}_b$$

where mg_s = mg found in front section of sample tube

mg_b = mg found in front section of blank tube

A similar procedure is followed for the backup sections.

10.3. The corrected amounts present in the front and backup sections of the same sample tube are added to determine the total measured amount in the sample.

10.4. This total weight is divided by the determined desorption efficiency to obtain the corrected mg per sample.

10.5. The concentration of the analyte in the air sampled can be expressed in mg per m³.

$$\text{mg/m}^3 = \frac{\text{Corrected mg (Section 10.4)} \times 1000 \text{ (liters/m}^3\text{)}}{\text{Air volume sampled (liters)}}$$

- 10.6. Another method of expressing concentration is ppm (corrected to standard conditions of 25°C and 760 mm Hg).

$$\text{ppm} = \text{mg/m}^3 \times \frac{24.45}{\text{MW}} \times \frac{760}{P} \times \frac{(T + 273)}{298}$$

where:

P = pressure (mm Hg) of air sampled
T = temperature (°C) of air sampled
24.45 = molar volume (liter/mole) at 25°C and 760 mm Hg
MW = molecular weight
760 = standard pressure (mm Hg)
298 = standard temperature (°K)

11. References

- 11.1. White, L.D., D.G. Taylor, P.A. Mauer, and R.E. Kupel, "A Convenient Optimized Method for the Analysis of Selected Solvent Vapors in the Industrial Atmosphere", Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 31: 225, 1970.
- 11.2. Young, D.M. and A.D. Crowell, Physical Adsorption of Gases, pp. 137-146, Butterworths, London, 1962.
- 11.3. Federal Register, 37:202:22139-22142, October 18, 1972.
- 11.4. NIOSH Contract HSM-99-72-98, Scott Research Laboratories, Inc., "Collaborative Testing of Activated Charcoal Sampling Tubes for Seven Organic Solvents", pp. 4-22, 4-27, 1973.

OPMERKING: In de derde editie van het NIOSH manual (NIOSH Publication 84-100, 1984) zijn de verbindingen hergroepeerd op basis van structurele overeenkomsten (methode 1003 en 1500).

TABLE 1

Parameters Associated with P&CAB Analytical Method No. 127

Organic solvent	Method classifi- cation	Detection limit (mg/sample)	Sample volume (l)		GC column Temp. (°C)	Molecular Weight
			Minimum (a)	Maximum (b)		
Acetone	D	-	0.5	7.7	60	58.1
Benzene	A	0.01	0.5	55	90	78.1
Carbon tetrachloride	A	0.20	10	60	60	154.0
Chloroform	A	0.10	0.5	13	80	119
Dichloromethane	D	0.05	0.5	3.8	85	84.9
p-Dioxane	A	0.05	1	18	100	88.1
Ethylene dichloride	D	0.05	1	12	90	99.0
Methyl ethyl ketone	B	0.01	0.5	13	80	72.1
Styrene	D	0.10	1.5	34	150	104
Tetrachloroethylene	B	0.06	1	25	130	166
1,1,2-trichloroethane	B	0.05	10	97	150	133
1,1,1-trichloroethane (methyl chloroform)	B	0.05	0.5	13	150	133
Trichloroethylene	A	0.05	1	17	90	131
Toluene	B	0.01	0.5	22	120	92.1
Xylene	A	0.02	0.5	31	100	106

(a) Minimum volume, in liters, required to measure 0.1 times the OSHA standard.

(b) These are breakthrough volumes calculated with data derived from a potential plot (11.2) for activated coconut charcoal. Concentrations of vapor in air at 5 times the OSHA standard (11.3) or 500 ppm, whichever is lower, 25°C, and 760 torr were assumed. These values will be as much as 50% lower for atmospheres of high humidity. The effects of multiple contaminants have not been investigated, but it is suspected that less volatile compounds may displace more volatile compounds (See 3.1 and 3.2).

CUMULATIEVE VERDELING VAN DE χ^2 *

Vrij- heids- graden	Kans op een grotere waarde												
	0.995	0.990	0.975	0.950	0.900	0.750	0.500	0.250	0.100	0.050	0.025	0.010	0.005
1					0.02	0.10	0.45	1.32	2.71	3.84	5.02	6.63	7.88
2	0.01	0.02	0.05	0.10	0.21	0.58	1.39	2.77	4.61	5.99	7.38	9.21	10.60
3	0.07	0.11	0.22	0.35	0.58	1.21	2.37	4.11	6.25	7.81	9.35	11.34	12.84
4	0.21	0.30	0.48	0.71	1.06	1.92	3.36	5.39	7.78	9.49	11.14	13.28	14.86
5	0.41	0.55	0.83	1.15	1.61	2.67	4.35	6.63	9.24	11.07	12.83	15.09	16.75
6	0.68	0.87	1.24	1.64	2.20	3.45	5.35	7.84	10.64	12.59	14.45	16.81	18.55
7	0.99	1.24	1.69	2.17	2.83	4.25	6.35	9.04	12.02	14.07	16.01	18.48	20.28
8	1.34	1.65	2.18	2.73	3.49	5.07	7.34	10.22	13.36	15.51	17.53	20.09	21.96
9	1.73	2.09	2.70	3.33	4.17	5.90	8.34	11.39	14.68	16.92	19.02	21.67	23.59
10	2.16	2.56	3.25	3.94	4.87	6.74	9.34	12.55	15.99	18.31	20.48	23.21	25.19
11	2.60	3.05	3.82	4.57	5.58	7.58	10.34	13.70	17.28	19.68	21.92	24.72	26.76
12	3.07	3.57	4.40	5.23	6.30	8.44	11.34	14.85	18.55	21.03	23.34	26.22	28.30
13	3.57	4.11	5.01	5.89	7.04	9.30	12.34	15.98	19.81	22.36	24.74	27.69	29.82
14	4.07	4.66	5.63	6.57	7.79	10.17	13.34	17.12	21.06	23.68	26.12	29.14	31.32
15	4.60	5.23	6.27	7.26	8.55	11.04	14.34	18.25	22.31	25.00	27.49	30.58	32.80
16	5.14	5.81	6.91	7.96	9.31	11.91	15.34	19.37	23.54	26.30	28.85	32.00	34.27
17	5.70	6.41	7.56	8.67	10.09	12.79	16.34	20.49	24.77	27.59	30.19	33.41	35.72
18	6.26	7.01	8.23	9.39	10.86	13.68	17.34	21.60	25.99	28.87	31.53	34.81	37.16
19	6.84	7.63	8.91	10.12	11.65	14.56	18.34	22.72	27.20	30.14	32.85	36.19	38.58
20	7.43	8.26	9.59	10.85	12.44	15.45	19.34	23.83	28.41	31.41	34.17	37.57	40.00
21	8.03	8.90	10.28	11.59	13.24	16.34	20.34	24.93	29.62	32.67	35.48	38.93	41.40
22	8.64	9.54	10.98	12.34	14.04	17.24	21.34	26.04	30.81	33.92	36.78	40.29	42.80
23	9.26	10.20	11.69	13.09	14.85	18.14	22.34	27.14	32.01	35.17	38.08	41.64	44.18
24	9.89	10.86	12.40	13.85	15.66	19.04	23.34	28.24	33.20	36.42	39.36	42.98	45.56
25	10.52	11.52	13.12	14.61	16.47	19.94	24.34	29.34	34.38	37.65	40.65	44.31	46.93
26	11.16	12.20	13.84	15.38	17.29	20.84	25.34	30.43	35.56	38.89	41.92	45.64	48.29
27	11.81	12.88	14.57	16.15	18.11	21.75	26.34	31.53	36.74	40.11	43.19	46.96	49.64
28	12.46	13.56	15.31	16.93	18.94	22.66	27.34	32.62	37.92	41.34	44.46	48.28	50.99
29	13.12	14.26	16.05	17.71	19.77	23.57	28.34	33.71	39.09	42.56	45.72	49.59	52.34
30	13.79	14.95	16.79	18.49	20.60	24.48	29.34	34.80	40.26	43.77	46.98	50.89	53.67
40	20.71	22.16	24.43	26.51	29.05	33.66	39.34	45.62	51.80	55.76	59.34	63.69	66.77
50	27.99	29.71	32.36	34.76	37.69	42.94	49.33	56.33	63.17	67.50	71.42	76.15	79.49
60	35.53	37.48	40.48	43.19	46.46	52.29	59.33	66.98	74.40	79.08	83.30	88.38	91.95
70	43.28	45.44	48.76	51.74	55.33	61.70	69.33	77.58	85.53	90.53	95.02	100.42	104.22
80	51.17	53.54	57.15	60.39	64.28	71.14	79.33	88.13	96.58	101.88	106.63	112.33	116.32
90	59.20	61.75	65.65	69.13	73.29	80.62	89.33	98.64	107.56	113.14	118.14	124.12	128.30
100	67.33	70.06	74.22	77.93	82.36	90.13	99.33	109.14	118.50	124.34	129.56	135.81	140.17

* Condensed from table with 6 significant figures by Catherine M. Thompson, by permission of the Editor of Biometrika.

Uit: Snedecor & Cochran. Statistical Methods. Sixth edition.
Iowa State University, Ames, IOWA, USA, 1980.

OMREKENINGEN VOOR GSD, GM, AM, SD, μ EN σ .

Te berekenen	Bekend	Formule
GM	μ	$\exp(\mu)$
	AM, STD	$AM^2 / \sqrt{AM^2 + STD^2}$
	AM, GSD	$AM / \exp(\frac{1}{2} (\ln GSD)^2)$
	AM, σ	$AM / \exp(\frac{1}{2} \sigma^2)$
AM	μ, σ	$\exp(\mu + \frac{1}{2} \sigma^2)$
	GM, σ	$GM \cdot \exp(\frac{1}{2} \sigma^2)$
	μ , GSD	$\exp(\mu + \frac{1}{2} (\ln GSD)^2)$
	GM, GSD	$GM \cdot \exp(\frac{1}{2} (\ln GSD)^2)$
μ	GM	$\ln(GM)$
	AM, σ	$\ln(AM) - \frac{1}{2} \sigma^2$
	AM, GSD	$\ln(AM) - \frac{1}{2} (\ln GSD)^2$
	AM, STD	$\ln(AM^2 / \sqrt{AM^2 + STD^2})$
GSD	σ	$\exp(\sigma)$
	AM, STD	$\exp(\sqrt{\ln(1 + STD^2/AM^2)})$
STD	μ, σ	$\sqrt{\exp(2\mu + \sigma^2) (\exp(\sigma^2) - 1)}$
	μ , GSD	$\sqrt{\exp(2\mu + (\ln GSD)^2) (\exp((\ln GSD)^2) - 1)}$
	GM, σ	$\sqrt{GM^2 \exp(\sigma^2) (\exp(\sigma^2) - 1)}$
	GM, GSD	$\sqrt{GM^2 \exp((\ln GSD)^2) (\exp((\ln GSD)^2) - 1)}$
	AM, σ	$\sqrt{AM^2 \cdot (\exp(\sigma^2) - 1)}$
	AM, GSD	$\sqrt{AM^2 (\exp((\ln GSD)^2) - 1)}$
σ	GSD	$\ln(GSD)$
	AM, STD	$\sqrt{\ln(1 + STD^2/AM^2)}$

STUDENT t-VERDELING (tweezijdige toets).

Vrij- heids- graden	Kans op een grotere waarde (teken genegeerd)								
	0.500	0.400	0.200	0.100	0.050	0.025	0.010	0.005	0.001
1	1.000	1.376	3.078	6.314	12.706	25.452	63.657		
2	0.816	1.061	1.886	2.920	4.303	6.205	9.925	14.089	31.598
3	.765	0.978	1.638	2.353	3.182	4.176	5.841	7.453	12.941
4	.741	.941	1.533	2.132	2.776	3.495	4.604	5.598	8.610
5	.727	.920	1.476	2.015	2.571	3.163	4.032	4.773	6.859
6	.718	.906	1.440	1.943	2.447	2.969	3.707	4.317	5.959
7	.711	.896	1.415	1.895	2.365	2.841	3.499	4.029	5.405
8	.706	.889	1.397	1.860	2.306	2.752	3.355	3.832	5.041
9	.703	.883	1.383	1.833	2.262	2.685	3.250	3.690	4.781
10	.700	.879	1.372	1.812	2.228	2.634	3.169	3.581	4.587
11	.697	.876	1.363	1.796	2.201	2.593	3.106	3.497	4.437
12	.695	.873	1.356	1.782	2.179	2.560	3.055	3.428	4.318
13	.694	.870	1.350	1.771	2.160	2.533	3.012	3.372	4.221
14	.692	.868	1.345	1.761	2.145	2.510	2.977	3.326	4.140
15	.691	.866	1.341	1.753	2.131	2.490	2.947	3.286	4.073
16	.690	.865	1.337	1.746	2.120	2.473	2.921	3.252	4.015
17	.689	.863	1.333	1.740	2.110	2.458	2.898	3.222	3.965
18	.688	.862	1.330	1.734	2.101	2.445	2.878	3.197	3.922
19	.688	.861	1.328	1.729	2.093	2.433	2.861	3.174	3.883
20	.687	.860	1.325	1.725	2.086	2.423	2.845	3.153	3.850
21	.686	.859	1.323	1.721	2.080	2.414	2.831	3.135	3.819
22	.686	.858	1.321	1.717	2.074	2.406	2.819	3.119	3.792
23	.685	.858	1.319	1.714	2.069	2.398	2.807	3.104	3.767
24	.685	.857	1.318	1.711	2.064	2.391	2.797	3.090	3.745
25	.684	.856	1.316	1.708	2.060	2.385	2.787	3.078	3.725
26	.684	.856	1.315	1.706	2.056	2.379	2.779	3.067	3.707
27	.684	.855	1.314	1.703	2.052	2.373	2.771	3.056	3.690
28	.683	.855	1.313	1.701	2.048	2.368	2.763	3.047	3.674
29	.683	.854	1.311	1.699	2.045	2.364	2.756	3.038	3.659
30	.683	.854	1.310	1.697	2.042	2.360	2.750	3.030	3.646
35	.682	.852	1.306	1.690	2.030	2.342	2.724	2.996	3.591
40	.681	.851	1.303	1.684	2.021	2.329	2.704	2.971	3.551
45	.680	.850	1.301	1.680	2.014	2.319	2.690	2.952	3.520
50	.680	.849	1.299	1.676	2.008	2.310	2.678	2.937	3.496
55	.679	.849	1.297	1.673	2.004	2.304	2.669	2.925	3.476
60	.679	.848	1.296	1.671	2.000	2.299	2.660	2.915	3.460
70	.678	.847	1.294	1.667	1.994	2.290	2.648	2.899	3.435
80	.678	.847	1.293	1.665	1.989	2.284	2.638	2.887	3.416
90	.678	.846	1.291	1.662	1.986	2.279	2.631	2.878	3.402
100	.677	.846	1.290	1.661	1.982	2.276	2.625	2.871	3.390
120	.677	.845	1.289	1.658	1.980	2.270	2.617	2.860	3.373
∞	.6745	.8416	1.2816	1.6448	1.9600	2.2414	2.5758	2.8070	3.2905

Uit: Snedecor & Cochran. Statistical Methods.

Sixth Edition, Iowa State University Press, IOWA, USA, 1980.

METHODE VAN TUGGLE

Tuggle, (1981, 1982) rekent met zogenaamde tolerantiefactor k' . De factor k' is zodanig gekozen, dat de kans γ op een proportie p van de normale verdeling kleiner is dan $m + k' \cdot s$. Waarbij m en s schatters zijn van μ en σ . Dus:

$$p(\mu + Z_p \sigma > m + k' \cdot s) = \gamma \quad \text{oftewel}$$

$$\left(\frac{\frac{\mu - m}{\sigma/\sqrt{n}} + Z_p/\sqrt{n}}{\frac{s/\sqrt{n}}{\sigma/\sqrt{n}}} \leq k' \sqrt{n} \right) = 1 - \gamma$$

Het linker stuk van deze formule is volgens de niet-centrale t-verdeling verdeeld volgens

$$\frac{Z + \delta}{\sqrt{w}} \stackrel{\Delta}{=} t_{n-1}, \delta \quad \text{waarin}$$

$$Z = \frac{\mu - m}{\sigma/\sqrt{n}} \sim N(0,1) \quad (\text{overigens is } Z \text{ niet gelijk aan } Z_p)$$

$$\delta = Z_p/\sqrt{n} \quad (\text{de non-centraliteitsparameter})$$

$$w = \frac{s^2/n}{\sigma^2/n} \quad (\chi^2/1_{n-1} \text{ verdeeld met } n-1 \text{ vrijheidsgraden}).$$

MODEL VOLGENS KEULSPraktische werking

Het model volgens Keuls heeft dezelfde uitgangspunten als het NIOSH model, namelijk het gaat om acht-uurs gemiddelde metingen en op basis van meerdere metingen moet de kans op normoverschrijding worden berekend.

Principe is dat gebruik wordt gemaakt van een t-verdeling en dat de mate van nauwkeurigheid van de schatters m en s in afhankelijkheid van n , wel wordt meegenomen in de berekening van de overschrijdingskans. Met behulp van de tabellen van Resnikoff en Lieberman (1957) kan de overschrijdingskans p en het betrouwbaarheidsinterval van p , in afhankelijkheid van t worden gevonden.

De ingangen van de tabel zijn de volgende:

1. aantal vrijheidsgraden ν ($= n-1$)
2. de percentiepunten ϵ ;
de overschrijdingskans p wordt gevonden bij $\epsilon = 0,50$;
een $(1-\alpha)\%$ betrouwbaarheidsinterval van p wordt gevonden bij $\epsilon_{\frac{\alpha}{2}}$ en $\epsilon_{1-\frac{\alpha}{2}}$.
3. de binnenkolommen van de tabellen worden niet gevormd door de grootte t zelf maar door de grootte x die gelijk is aan $x = t/\sqrt{\nu} = t/\sqrt{n-1}$
4. bij gekozen ϵ en de berekende x kan dan in de tabel met $n-1$ vrijheidsgraden de kans p worden afgelezen in de p -kolom. De x waarde zal nooit exact in de tabel staan; tussen de x -waarden kan geïnterpoleerd worden met $-\ln p$.

Deze ingewikkeld ogende methode zal geïllustreerd worden aan de hand van de reeks meetresultaten uit het voorbeeld in § 6.3.8.

Allereerst wordt de grootte t berekend en daaruit x :

$$t = \frac{\ln 1 - (-0.39)}{0,28/\sqrt{7}} = 3.68$$

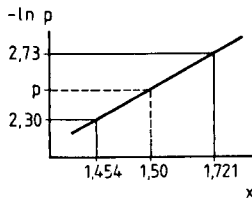
$$x = 3,68 / \sqrt{6} = 1,50.$$

In bijlage 13C. zoeken we de tabel met $n-1 = 6$ vrijheidsgraden op.

Berekening van p : in de kolom van $\epsilon = 0,50$ ligt de berekende x -waarde 1,50 in tussen ($x=1,454$, $p=0,10$) en ($x=1,721$, $p=0,065$).

De goede p -waarde wordt nu lineair geïnterpoleerd m.b.v. de x -waarden en de $-\ln p$ waarden.

Grafisch gezien:



de vergelijking voor $-\ln p$ wordt nu

$$-\ln p = 2.30 + (1.50 - 1.454) \times \left(\frac{2.73 - 2.30}{1.721 - 1.454} \right) = 2.37$$

$$\text{dus } p = e^{-2.37} = 0.09.$$

De overschrijdingskans p voor dagen met een belasting boven de norm bedraagt dus 9%.

Berekening van het 90% betrouwbaarheidsinterval van p

analoge berekening met $x = 1.50$ als bij p maar nu bij $\epsilon = 0.95$ en $\epsilon = 0.05$.

$$\epsilon = 0.95:$$

$$-\ln p = 3.69 + (1.50 - 1.263) \times \left(\frac{4.61 - 3.69}{1.565 - 1.263} \right) = 4.41$$

$$\text{dus } p = e^{-4.41} = 0.012.$$

$$\epsilon = 0.05:$$

$$-\ln p = 1.38 - (1.871 - 1.50) \times \left(\frac{1.89 - 1.39}{2.520 - 1.871} \right) \quad *) = 1.09$$

$$\text{dus } p = e^{-1.09} = 0.33.$$

Samenvattend: op grond van deze meetserie van zeven 8-uurs gemiddelde blootstellingswaarden kunnen we berekenen dat de kans op dagen met een belasting boven de norm 9% bedraagt, met een 90% betrouwbaarheidsinterval van 1 tot 33%.

Een opmerking bij deze methode. De tabellen gaan slechts tot $p = 0.25$, zodat bij het optreden van grotere overschrijdingskansen deze geëxtrapoleerd moeten worden. Dit heeft fouten tot gevolg.

*) Extrapolatie !

Stel dat de benedengrens van het $(1-\alpha)\%$ betrouwbaarheidsinterval van de overschrijdingskans nog net met de tabel berekend kan worden, zeg 25%. Dat betekent dat er een kans is van $\frac{1}{2}\alpha\%$ dat het aantal dagen waarop de norm wordt overschreven kleiner is dan 25%. De situatie is in dit geval erg duidelijk, de norm wordt hier onaanvaardbaar overschreden.

Wanneer de resultaten van het NIOSH model vergeleken worden met die van het verbeterde model, blijken de gemiddelde overschrijdingskansen niet sterk te verschillen, deze zijn nl. respectievelijk 8% en 9%.

De 90% betrouwbaarheidsintervallen verschillen wel enigszins, nl. 2 tot 25% voor het NIOSH model tegen 1 tot 33% voor het verbeterde model. Het kleinere betrouwbaarheidsinterval verkregen met het NIOSH model kan verklaard worden uit het gebruik van de Z-formule.

Doordat wordt aangenomen dat m en s geen schatters zijn maar exact, wordt een betrouwbaarheidsinterval verkregen dat in feite nauwkeuriger is dan de meetgegevens toelaten. Nogmaals moet opgemerkt worden dat Leidel et al., (1977) niet spreken over een betrouwbaarheidsinterval voor de overschrijdingskans.

De breedte van het betrouwbaarheidsinterval hangt af van de GSD en van het aantal dagen waarop gemeten is. Dit kan geïllustreerd worden door bij het gemiddelde en de standaardafwijking van de in log getransformeerde zinkchloride meetwaarden uit te gaan van een ander aantal meetdagen.

TABEL. De afhankelijkheid van het 90% betrouwbaarheidsinterval van de overschrijdingskans p van het aantal meetdagen. Het GM is steeds 0,67 en de GSD is steeds 1,32.

n	p	90% betrouwbaarheidsinterval van p
2	8%	$<<1\%$ - ca. 55%
7	9%	1% - ca. 33%
20	8%	3% - 19%
50	8%	4% - 12%

Duidelijk is te zien hoe het betrouwbaarheidsinterval verkleint bij oplopende n . Het is daarom te verwachten dat juist bij geringe aantallen metingen afwijkingen met het NIOSH model zullen gaan optreden.

Een criterium voor de maximaal toelaatbare overschrijdingskans bestaat niet in Nederland; de Nationale MAC lijst (AI, 1985) geeft hierover geen uitsluitsel. Door Leidel et al., (1977) wordt 5% als criterium gehanteerd voor de "gemiddelde" overschrijdingskans (bij $\epsilon = 0,50$ in het verbeterde model). Ook voor het betrouwbaarheidsinterval van de overschrijdingskans bestaat geen criterium, ook niet bij Leidel, Busch en Lynch (1977).

Analoog aan de meetstrategie voor één meting (§ 6.3.7.) zou men de boven- en ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval met de acceptabele 5% overschrijdingskans kunnen vergelijken.

Tot slot:

bij beide modellen komt de monsternamen en analysefout niet meer voor. Dit komt omdat bij een "normale" meetmethode (CV 5 à 15%) deze fouten deel uitmaken van de variantie van de verdeling van de meetresultaten over meerdere dagen.

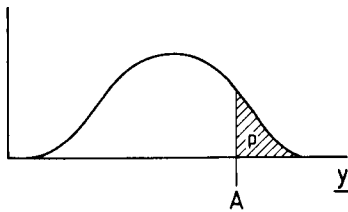
MODEL VOLGENS KEULSStatistische achtergrond voor overschrijdskans berekening

$$y = \ln x \approx \mu + \sigma x$$

y is normaal verdeeld

x is lognormaal verdeeld

kans



$$\begin{aligned} P(y > A) &= p = P\left(\frac{y - \mu}{\sigma} > \frac{A - \mu}{\sigma}\right) \\ &\quad z = a \\ &= P(z > a), \quad a = a(p) \end{aligned}$$

$$\underline{t} = \frac{A - \bar{y}}{\underline{s} \frac{1}{\sqrt{n}}} = \frac{\sqrt{n} (A - \bar{y})}{\underline{s}} \quad (\text{waarin: } \bar{y} = \frac{1}{n} \sum y_i; s^2 = \sum (y_i - \bar{y})^2)$$

$$= \frac{\sqrt{n} \frac{A - \mu}{\sigma} - \frac{\bar{y} - \mu}{\sigma}}{\underline{s}/\sigma} \approx \frac{\delta + z}{\underline{s}/\sigma} = \underline{t}_\nu \delta$$

(dit is de niet centrale t-verdeling
met non-centraliteit δ)

$$\delta = \sqrt{n} \frac{A - \mu}{\sigma} = \sqrt{n} a(p)$$

ν = aantal vrijheidsgraden

De steefproefgrootheid $\underline{t}$ heeft bij gemaakte onderstellingen de theoretische verdeling:

$$\underline{t}_\nu \delta$$

De proef levert een berekende waarde t (realisatie van $\underline{t}$). Nemen we aan, dat t één van de $1 - \alpha$ mogelijke uitkomsten is, in het centrale gebied van de verdeling van $\underline{t}_\nu$, dan is:

- met kans $1 - \frac{1}{2}\alpha$ $t_{\nu}^{\delta} < t_1$

$$\text{op rand : } \frac{\delta_0 + z}{s/\sigma} = t_1$$

$$\delta_0 = \delta(1 - \frac{1}{2}\alpha, \nu, t)$$

- met kans $1 - \frac{1}{2}\alpha$ $t_{\nu}^{\delta} > t_0$

of met kans $\frac{1}{2}\alpha$ op rand :

$$\frac{\delta_1 + z}{s/\sigma} = t_0 \quad \delta_1 = \delta(\frac{1}{2}\alpha, \nu, t)$$

De kleinste $\delta = \delta_0$, waarbij t in genoemd interval ligt, voldoet aan:

$$P(t_{\nu}^{\delta} < t) = 1 - \frac{1}{2}\alpha.$$

Daarbij is $t_1 = t$ en $\delta_0 = \delta(\nu, 1 - \frac{1}{2}\alpha, t)$.

Evenzo is de grootste $\delta = \delta_1$, die waarvoor

$$P(t_{\nu}^{\delta} < t) = \frac{1}{2}\alpha. \text{ Daarbij is } t_0 = t \text{ en } \delta_1 = \delta(\nu, \frac{1}{2}\alpha, t).$$

Er geldt nu : betrouwbaarheidsinterval $(1 - \alpha)$: $\delta_0 < \delta < \delta_1$

$$a = \delta/\sqrt{n} : \quad a_0 < a < a_1$$

$$p = P(X > a) : \quad p_0 > p > p_1$$

Tabellen

Resnikoff & Lieberman. Tables of the non-central t-distribution. Stanford Univ. Press, California, 1957.

In het bijzonder pag. 383 e.v. Table of the percentage points of the non-central t-statistic.

De ingangen van deze tabel zijn in deze volgorde:

1. Degrees of Freedom $f (= \nu)$ (tabelnummer)

2. $\epsilon : \epsilon_0 = 1 - \frac{1}{2}\alpha$

$$\epsilon_1 = \frac{1}{2}\alpha \quad (\text{kolom})$$

3. $x = t/\sqrt{f}$ ($=t/\sqrt{\nu}$ (binnenkolom)

Uitgang: $x \rightarrow p$ (binnenrij; eventueel interpoleren tussen twee rijen i en $i+1$)

N.B. lineair interpoleren voor x en $-\ln p$:

$$x_i < x < x_{i+1} \rightarrow -\ln p_i < -\ln p < -\ln p_{i+1}$$

$$\ln p = -\ln p_i + \left(\frac{x - x_i}{x_{i+1} - x_i} \right) (-\ln p_{i+1} + \ln p_i)$$

PERCENTAGE PUNTEN VAN DE NIET-CENTRALE t-VERDELING

Percentage punten van t, de non-centraliteitsstatistiek, met als ingang in de tabel: x zodanig gekozen dat $P(t / \sqrt{\nu} > x) = \epsilon$.

ν = het aantal vrijheidsgraden

$\sqrt{(\nu + 1) \cdot K_p}$ = de non-centraliteits parameter.

K_p = de standaard normale deviatie welke wordt overschreden met een kans p.

p	ϵ	$\nu = 2$			ϵ	$\nu = 3$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		-.428	.947	4.659		-.194	.853	3.024
.1500		.116	1.474	6.337		.474	1.320	4.064
.1000		.410	1.835	7.542		.513	1.638	4.807
.0650		.655	2.180	8.708		.738	1.942	5.529
.0400		.882	2.531	9.921		.953	2.251	6.277
.0250		1.072	2.842	11.006		1.134	2.524	6.945
.0040		1.648	3.868	14.644		1.700	3.429	9.194
.0025		1.771	4.098	15.466		1.822	3.631	9.707
.0010		1.992	4.517	16.971		2.041	4.000	10.641

p	ϵ	$\nu = 4$			ϵ	$\nu = 5$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		-.074	.807	2.403		.003	.780	2.076
.1500		.335	1.246	3.226		.392	1.203	2.790
.1000		.580	1.545	3.809		.630	1.490	3.293
.0650		.797	1.829	4.376		.843	1.764	3.782
.0400		1.007	2.119	4.961		1.050	2.042	4.289
.0250		1.186	2.375	5.487		1.228	2.288	4.743
.0100		1.488	2.824	6.419		1.530	2.720	5.545
.0040		1.749	3.223	7.254		1.791	3.103	6.265
.0025		1.870	3.412	7.655		1.914	3.286	6.610
.0010		2.092	3.759	8.386		2.136	3.619	7.243

p	ϵ	$\nu = 6$			ϵ	$\nu = 7$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.059	.762	1.871		.101	.749	1.729
.1500		.435	1.174	2.520		.470	1.154	2.335
.1000		.668	1.454	2.976		.700	1.429	2.760
.0650		.879	1.721	3.419		.910	1.690	3.173
.0400		1.086	1.992	3.877		1.115	1.956	3.599
.0250		1.263	2.232	4.287		1.293	2.192	3.980
.0100		1.565	2.652	5.013		1.596	2.604	4.654
.0040		1.828	3.025	5.665		1.860	2.970	5.260
.0025		1.952	3.203	5.977		1.984	3.144	5.550
.0010		2.175	3.527	6.547		2.210	3.463	6.079

p	ϵ	$\nu = 8$			ϵ	$\nu = 9$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.135	.740	1.625		.164	.732	1.544
.1500		.498	1.139	2.199		.522	1.128	2.095
.1000		.727	1.410	2.603		.750	1.396	2.482
.0650		.935	1.668	2.993		.958	1.650	2.856
.0400		1.141	1.930	3.396		1.164	1.910	3.241
.0250		1.319	2.162	3.757		1.342	2.139	3.586
.0100		1.623	2.568	4.394		1.647	2.541	4.196
.0040		1.889	2.929	4.967		1.914	2.898	4.744
.0025		2.013	3.101	5.241		2.039	3.378	5.484
.0010		2.240	3.415	5.742		2.267	3.378	5.484

p	ϵ	$\nu = 10$			ϵ	$\nu = 11$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.187	.727	1.480		.208	.722	1.427
.1500		.543	1.118	2.013		.561	1.111	1.945
.1000		.770	1.384	2.386		.788	1.375	2.308
.0650		.978	1.636	2.747		.995	1.625	2.659
.0400		1.183	1.893	3.119		1.201	1.880	3.020
.0250		1.362	2.121	3.452		1.380	2.106	3.343
.0100		1.668	2.519	4.040		1.688	2.501	3.914
.0040		1.936	2.873	4.568		1.957	2.852	4.425
.0025		2.063	3.041	4.820		2.084	3.019	4.670
.0010		2.292	3.349	5.282		2.314	3.325	5.118

p	ϵ	$\nu = 12$			ϵ	$\nu = 13$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.226	.718	1.383		.242	.715	1.345
.1500		.577	1.105	1.890		.592	1.099	1.842
.1000		.803	1.367	2.243		.817	1.360	2.188
.0650		1.011	1.616	2.585		1.025	1.608	2.523
.0400		1.217	1.869	2.937		1.232	1.860	2.868
.0250		1.397	2.094	3.253		1.412	2.083	3.176
.0100		1.705	2.486	3.808		1.721	2.474	3.720
.0040		1.975	2.835	4.307		1.992	2.821	4.207
.0025		2.103	3.001	4.545		2.120	2.986	4.441
.0010		2.335	3.305	4.982		2.353	3.288	4.867

p	ϵ	$\nu = 14$			ϵ	$\nu = 15$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.256	.712	1.312		.269	.709	1.283
.1500		.605	1.095	1.801		.617	1.091	1.764
.1000		.830	1.354	2.141		.842	1.350	2.099
.0650		1.038	1.601	2.469		1.050	1.595	2.423
.0400		1.245	1.852	2.808		1.257	1.845	2.755
.0250		1.425	2.074	3.110		1.438	2.067	3.053
.0100		1.736	2.463	3.644		1.749	2.454	3.577
.0040		2.008	2.809	4.122		2.022	2.798	4.047
.0025		2.137	2.973	4.350		2.152	2.962	4.272
.0010		2.370	3.274	4.769		2.386	3.261	4.683

p	ϵ	$\nu = 16$			ϵ	$\nu = 17$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.280	.707	1.258		.291	.705	1.235
.1500		.628	1.087	1.733		.637	1.084	1.704
.1000		.853	1.345	2.063		.863	1.341	2.031
.0650		1.061	1.590	2.382		1.071	1.586	2.345
.0400		1.269	1.839	2.710		1.279	1.834	2.669
.0250		1.450	2.060	3.003		1.460	2.054	2.958
.0100		1.762	2.446	3.520		1.773	2.439	3.468
.0040		2.036	2.789	3.982		2.049	2.781	3.925
.0025		2.165	2.952	4.204		2.178	2.943	4.143
.0010		2.401	3.250	4.609		2.415	3.241	4.543

p	€	$\nu = 18$			€	$\nu = 19$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.301	.703	1.215		.310	.702	1.197
.1500		.647	1.082	1.679		.656	1.079	1.657
.1000		.872	1.338	2.002		.880	1.335	1.976
.0650		1.080	1.582	2.313		1.089	1.578	2.284
.0400		1.289	1.829	2.633		1.298	1.825	2.600
.0250		1.470	2.049	2.918		1.480	2.044	2.882
.0100		1.784	2.432	3.422		1.795	2.427	3.381
.0040		2.060	2.774	3.873		2.071	2.767	3.826
.0025		2.190	2.936	4.089		2.202	2.929	4.040
.0010		2.428	3.232	4.484		2.440	3.225	4.431

p	€	$\nu = 20$			€	$\nu = 21$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.318	.700	1.180		.325	.699	1.165
.1500		.663	1.077	1.636		.671	1.075	1.617
.1000		.888	1.332	1.952		.896	1.330	1.931
.0650		1.098	1.575	2.257		1.105	1.572	2.233
.0400		1.397	1.821	2.571		1.314	1.818	2.544
.0250		1.489	2.040	2.850		1.497	2.036	2.821
.0100		1.804	2.422	3.343		1.813	2.417	3.309
.0040		2.081	2.761	3.785		2.091	2.756	3.747
.0025		2.212	2.923	3.996		2.223	2.917	3.956
.0010		2.451	3.218	4.382		2.462	3.121	4.338

p	€	$\nu = 22$			€	$\nu = 23$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.332	.698	1.151		.339	.697	1.138
.1500		.677	1.073	1.600		.684	1.072	1.584
.1000		.903	1.328	1.911		.910	1.326	1.893
.0650		1.112	1.569	2.211		1.119	1.567	2.190
.0400		1.322	1.815	2.519		1.329	1.812	2.496
.0250		1.505	2.032	2.793		1.513	2.029	2.769
.0100		1.822	2.413	3.278		1.830	2.409	3.249
.0040		2.101	2.751	3.712		2.109	2.747	3.680
.0025		2.232	2.912	3.919		2.482	3.201	4.261
.0010		2.472	3.206	4.298		2.482	3.201	4.261

p	€	$\nu = 24$			€	$\nu = 29$		
		0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05
.2500		.346	.696	1.126		.372	.692	1.077
.1500		.690	1.070	1.569		.717	1.064	1.509
.1000		.916	1.324	1.876		.943	1.317	1.808
.0650		1.126	1.565	2.171		1.154	1.556	2.095
.0400		1.336	1.809	2.475		1.365	1.799	2.390
.0250		1.520	2.026	2.746		1.550	2.015	2.653
.0100		1.838	2.406	3.223		1.871	2.392	3.116
.0040		2.117	2.743	3.650		2.154	2.727	3.531
.0025		2.250	2.903	3.854		2.287	2.887	3.729
.0010		2.491	3.197	4.228		2.531	3.178	4.091

p	$\nu = 34$			ϵ	$\nu = 39$			ϵ
	0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05	
.2500	.393	.690	1.040		.410	.688	1.012	
.1500	.737	1.060	1.464		.755	1.057	1.430	
.1000	.965	1.311	1.757		.981	1.308	1.719	
.0650	1.176	1.550	2.039		1.194	1.545	1.996	
.0400	1.389	1.792	2.328		1.406	1.787	2.280	
.0250	1.575	2.007	2.585		1.595	2.001	2.533	
.0100	1.898	2.382	3.038		1.920	2.375	2.978	
.0040	2.183	2.716	3.443		2.207	2.708	3.376	
.0025	2.318	2.875	3.637		2.343	2.866	3.567	
.0010	2.564	3.165	3.991		2.591	3.155	3.915	

p	$\nu = 44$			ϵ	$\nu = 49$			ϵ
	0.95	0.50	0.05		0.95	0.50	0.05	
.2500	.422	.686	.989		.432	.685	.971	
.1500	.768	1.055	1.403		.778	1.053	1.380	
.1000	.997	1.305	1.688		1.009	1.302	1.663	
.0650	1.210	1.542	1.961		1.222	1.539	1.933	
.0400	1.424	1.783	2.242		1.438	1.779	2.210	
.0250	1.612	1.996	2.491		1.627	1.992	2.457	
.0100	1.939	2.369	2.930		1.956	2.365	2.892	
.0040	2.228	2.701	3.323		2.245	2.696	3.280	
.0025	2.364	2.859	3.511		2.383	2.854	3.465	
.0010	2.613	3.148	3.854		2.633	3.142	3.804	

HANDBEREKENING VARIANTIECOMPONENTEN TEN BEHOEVE VAN MEETSTRATEGIE ESMEN.
(zie ook variantieanalyse hoofdstuk 7, § 7.4.6)

	dag 1	dag 2
werker 1	29,87	29,87
werker 2	34,62	17,60
werker 3	44,09	64,15
werker 4	23,95	23,21
werker 5	48,36	53,89
werker 6	33,13	20,92
werker 7	93,73	38,91

Stap 1. Bereken voor de verschillende dagen de gemiddelde concentratie en de standaarddeviatie na ln-transformatie.

$$\begin{array}{lll} \text{Dag 1} & m_1 = 3,69 & s_1 = 0,44 \\ \text{Dag 2} & m_2 = 3,47 & s_2 = 0,49 \end{array}$$

Stap 2. Bereken het totaalgemiddelde $((m_{\text{dag1}} + m_{\text{dag2}})/2)$ en de standaarddeviatie tussen de rungemiddelden.

$$\text{Dag 1} + 2 \quad m_{1,2} = 3,58 \quad s_{1,2}^2 = 0,33 \quad s_{1,2} = 0,57$$

Stap 3. Bereken de gemiddelde binnendag standaarddeviatie (s_{error}):

$$s_e^2 = (s_1^2 + s_2^2) / n = (0,44^2 + 0,49^2) / 2 = 0,22$$

$$s_e = \sqrt{0,22} = 0,47.$$

Stap 4. Omdat iedere dag een beperkt aantal metingen is uitgevoerd bevat iedere daggemiddelde alsook de standaarddeviatie van de daggemiddelden nog een rest binnendagvariatie. Om een goede schatting van de tussendagvariatie te krijgen moet dan worden gecorrigeerd.

$$s_{\text{true}}^2 = s_{1,2}^2 - s_e^2/k = 0,33 - 0,22/2 = 0,22.$$

Deze laatste correctie wordt door Esmen niet meer uitgevoerd!

s_{true}^2 kan wel eens negatief uitvallen omdat nu eenmaal sprake is van een schatter die groter of kleiner kan uitvallen dan de werkelijke σ_{true}^2 . Naar schatting is s_{true}^2 dan nul.

Met behulp van s_{error} en s_{true} kunnen allerlei berekeningen worden uitgevoerd naast de toepassing in de methode van Esmen.

1. Als een werker éénmaal wordt bemeten en s_t en s_e zijn bekend dan is de schatting van de standaardfout van deze ene meting gelijk aan $s = \sqrt{(s_t^2 + s_e^2)}$.
2. Wordt een werker k maal bemeten dan is de schatting van de standaardfout $s = \sqrt{(s_t^2 + (s_e^2/k))}$.
3. Interessant is dat deze variantieanalyse meerdere toepassingen heeft dan alleen bovenstaande. Een overzicht van de toepassingen is in de volgende referenties gegeven (uit Katan en Burema, 1984).

discipline	variabele	n	k	begrip	formule
chemie	concentratie	run	duplo's	dupliceerbaarh. reproduceerbaarheid	σ_e $\sqrt{(\sigma_t^2 + \sigma_e^2)}$
fysiologie	energieverbr.	dag	metingnr.	dupliceerbaarh. reproduceerbaarheid	σ_e $\sqrt{(\sigma_t^2 + \sigma_e^2)}$
epidemiologie	score	persoon	tijdstip	test-retest correlatie	$\rho_{1,2} = \sigma_t^2 / (\sigma_t^2 + \sigma_e^2)$
psychologie	antwoord op een vraag	persoon	items	coëfficiënt v. betrouwbaarh. (schatting Crombach's α)	$\sigma_t^2 / (\sigma_t^2 + \frac{1}{k} \sigma_e^2)$

TABEL. Binnen- en tussen-run/persoons variatie in diverse disciplines.
(Bron: Katan & Burema, 1984).

```

RUN NAME          RELIABILITY BEREKENING DATA ESMEN MET SPSS
VARIABLE LIST     DAG1, DAG2
N OF CASES        7
INPUT FORMAT      FREEFIELD
*COMPUTE          D1 = LN (DAG1)
*COMPUTE          D2 = LN (DAG2)
RELIABILITY       VARIABLES = D1, D2/
                  SCALE (D) = D1, D2/
                  MODEL = PARALLEL/
STATISTICS        ALL
READ INPUT DATA
                  29.87    29.87
                  34.62    17.60
                  .....
                  .....
FINISH

```

Als waarnemingen ontbreken worden de berekeningen ingewikkelder. Reliability in SPSS kan dit niet aan en er zal dus met ONEWAY, ANOVA(SPSS) of BMDP IV moeten worden gerekend. Tevens moet in de berekening van s_e en $s_{1,2}$, k worden vervangen door k^1 :

$$k^1 = [t - (k(1)^2 + k(2)^2 + \dots + k(n)^2)/t]/n-1$$

waarin t = totaal aantal waarnemingen
 $k(1)$ = aantal waarnemingen in run 1 enz.
 n = aantal runs.

Literatuur

Katan, M. & J. Burema (1984). De berekening van binnen- en tussenrun variatie in het laboratorium. Vakgroep Humane Voeding, Wageningen.

VERSLAGEN AFSTUDEERPROJECTEN VAKGROEPEN GEZONDHEIDSLEER EN LUCHTHYGIËNE EN
-VERONTREINIGING.

1986

- (Gewas)bescherming. Een bedrijfshygiënisch onderzoek in een gewas-
beschermingsmiddelenformuleerbedrijf.
Door: Arnold Bergstra, Martijn van der Hoek, Albert Hollander. (no. 273)
- Werkhouding in de melkstal. Beoordeling met ADAPS-computerprogramma.
Door: Angélo Rutten. (no. 272)
- Longitudinaal longfunctieonderzoek in een scheepsschroevenfabriek.
Door: Albert Hollander, Dick Heederik en Tjabe Smid (no. 270)
- Ademluchtbemonstering. Bemonstering van alveolaire lucht in de verf-
industrie.
Door: P. Scheepers. (no. 269)
- Sick Building syn - droom of werkelijkheid? Een onderzoek naar relaties
tussen gezondheids- en klimaatbeleving en kwaliteit van de arbeid in een
kantoortuin.
Door: Pyter Brandsma, Lyanne Dijkstra en Luuk Sparreboom. (no. 266)
- Thesis: A study of occupational hazards arising from airborne organic
dust and its biologically active constituents.
Door: Peter Attwood. (no. 265)
- "Not so dusty?" De stofexpositie en longfunctieveranderingen van werkne-
mers werkzaam bij de overslag van massagoederen.
Door: Johan de Cock en Ewoud Endlich. (no. 257)
- Werken op trekkers. Een epidemiologisch onderzoek bij bestuurders van
tractoren.
Door: Rudolf van der Haar. (no. 256)
- Sekundaire analyse van zeven arbeidshygiënische onderzoeken.
Door: Elly Schreur. (no. V-176)
- Beter hard geblazen Een arbeidshygiënisch onderzoek bij Philips
Lastechniek te Utrecht.
Door: Ton Adang en Huib Arts. (no. 245)
- Kwaliteit van vrouwenarbeid. Een onderzoek naar de kwaliteit van het
werk van kassières in een grootwinkelbedrijf.
Door: Anneke bloemhoff en Everdien Nijenhuis. (no. 244)

1985

- Verslag van een bedrijfshygiënisch onderzoek in een aluminium- spuit-
gieterij.
Door: Peter Coenen, Mariëtte de Graaf, Lou Meertens en Alice Muller.
(no. 242)
- De automatische verwerking van longfunctiegegevens bij bedrijfsgezond-
heidsdiensten.
Door: Charlotte Smitshoek. (no. 240)
- Bedrijfshygiënisch onderzoek in de bandenvernieuwing- en rubberindustrie
UBO-Holding BV.
Door: Clemens Ruepert, Tim Stevens en Jan Anne Annema. (no. 238)
- Longfunctie van lassers blootgesteld aan lasrook die zinkoxyde bevat.
Dwarsdoorsnede analyse en analyse van dag- en weekverlopen.
Door: Maarten Vijschers, Hans Marquart, Tjabe Smid en Dick Heederik.
(no. 233)
- Expositieschattingen en onderzoek naar acute en chronische longfunc-
tieveranderingen bij messing- en kopergieters.
Door: Betty Gerritsen, Annemarie Steinmeijer, Dick Heederik en Tjabe
Smid. (no. 222)
- Spetters. Verslag van een bedrijfshygiënisch onderzoek in een drukkerij.
Door: Cor Jacobs, Everdien Nijenhuis en Marc Ruijten. (no. 213)

- PSSST een onderzoek naar de arbeidsomstandigheden in een spuitbus-senafvulbedrijf.
Door: Anneke Bloemhoff, Anita Groenendijk, Hugo de Groot en Mieke Lumens. (no. 210)
- Biologische monstername van styreen.
Door: Marianne de Jong en Selma van Genderen. (no. V-155)

1984

- Tussen wal en schip. Een onderzoek naar arbeidsomstandigheden en kwaliteit van de arbeid in een graanoverslagbedrijf.
Door: Hennie Pouwels, Pieter Ruigewaard, Nel van Wageningen, Hans Warmenhoven, Geert Wieling, Hans Marquart. (no. 205)
- Tussen wal en schip. Een onderzoek naar arbeidsomstandigheden en kwaliteit van de arbeid in een graanoverslagbedrijf (werknemersverslag).
Door: Hennie Pouwels, Pieter Ruigewaard, Nel van Wageningen, Hans Warmenhoven, Geert Wieling, Hans Marquart. (no. 204)
- Onderzoek naar de longfunctie en luchtwegaandoeningen bij varkenshouders.
Door: Paulien Bongers. (no. 198)
- Wie met pek omgaat Een bedrijfshygiënisch onderzoek in een steenkoolteerverwerkend bedrijf.
Door: Christianne van de Ven en Sonja Nossent. (no. 195)
- De kwaliteit van de binnenlucht en het -klimaat. Een onderzoek in twee kwantoorgebouwen.
Door: Frans de Bree. (no. 194)
- De analyse met HPLC van vlamvertragers (gebromeerde biphenylethers) in lucht en serum.
Door: Eric Jansen. (no. V-143)
- Een onderzoek naar de mogelijkheden van biologische monitoring bij blootstelling aan Dowtherm-A.
Door: Geert Wieling en Gé Verver. (no. V-141)
- Verhip Een bedrijfshygiënisch onderzoek in een slachtkuidenthouderij.
Door: Rudolf van der Haar, Monique Waegemaekers en Ronald van Welie. (no. 177)

1983

- Verslag van een bedrijfshygiënisch onderzoek naar de toepasbaarheid van een methode van kwalitatieve beoordeling van de blootstelling aan chemische stoffen.
Door: Hans Kromhout. (no. V-132)
- Bedrijfshygiënisch onderzoek over systematisering van werkplekonderzoek naar de blootstelling aan chemische stoffen.
Door: Yvette Oostendorp. (no. V-128)
- Bedrijfshygiënisch onderzoek in het Ignatiusziekenhuis te Breda.
Door: Chris Zwerver en Eric Jansen. (no. 171)
- Arbeidshygiënisch onderzoek naar CO₂-bemesting en bestrijdingsmiddelen in rozenkwekerijen.
Door: Selma van Genderen, Marianne de Jong, Elly Schreur en Bob de Vos. (no. 170)
- Onderzoek naar de arbeidsomstandigheden in een kunstharverwerkend bedrijf.
Door: Paulien Bongers, Simone Oostendorp, Yvette Oostendorp en Nel Roeleveld. (no. 159)
- Opwaaiend stof. Bedrijfshygiënisch onderzoek naar de effecten van blootstelling aan stof en schimmels op de luchtwegen van werknemers in een hygiënisch-papierfabriek.
Door: Lex Burdorf en Dick Heederik. (no. 158)
- Onderzoek naar de respiratoire functies van werknemers van een kunstmestfabriek.
Door: Cloeck Lanting. (no. 152)

- Bedrijfshygiënisch onderzoek in twee offset-bedrijven.
Door: Marc van den Berg, Hans Brandwacht, Robert Esser, Henk ten Holt, Agaath Klein en Willem Schoonen. (no. 144)

1982

- Bedrijfshygiënisch onderzoek naar de loodexpositie van werknemers in een kleine accufabriek.
Door: Ronald Frencken en John Peters. (no. V-125)
- A diffusion type passive sampler for residential formaldehyde sampling. (praktijkverslag).
Door: Bregt Remijn. (no. 141)
- Standaardisatie van longfunctieonderzoek. Een enquête onder Nederlandse bedrijfsgezondheidsdiensten.
Door: J.H.B.M. Willems en D.J.J. Heederik. (no. 140)
- WAO en Arbeidsomstandigheden. Een patiënt-kontrôle onderzoek naar de rol van arbeidsomstandigheden in de Grafische Industrie bij het toetreden tot de WAO.
Door: Nel Roeleveld, Hans Kromhout en Gillis Suurmond. (no. 138)
- Beroepsmatige blootstelling aan toluen en biologische monitoring.
Door: Saskia Wanders. (no. 127)
- Een transversale bedrijfshygiënische studie in een cadmiumpigmentgebruikende plastic-industrie (in samenwerking met vakgroep Toxicologie LUW).
Door: Frans Jongeneelen, Charlotte Smitshoek en Paul Polak. (no. V-113)
- Bedrijfshygiënisch onderzoek in een verffabriek.
Door: Con Boekhout, Ferdi Hendriks, Gillis Suurmond en Frank Verlinden. (no. 117).
- Arbeidshygiënisch onderzoek naar de blootstelling van onderhoudsschilders aan oplosmiddelen (in samenwerking met MBL-TNO, Rijswijk).
Door: Frans Jongeneelen en Theo Scheffers. (no. 113)

1981

- Bedrijfshygiënisch onderzoek in een scheepsschroevenfabriek.
Door: H. de Baas, R. Frencken, H. Kromhout, P. Rocchi, E. Theune en A. Winkes. (no. 112)
- Bedrijfshygiënisch onderzoek bij Volvo Born.
Door: J. Diemel, J.W. Masseur en J. Peters. (no. 103)
- Bedrijfshygiënisch onderzoek in een verzinkerij.
Door: Danny Houthuijs, Piet Koster en Bregt Remijn. (no. 95)

1980

- Milieu- en biologische monitoring bij acrylnitril expositie; een verkennend onderzoek bij Tyrlwerkers.
Door: John Peters. (no. 83)
- Afvalverbranding Duiven.
Door: Tilly Fast, Danny Houthuijs, Iman Koster, Yvette Oostendorp, Bregt Remijn en Willem Schoonen. (no. 78)

1979

- Voorstel voor een opleiding in de bedrijfshygiëne binnen de opleiding N42-Milieuhygiëne aan de Landbouwhogeschool te Wageningen.
Door: S.J. Veenstra. (no. 63)

1977

- Benzeen. Een literatuuronderzoek naar de toepassing van benzeen, het metabolisme in mens en dier, en naar de effecten van acute en chronische benzeenvergiftiging.
Door: Han ter Maat. (no. 26)

1976

- Talkose, een longziekte ten gevolge van inademing van talkstof.
Door: A.H.H.M. Schomaker. (no. 17)
- Silicose in de keramische industrie.
Door: L.J.E. Duijsens. (no. 16)
- Een akoustisch-audiologisch jaar IZF-TNO.
Door: B.W. te Biesebeek. (no. 15)
- Asbest en zijn gevolgen voor de gezondheid.
Door: J.M. Odink. (no. 14)

Van de meer recente verslagen zijn exemplaren te verkrijgen bij de vakgroep Gezondheidsleer, Gen. Foulkesweg 43, 6703 BM Wageningen.
De overige verslagen kunnen geleend worden bij de Filiaalbibliotheek Biotechnion, De Dreijen 12, 6703 BC Wageningen.

Literatuur

- ACGIH, 1983. Air sampling instruments, 6th ed. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
- ACGIH, 1985a. Particle size-selective sampling in the workplace. Report of the ACGIH technical committee on air sampling procedures. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
- ACGIH, 1985b. Threshold limit values for chemical substances and physical agents in the workroom environment with intended changes. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
- ACGIH, 1986. Industrial ventilation. A manual of recommended practice, 19th edition. American conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
- ACS committee on Environmental Improvement, 1980. Guidelines for data acquisition and data quality evaluation in environmental chemistry. *Analytical Chemistry* 52: 2242-2249.
- AI, 1985a. Nationale MAC-lijst 1985. Arbeidsinspectie, P. blad nr. 145, Voorburg.
- AI, 1985b. Ademhalingsbeschermingsmiddelen. Arbeidsinspectie, P. blad nr. 112-1, Voorburg.
- AI, 1985c. Ademhalingsbeschermingsmiddelen. Arbeidsinspectie, P. blad nr. 112-2, Voorburg.
- Andersen, A.A., 1958. A new sampler for collection, sizing and enumeration of viable airborne particles. *Journal of Bacteriology* 76: 471-84.
- Andersen, I., G.R. Lindquist, D.F. Proctor, D.L. Swift, 1979. Human response to controlled levels of inert dust. *American Review of Respiratory Diseases* 119: 619-627.
- Arboraad, 1986. Advies inzake de nota: 'Voorstel beleidsprogramma carcinogene stoffen'. Hoofddlijnen. Arboraad, Zoetermeer.
- Armbruster, L. & H. Breuer, 1984. Sampling efficiency of various probes for sampling inhalable dust. *The Annals of Occupational Hygiene* 28: 249-257.
- Armstrong, B.G. & D. Oakes, 1982. Effects of approximation in exposure assessments on estimates of exposure response relationships. *Scandinavian Journal of Work Environment & Health* 8: suppl. 1, 20-23.
- Arp, E.W. jr., 1979. An approach to assessing retrospective environmental exposures. Ph.D. dissertation. University of North Carolina, Chapel Hill.
- Asbestbesluit, 1977. Besluit van 1 april 1977, Stb. 269 tot vaststelling van een algemene maatregel van bestuur ter uitvoering van de Silicosewet (Stb. 1951, 134). Asbestbesluit, gewijzigd bij KB van 19 mei 1982 Stb. 408.
- Attwood, P., P. Versloot, D. Heederik, R. de Wit, J.S.M. Boleij, 1986. Assessment of dust and endotoxin levels in the working environment of Dutch pig farmers: a preliminary study. *The Annals of Occupational Hygiene* 30: 201-208.
- Bailey, M.R., F. Fry, A. James, 1982. *The Annals of Occupational Hygiene* 26: 273-290.
- Bartley, D.L. & G.M. Breuer, 1982. Analysis and optimization of the performance of the 10 mm cyclone. *American Industrial Hygiene Association Journal* 43: 520-528.
- Bartlett, M.S., 1949. Fitting a straight line when both variables are subject to error. *Biometrics*: 207-212.
- Baumgarten, M., J. Siemiatycki, W. Gibbs, 1983. Validity of work histories obtained by interview for epidemiologic purposes. *American Journal of Epidemiology* 118: 583-591.

- Bergstra, A., M. van der Hoek, A. Hollander, 1986. (Gewas)bescherming? Een bedrijfshygiënisch onderzoek in een gewasbeschermingsmiddelenformuleerbedrijf. Vakgroepen Gezondheidsleer en Luchthygiëne en -verontreiniging verslag 273.
- Berry, G., J.C. Gilson, S. Holmes, H.C. Lewinsohn, S.A. Roach, 1979. Asbestosis: a study of dose response relationships in an asbestos factory. *British Journal of Industrial Medicine* 36: 98-112.
- Besluit inzake vinylchloride monomeer, 1982. Uitvoeringsvoorschrift C1. Besluit van Stb. 433 tot aanpassing van het Veiligheidsbesluit voor fabrieken of werkplaatsen aan de Richtlijn van de Raad van de EEG van 29 juni 1978.
- BIN, 1987. Werkplaatsatmosferen. Strategie voor het steekproefsgewijs meten van stoffen met een tijdgewogen grenswaarde. Voorontwerp document 342 sc 2164. Belgisch Instituut voor Normalisatie, Brussel.
- Blomquist, G., U. Palmgren en G. Strom, 1984. Improved techniques for sampling airborne fungal particles in highly contaminated environments. *Scandinavian Journal of Work Environment & Health* 10: 253-258.
- Bock, K.D., 1975. Multivariate statistical methods in behavioural research. Mc Graw Hill, New York.
- Boleij, J.S.M., E. Lebet, F. Hoek, D. Noy, B. Brunekreef, 1986. The use of Palmes diffusion tubes for measuring NO₂ in homes. *Atmospheric Environment* 20: 597-600.
- Brief, R.S. & A.R. Jones, 1976. A statistical technique for determining compliance with dual hygienic standards. *American Industrial Hygiene Association Journal* 8: 474-478.
- Brink, A.W. & P.J. Wolbink, 1986. Evaluatie resultaten meetserie 1 van project: Meetstrategie voor de praktische beoordeling van de lucht op de werkplek. TNO-rapport nr. R85/262, Delft.
- BRMA, 1985. Toxicity and safe handling of rubber chemicals. British Rubber Manufacturers Association, Birmingham.
- Buitelaar, W. & R.Vreeman, 1985. Vakbondswerk en kwaliteit van de arbeid: voorbeelden van werknemersonderzoek in de Nederlandse industrie. Sun, Nijmegen.
- Burdorf, L. & D. Heederik, 1983. Opwaaiend stof. Een bedrijfshygiënisch onderzoek naar de effecten van de blootstelling aan stof en schimmels op de luchtwegen van werknemers in een hygienisch-papierfabriek. Vakgroepen Gezondheidsleer en Luchthygiëne en -verontreiniging verslag 158, Wageningen.
- Burdorf, L., D. Heederik, J. v. Bilsen, J.S.M. Boleij, H. Willems, 1984. Bedrijfshygiënisch onderzoek in een papierfabriek. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 62: 766-772.
- Burdorf, L., P. Swuste, L. van Vliet, 1986. Asbest: nieuwe wetgeving, nieuwe problemen. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 64: 2-7.
- CBS, 1984. Statistisch Zakboek 1983. Centraal Bureau voor de Statistiek 's-Gravenhage.
- CEFIC, 1983. Report on occupational exposure limits and monitoring strategy. European Council of Chemical Manufacturers Federation, Brussel.
- Clayton, G.D. & F.E. Clayton (Eds): Patty's industrial hygiene and toxicology; Volume 1: General principles, 1981; Volume 2a: Toxicology, 1981; Volume 2b: Toxicology, 1981; Volume 2c: Toxicology, 1982. John Wiley & Sons, New York. Volume 3: Theory and rationale of industrial hygiene practice A. The work environment, B. Biological responses, 1985. John Wiley & Sons, New York.
- Cochran, W.G., 1968. Errors of measurement in statistics. *Technometrics* 10: 637-661.
- Coenen, W., 1971. Messung und Beurteilung der Konzentration gesundheitsschädlicher, insbesondere silikogener Staube an Arbeitsplätzen der obertätigen Industrie. *Staub-Reinhaltung der Luft* 31: 484-490.
- Coenen, W. & G. Riediger, 1975. Messplanung und Statistische Beurteilung. *Staub-Reinhaltung der Luft* 35: 448-452.

- Coenen, W., 1976. Beschreibung des zeitlichen Verhaltens von Schadstoffkonzentrationen durch einen stetigen Markovprozess. *Staub-Reinhaltung der Luft* 36: 240-248.
- Coenen, W. & H. Drasche, 1978. Bleistaubkonzentration am Arbeitsplatz und biochemische Bleiwerte. *Staub-Reinhaltung der Luft* 38: 397-401.
- Coenen, W. & G. Riediger, 1978. Die Schätzung des zeitlichen Konzentrationsmittelwertes gefährlicher Arbeitsstoffe in der Luft bei stichprobenartigen Messungen. *Staub-Reinhaltung der Luft* 38: 402-409.
- Coenen, W., 1982. Messtechnisches Überwachungsprogramm der gewerblichen Berufsgenossenschaft zum Schutze vor Stauben und Gasen am Arbeitsplatz. *Staub-Reinhaltung der Luft* 42: 85-114.
- Coker, D.T., 1984. Bodily uptake rate differences between real life fluctuating concentrations and steady state laboratory conditions. XXI International Congress on Occupational Health, Dublin, Ireland.
- Corn, M. & N.A. Esmen, 1979. Workplace exposure zones for classification of employee exposures to physical and chemical agents. *American Industrial Hygiene Association Journal* 40: 47-57.
- Corn, M., 1985. Strategies of air sampling. *Scandinavian Journal Work Environment & Health* 11: 173-180.
- Corn, M., A. Koegel, T. Hall, A. Scott, C. Newill, R. Evans, 1985. Characteristics of airborne particles associated with animal allergy in laboratory workers. Presented at the sixth international symposium on Inhaled Particles. British Occupational Hygiene Association, Cambridge.
- Crabbe, J.V. & R.G. Smith, 1975. Classification of analytical methods. *American Industrial Hygiene Association Journal* 36: 149-168.
- Crisp, S., 1980. Solid sorbent gas samplers. *The Annals of Occupational Hygiene* 23: 47-76.
- Dark, F.A. & G.J. Harper, 1972. Aerosol sampling. In: D. Shapton and R. Board (Eds): *Safety in microbiology*. Academic Press, London. p. 37-47.
- Dement, J.M., R.L. Harris, M.J. Symons, C.M. Shy, 1983. Exposure and mortality among chrysotile asbestos workers. Part I: Exposure estimates. *American Journal of Industrial Medicine* 4: 399-419.
- Diemel, J., J.W. Masseur, J. Peters, 1981. Bedrijfshygienisch onderzoek bij Volvo Born. Vakgroepen Gezondheidsleer en Luchthygiene en -verontreiniging verslag 103, Wageningen.
- Dijk, F. van, 1983. Globaal onderzoek naar belastende arbeidsomstandigheden. In: *Meetstrategie voor de werkplek, deel 2, Nascholingsymposium Coronel Laboratorium*. Post Academisch Onderwijs Geneeskunde, Amsterdam.
- Dorgelo, F.O., G. Verver, G. Wieling, R.J. Topp, J.S.M. Boleij, T.M. Pal, 1985. Urinary hydroxydiphenyl excretion of workers occupationally exposed to a mixture of diphenyl and diphenylether (Dowtherm A). *International Archives of Occupational and Environmental Health* 56: 129-134.
- Drope, E., 1984. Approaches to the evaluation of compliance. CEFIC Symposium on Occupational Exposure Limits and Harmonisation in the Setting and Control for OEL's for the protection of workers, Brussels.
- Durham, W.F. & H.R. Wolfe, 1962. Measurement of the exposure of workers to pesticides. *Bulletin of the World Health Organization* 26: 75-91.
- EEG, 1978. Richtlijn van de Raad, betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen van de lidstaten inzake de bescherming van de gezondheid van werknemers die aan vinylchloride zijn blootgesteld. *Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen* 78/610/EEG, Luxemburg.
- EEG, 1983. Richtlijn betreffende de bescherming van werknemers tegen de risico's van blootstel-

- ling aan asbest op het werk. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen 83/477/EEG, Brussel, 1983.
- EPA, 1984. Quality assurance handbook for air pollution measurement systems: volume I. Principles. Environmental Protection Agency-600/9-76-005, Research Triangle Park, NC.
- Ert, M.D. van, E.W. Arp, R.L. Harris, M.J. Symons, T.M. Williams, 1980. Workers exposures to chemical agents in the manufacture of rubber tires: solvent vapour studies. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 41: 212-219.
- Esmen, N. & Y.Y. Hammad, 1977. Log-normality of environmental sampling data. *Journal of Environmental Science and Health A21* (1 & 2): 29-34.
- Esmen, N.A., 1979. Retrospective industrial hygiene surveys. *American Industrial Hygiene Association Journal* 40: 58-65.
- Esmen, N.A., 1982. Mathematical basis for an efficient sampling strategy. In: V.A. Marple & B.Y.H. Liu (Eds): *Aerosols in the mining and industrial work environment*, volume I. Ann Arbor Science, Ann Arbor. p. 271-282.
- Esmen, N.A., 1984. On estimation of occupational health risks. In: N.A. Esmen & M.A. Mehlman (Eds): *Occupational and industrial hygiene: concepts and methods*. Princeton Scientific Publishers, Princeton. p. 45-75.
- Filliben, J.J., 1975. The probability plot correlation coefficient test for normality. *Technometrics* 17: 111-117.
- Friberger, P., 1985. The design of a reliable endotoxin test. In: J.W. ten Cate, H.R. Buller, A. Sturk, J. Levin (Eds): *Bacterial endotoxins. Structure, biomedical significance and detection with the Lymulus Amebocyt Lysate test*. A. R. Liss Inc., New York.
- Gamble, J.F. & R. Spirtas, 1976. Applications of a job classification system in work histories in occupational epidemiology. *Journal of Occupational Medicine* 18: 399-404.
- Gamble, J.F., R. Spirtas, P. Easter, 1976. Application of a job classification system in occupational epidemiology. *American Journal of Public Health* 66: 768-772.
- Gerin, M., J. Siemiatycki, H. Kemper, D. Begin, 1985. Obtaining occupational exposure histories in epidemiologic case-control studies. *Journal of Occupational Medicine* 27: 420-426.
- Gladen, B. & W.J. Rogan, 1979. Misclassification and the design of environmental studies. *American Journal of Epidemiology* 109: 607-616.
- Gold, A., W.A. Burgess, E.V. Clagherty, 1978. Exposure of firefighters to toxic air contaminants. *American Industrial Hygiene Association Journal* 39: 534-539.
- Goller, J.W. & N.W. Paik, 1985. A comparison of iron oxide fume inside and outside of welding helmets. *American Industrial Hygiene Association Journal* 46: 89-93.
- Greenberg, R.A. & C.H. Tamburro, 1981. Exposure indices for epidemiological surveillance of carcinogenic agents in an industrial chemical environment. *Journal of Occupational Medicine* 23: 353-358.
- Halfon, E., 1985. Regression method in Ecotoxicology. A better formulation using the geometric mean regression. *Environmental Science & Technology* 19: 747-749.
- Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaft, 1977. Regeln zur Messung und Beurteilung gesundheitsschädlicher mineralischer Staube. ZH1/561. Carl Heymanns Verlag, Köln.
- Hayes, R.B., 1984. Tumours of the nose and nasal sinuses, preliminary results of a case control study. WEON-voordracht, Leiden.
- Heederik, D.J.J., B. Gerritsen, A. Steinmeijer, T. Smid, 1985. Longfunctieveranderingen door metaaldampexpositie. I: Blootstellingsschattingen voor epidemiologisch onderzoek. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 63: 929-930.
- Heederik, D., H. Kromhout, J. Boley, Y. Oostendorp, H. Willems, 1986. Blootstellingsgegevens voor epidemiologisch longfunctieonderzoek. Een aanzet tot een meetstrategie. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 64: 638-644.
- Heidermanns, G., W. Coenen, G. Riediger, 1980. Messung und Beurteilung gesundheitsgefährli-

- cher Staube am Arbeitsplatz. Staub-Reinhaltung der Luft 40: 367-373.
- Held, B.J., 1980. Personal protection. In: L.V. Cralley & L.J. Cralley (Eds): *Patty's industrial hygiene*, volume 3: Theory and rationale of industrial hygiene practice. John Wiley & Sons, New York.
- Henry, N.W. & N.W. Schlatter, 1981. The development of a standard method for evaluating chemical protective clothing to permeation by hazardous liquids. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: 202-207.
- Hickey, J.L.S. & P.C. Reist, 1979. Adjusting occupational exposure limits for moonlighting, overtime and environmental exposures. *American Industrial Hygiene Association Journal* 40: 727-733.
- Hickey, J.L.S. & C.C. Bishop, 1981. Field comparison of charcoal tubes and passive vapor monitors with mixed organic vapors. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: 264-267.
- Hoar, S.K., A.S. Morrison, P. Cole, 1980. An occupation and exposure linkage system for the study of occupational carcinogenesis. *Journal of Occupational Medicine* 22: 722-726.
- Houthuys, D., B. Remijn, H. Willems, J.S.M. Boleij, K. Biersteker, 1982. Biological monitoring of acrylonitrile exposure. *American Journal of Industrial Medicine* 3: 313-320.
- HSE, 1984. Monitoring strategies for toxic substances. Guidance note EH 42. Health and Safety Executive, London.
- Hunter, J.S., 1980. The national system of scientific measurement. *Science* 210: 869-874.
- Hurrell, R.A., 1981. An automated system of the thermal desorption of personal environment monitoring tubes. *International Environment & Safety*, June: 18-21.
- IARC, 1978. Annual Report. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- ILO, 1969. International standard classification of occupations, revised edition 1968. International Labour Organisation, Geneva.
- ILO, 1983. Encyclopaedia of occupational health and safety. International Labour Organisation, Geneva.
- Industriebond FNV, 1984. Bondswerk in het bedrijf en de kwaliteit van de arbeid. Industriebond FNV, Amsterdam.
- ISO, 1981a. Size definitions for particle sampling. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: A64-A68.
- ISO, 1981b. International standard 5725; Precision of test methods: determination of repeatability and reproducibility by inter-laboratory tests. International Standards Organization 5725-1981 (E), Geneva, Switzerland.
- ISO, 1983. Air quality-particle size fraction definitions for health-related sampling. Technical Report ISO/TR 7708-1983(E). International Standards Organization, Geneva, Switzerland.
- IUPAC, 1974. Analytical methods for use in occupational hygiene, performance standards for detector tubes. *Pure and Applied Chemistry* 40: 39-41.
- Jenniskens, P.A.H., 1982. Modelleren van bedrijfsgezondheidszorg. Stichting Bedrijfsgezondheidszorg West-Brabant, Breda.
- Jones, W., K. Morring, P. Morey, W. Sorensen, 1985. Evaluation of the Andersen viable impactor for single stage sampling. *American Industrial Hygiene Association Journal* 46: 294-298.
- Jongh, A. de, 1953. Multimomentopnamen. *Tijdschrift voor Efficiëntie en Documentatie* 11: 231-238.
- Joosting, P.E., 1981. Wat is de betekenis van arbeidshygienische normen met en zonder tabak. *Tijdschrift voor Sociale Geneeskunde* 21: 762-771.
- Karstadt, M. & R. Bobal, 1984. Access to data on chemical composition of products used in auto repair and body shops. *American Journal of Industrial Medicine* 6: 359-372.
- Kleinbaum, D.G. & L.L. Kupper, 1978. Applied regression analysis and other multivariate methods. Duxbury Press, Massachusetts.

- Kleinbaum, D.G., L.L. Kupper, H. Morgenstern, 1982. Epidemiologic research. Principles and quantitative methods. LLP, Belmont, California.
- Kring, E.V., G.R. Ansul, T.J. Henry, J.A. Morello, S.W. Dixon, J.F. Vasta, R.E. Hemingway, 1984. Evaluation of the standard NIOSH type charcoal tube sampling method for organic vapors in air. *American Industrial Hygiene Association Journal* 45: 250-259.
- Kromhout, H., Y. Oostendorp, D. Heederik, J.S.M. Boleij, 1986. Agreement between qualitative exposure estimates and quantitative exposure measurements. *Aangeboden aan het American Journal of Industrial Medicine*.
- Kromhout, H., 1983. Verslag van een bedrijfshygiënisch onderzoek naar de toepasbaarheid van een methode van kwalitatieve beoordeling van de blootstelling aan chemische stoffen. Vakgroep Luchthygiëne en-verontreiniging V-132, Wageningen.
- Kuile, W.M. ter, 1984. Vergleichsmessungen mit verschiedenen Geräten zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration am Arbeitsplatz: Teil II. Staub-Reinhaltung der Luft 44: 211-216.
- Kuile, W.M. ter, 1986. Persoonlijke mededeling. MT-TNO, Delft.
- Lan, G.G.K., M. Halperin, G.T. Waldman, 1982. Grouping and linear regression. *Journal of Chronic Diseases* 33: 245-249.
- Leichnitz, K., 1981. Prüfröhren-Messtechnik. Ecomed, Landsberg/Lech, Duitsland.
- Leidel, N.A., K.A. Busch, J.R. Lynch, 1977. Occupational exposure sampling strategy manual. National Institute of Occupational Safety and Health, Cincinnati, Ohio.
- Lindley, D.V., 1953. Estimation of a functional relationship. *Biometrics* 40: 2-4.
- Lippmann, M., 1976. Size-selective sampling for inhalation hazard evaluations. In: B.Y.H. Liu (Ed): Fine particles; aerosol generation, measurement, sampling and analysis. Academic Press, Inc., New York, London. p. 287-310.
- Lippmann, M., D.B. Yeates, R.E. Albert, 1980. Deposition, retention and clearance of inhaled particles. *British Journal of Industrial Medicine* 37, 337-362.
- Lippmann, M., 1984. Recent advances in respiratory tract particle deposition. In: N.A. Esmen & M.A. Mehlman (Eds): Occupational and industrial hygiene: concepts and methods. Princeton Scientific Publishers, Inc., Princeton N.Y. p. 75-103.
- Liu, K., J. Stamler, A. Dyer, J. McKeever, P. McKeever, 1978. Statistical methods to assess and minimize the role of intra-individual variability in obscuring the relationship between dietary lipids and serum cholesterol. *Journal of Chronic Diseases* 31: 399-418.
- Louhevaara, V., 1986. Editorial. Respiratory wearer's strain: a complex problem. *American Journal of Industrial Medicine* 10: 3-6.
- Lynch, J., 1982. Industrial Hygiene records: will they be useful. Presented at the ACGIH Conference on computerized occupational health record systems, Memphis.
- Mark, D. & J.H. Vincent, 1986. A new personal sampler for airborne total dust in workplaces. *The Annals of Occupational Hygiene* 30: 89-102.
- Melcher, R.G., R.R. Langner, R.O. Kagel, 1978. Criteria for the evaluation of methods for the collection of organic pollutants in air using solid sorbents. *American Industrial Hygiene Association Journal* 39: 349-361.
- Morris, J.N., 1975. Uses of epidemiology. Churchill Livingstone, Edinburgh.
- Nelson, G.O., B.Y. Lum, G.J. Carlson, C.M. Wong, J.S. Johnson, 1981. Glove permeation by organic solvents. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: 217-225.
- NIOSH, 1977. Recognition of occupational health hazards: course manual volume I. National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, Ohio.
- NIOSH, 1977-1981. Manual of analytical methods, second edition, Vol. 1-7. National Institute of Occupational Safety and Health, Cincinnati, Ohio. (third edition, Vol. 1-2, 1984).
- Notten, W.R.F., 1979. Normen voor het werken met chemische stoffen. *Tijdschrift voor Sociale Geneeskunde* 57: 516-529.
- Notten, W.R.F., 1981. MAC-waarden van carcinogenen en niet-carcinogenen. In: Verontreini-

- ging van de binnenlucht. Stichting Postacademiale Vorming Gezondheidstechniek, Delft.
- Noy, D., B. Brunekreef, P. Clausen, 1985. Intra- en interindividuele variatie van blootstellingsvariabelen in de milieuepidemiologie. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 63: 906-909.
- NVVK, VI, NVCI, 1984. *Chemiekaarten: Gegevens voor veilig werken met chemicalien* 3e editie, 's-Gravenhage.
- Oldham, P.D., 1953. The nature of the variability of dust concentrations at the coal face. *British Journal of Industrial Medicine* 10: 227-234.
- Oostendorp, Y. & H. Kromhout, 1985. Model voor werkplekonderzoek naar de blootstelling aan chemische stoffen. Vakgroep Luchthygiene en -verontreiniging R-154, Wageningen.
- OSHA, 1978. Title 29, Code of Federal Regulations, part 1910, section 1910. 1000. Occupational Safety and Health Administration, Washington DC.
- OSHA, 1979. Field operations manual, Volume V, Change 13. Occupational Safety and Health Administration, Washington.
- OSHA, 1982. Industrial Hygiene Field Operation Manual, OSHA Instruction cpl 2-2.20. Occupational Safety and Health Administration, Washington DC.
- Ott, M.G., H.R. Hoyle, R.R. Langner, H.C. Scharnweber, 1975. Linking industrial hygiene and health records. *American Industrial Hygiene Association Journal* 36: 760-766.
- Pannett, B., D. Coggon, E.D. Acheson, 1985. A job exposure matrix for use in population based studies in England and Wales. *British Journal of Industrial Medicine* 42: 777-783.
- PAOG nascholingssymposium, 1985. Biologische monitoring in de praktijk van de bedrijfsgezondheidszorg. Post Academisch Onderwijs Geneeskunde, Amsterdam.
- Pershagen, G. & O. Axelson, 1982. Validation of questionnaire information on occupational exposure and smoking. *Scandinavian Journal of Work Environment & Health* 8: 24-28.
- Peters, J.M., T.J. Smith, L. Bernstein, W.E. Wright, S.K. Hammond, 1984. Pulmonary effects of exposures in silicon carbide manufacturing. *British Journal of Industrial Medicine* 41: 109-115.
- Popendorf, W.J. & J.T. Leffingwell, 1982. *Residue Reviews* 82: 125-201.
- Popendorf, W.J., K.J. Donham, D.N. Easton, J. Silk, 1985. A synopsis of agricultural respiratory hazards. *American Industrial Hygiene Association Journal* 46: 154-161.
- Pozzoli, L., D. Cottica, S. Ghittori, 1982. Use of the double elution technique to estimate desorption efficiencies. *American Industrial Hygiene Association Journal* 43: 292-296.
- Rappaport, S.M., S. Selvin, R.C. Spear, C. Keil, 1981. Air sampling in the assessment of continuous exposures to acutely-toxic chemicals. Part I: strategy. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: 831-839.
- Rappaport, S.M., 1984. The rules of the game: an analysis of OSHA's enforcement strategy. *American Journal of Industrial Medicine* 6: 291-303.
- Rappaport, S.M., 1985. Smoothing of exposure variability at the receptor: implications for health standards. *Annals of Occupational Hygiene* 29: 201-214.
- Remijn, B., P. Koster, D. Houthuys, J.S.M. Boleij, H. Willems, B. Brunekreef, K. Biersteker, C. van Loveren, 1982. Zincchloride, zincoxide, hydrochloric acid exposure and dental erosion in a zinc galvanizing plant in the Netherlands. *The Annals of Occupational Hygiene* 3: 299-307.
- Riediger, G. & W. Coenen, 1975. Messplanung und statistische Beurteilung. Voraussetzungen, Wirksamkeit und Grenzen eines Modelles. *Staub-Reinhaltung der Luft* 35: 445-448.
- Riihimäki, V. & P. Pfaffli, P., 1978. Percutaneous absorption of solvent vapors in man. *Scandinavian Journal of Work Environment & Health* 4: 73-85.
- Roach, S.A., 1966. A more rational basis for air sampling programmes. *American Industrial Hygiene Association Journal* 27: 1-12.
- Roach, S.A., 1977. A most rational basis for air sampling programmes. *The Annals of Occupational Hygiene* 20: 67-84.

- Roach, S.A., 1978. Threshold limit values for extraordinary work schedules. *American Industrial Hygiene Association Journal* 39: 345-348.
- Roach, S.A., 1981. Hygiene standards for air contaminants. In: Verontreiniging van de binnenlucht. Stichting Postacademiale Vorming Gezondheidstechniek, Delft.
- Rock, J.C., 1982. A comparison between OSHA-compliance criteria and action-level decision criteria. *American Industrial Hygiene Association Journal*.
- Rosenstock, L., J. Legerfo, N.J. Heyer, W.B. Carter, 1984. Development and validation of a self-administered occupational health history questionnaire. *Journal of Occupational Medicine* 26: 50-54.
- Rylander, R., 1985. Organic dusts and lung reactions: Exposure characteristics and mechanisms for disease. *Scandinavian Journal of Work Environment & Health* 11: 199-206.
- Saltzman, B.E., 1985. Variability and bias in the analyses of industrial hygiene samples. *American Industrial Hygiene Association Journal* 46: 134-141.
- Samuels, S.J., G.K. Lemaster, A. Carson, 1985. Statistical methods for describing occupational exposure measurements. *American Industrial Hygiene Association Journal* 46: 427-433.
- Schlesselman, J.J., 1982. Case-control studies. Design, conduct and analysis. Oxford University Press, New York, Oxford.
- Selvin, S., S. Rappaport, R. Spear, J. Schulman, M. Francis, 1987. A note on the assessment of exposure using one-sided tolerance limits. *American Industrial Hygiene Association Journal* 48: 89-93.
- Sendroy, J. jr. & L.P. Cecchini, 1954. *Journal of Applied Physiology* 7: 1-12.
- Shapiro, S.S. & M.B. Wilk, 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrics* 52: 591-611.
- Shell, 1981. Shell industrie chemicalien gids, 7e herziene druk. Shell, 's-Gravenhage, 1981.
- Sherwood, R.J., 1971. The monitoring of benzene exposure by air sampling. *American Industrial Hygiene Association Journal* 32: 840-846.
- Smith, D.L. & M.L. Bolyard, 1984. Quality assurance. In: P.M. Eller (Ed): NIOSH manual of analytical methods, third edition, volume 1, p. 5-14. National Institute of Occupational Safety and Health, Cincinnati.
- Smith, T.J., S.K. Hammond, F. Laidlaw, S. Fine, 1984. Respiratory exposures associated with silicon carbide production: estimation of cumulative exposures for an epidemiological study. *British Journal of Industrial Medicine* 41: 100-108.
- Smith, T.J., 1985. Development and application of a model for estimating alveolar and interstitial dust levels. *Annals of Occupational Hygiene* 29: 495-516.
- Snedecor, G.W. & W.G. Cochran, 1980. Statistical methods. The IOWA State University Press, Ames, Iowa (USA).
- Snijder, P.J., M.P.H. Zeb, G. Bel jr., R.J. Samelson, 1979. The computerization of industrial hygiene records. *American Industrial Hygiene Association Journal* 40: 709-720.
- Socha, G.E., R.R. Langner, R.D. Olson, G.L. Story, 1979. Computer handling of occupational exposure data. *American Industrial Hygiene Association Journal* 40: 553-561.
- Solomon, W.R., 1984. Sampling airborne allergens. *Annals of Allergy* 52: 140-147.
- Spee, T., 1986. Evaluation of an ISO draft proposal for sampling and analysis of chlorinated hydrocarbon solvent vapors in workplace atmospheres. *American Industrial Hygiene Association Journal* 47: 27-36.
- Staubforschungsinstitut, 1973. Empfehlungen zur Messung und Beurteilung von gesundheitsgefährlichen Stäuben. *Staub-Reinhaltung der Luft* 33: 1-3.
- Stellingwerf, J., 1981. Meetstrategie op basis van een wiskundig model. TNO-Rapport F 1468-111, Delft.
- Stellingwerf, J., 1983. Time dependent aspects in the european communities directives on as-

- bestos and lead. VIth International Pneumoconiosis Conference. Berufsgenossenschaft, Bochum BRD.
- Stellingwerf, J., 1984. Time dependent aspects in the european communities directives on asbestos and lead. Letter to the editor. *British Journal of Industrial Medicine* 41: 354-356.
- Stevens, C.D., 1969. The particle size and mean concentrations of radioactive aerosols measured by personal and static air samples. *The Annals of Occupational Hygiene* 12: 33-40.
- Stewart, P.A., A. Blair, D.A. Cubit, R.E. Bales, S.A. Kaplan, J. Ward, W. Gaffey, M. O'Berg, J. Walrath, 1986. Estimating historical exposures to formaldehyde in a retrospective mortality study. *American Journal of Industrial Medicine* submitted for publication.
- Stijkel, A., R.L. Zielhuis, M.M. Verberk, M. van de Poel-Bot, 1983. Risico's van chemische stoffen voor vrouwen in het beroep. Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, Voorburg.
- Stockton, S.D. & D.W. Underhill, 1985. Field evaluation of passive organic vapor samplers. *American Industrial Hygiene Association Journal* 46: 526-531.
- Sturmans, F., M.J.C.M. van Dongen, G.A. Zielhuis, 1982. Naar een gezonde werkomgeving. Epidemiologie binnen de bedrijfsgezondheidszorg. Dekker & Van de Vegt, Nijmegen.
- Tebbens, B.D., 1973. Personal dosimetry versus environmental monitoring. *Journal of Occupational Medicine* 15: 639-641.
- Tockman, M.S., 1982. The problem of misclassification. *Journal of Occupational Medicine* 24: 21-24.
- TRgA 401, 1979. Messung und Beurteilung von Konzentrationen giftiger oder gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe in der Luft. Anwendung von Technischen Richtkonzentration (TRK). *Bundesarbeitsblatt* 11: 72-78.
- TRgA 402, 1984. Messung und Beurteilung von Konzentrationen giftiger oder gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe in der Luft. Anwendung von Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK). *Bundesarbeitsblatt* 11: 55-61.
- TRgA 900, 1984. Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Dortmund.
- Truhaut, R., 1980. The problem of thresholds for chemical carcinogenesis. *American Industrial Hygiene Association Journal* 41: 685-692.
- Tuggle, R.M., 1981. The NIOSH decision scheme. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: 493-498.
- Tuggle, R.M., 1982. Assessment of occupational exposure using one-sided tolerance limits. *American Industrial Hygiene Association Journal* 43 (1982), 338-346.
- Ulvason, U., 1983. Limitations to the use of employee exposure data on air contaminants in epidemiologic studies. *International Archives of Environmental Health* 52: 285-300.
- VDI, 1980. Feststellen der Staubsituation am Arbeitsplatz zur Gewerbygienischen Beurteilung. Verein Deutscher Ingenieure Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.
- Veiligheidsbesluit voor fabrieken of werkplaatsen, 1938. Artikel 160A. In: *Praktijkboek Arbeidsomstandigheden*. Deventer.
- Verberk, M.M. & R.L. Zielhuis, 1980. Giftige stoffen uit het beroep. De Nederlandse Bibliotheek der Geneeskunde deel 130. Stafleu's Wetenschappelijk uitgeversmaatschappij BV, Alphen aan de Rijn.
- Verma, D.K., D.C.F. Muir, M.L. Stewart, J.A. Julian, A.C. Ritchie, 1982. The dust content of the lungs of hard-rock miners and its relationship to occupational exposure, pathological and radiological findings. *The Annals of Occupational Hygiene* 26: 401-409.
- Verma, D.K., 1984. Inhalable, total and respirable dust: a field study. *The Annals of Occupational Hygiene* 28: 163-172.
- Vihma, T., 1981. Health hazards and stress factors in small industry. *Scandinavian Journal of Work Environment & Health* 7: suppl. 3.

- Vincent, J.H. & D. Mark, 1981. The basis of dust sampling in occupational hygiene: a critical review. *The Annals of Occupational Hygiene* 24: 375-390.
- Vo-dinh, T. & R.B. Gammage, 1980. The use of fiber optics skin contamination monitor in the workplace. ACS symposium series No. 149. *Chemical Hazards in the workplace* 270-281.
- Vrins, E. & P. Hofschreuder, 1983. Sampling total suspended particulate matter. *Journal of Aerosol Science* 14: 318-321.
- WABTS, 1985. Algemeen uitvoeringsbeleid met betrekking tot het werken met toxische stoffen. Nota, Werkgroep Algemeen Beleid Toxische Stoffen, Directoraat Generaal van de Arbeid, Voorburg.
- Wal, J.F. van der, 1974. Vergleich der Feinstaubkonzentration nach verschiedenen Messverfahren. *Staub-Reinhaltung der Luft* 34: 128-129.
- Wal, J.F. van der, 1981. Onderzoek naar het gedrag van diffusie gasbadges. IMG-TNO rapport F-1857, Delft.
- Wal, J.F. van der, 1983. Vergleichsmessungen mit verschiedenen Geraten zur Bestimmung der Gesamstaubkonzentration am Arbeitsplatz – Teil I: Staub-Reinhaltung der Luft 43: 291-294.
- Wal, J.F. van der, B. Knoll, B.Pijnappel, C.A. van der Star, 1983. De belastende factoren en agentia bij het lassen. IMG-TNO rapport F2012-06, Delft.
- Wal, J.F. van der & A. Moerkerken, 1984. The performance of passive diffusion monitors for organic vapours for personal sampling of painters. *Annals of Occupational Hygiene* 28(1984)39-47.
- Wal, J.F. van der, 1985. Expositie van lassers aan lasrook. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 63: 108-112.
- Waxweiler, R.J., 1981. Epidemiological problems associated with exposure to several agents. *Environmental Health Perspectives* 42: 51-56.
- WGD, 1980. Rapport inzake carcinogene stoffen. Werkgroep van deskundigen van de Nationale MAC-Commissie, Directoraat Generaal van de Arbeid, Voorburg.
- WGD, 1985. Rapport inzake asbest. Werkgroep van deskundigen van de Nationale MAC-Commissie, Directoraat Generaal van de Arbeid, Voorburg.
- WHO, 1982. Field surveys of exposure to pesticides. Standard protocol VBC/82.1, Geneva.
- WHO, 1983. Guidelines on studies in environmental epidemiology. *Environmental Health Criteria* 27. World Health Organization, Geneva.
- WHO, 1984. Evaluation of exposure to airborne particles in the work environment. World Health Organization, offset publication no. 80, Geneva.
- Williams, J.R., 1981. Evaluation of intact gloves and boots for chemical permeation. *American Industrial Hygiene Association Journal* 42: 468-471.
- Williams, T.M., R.L. Harris, E.W. Arp, J. Symons, M.D. van Ert, 1980. Worker exposure to chemical agents in the manufacture of rubber tires and tubes: particulates. *American Industrial Hygiene Association Journal* 41: 204-211.
- Winterton, W.L., W.W. Kilgore, C.R. Mourer, S.R. Schoen, 1984. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 32: 664-672.
- WITO, 1982. Gedragscode bij wetenschappelijk onderzoek in bedrijven ten behoeve van de bedrijfsgezondheidszorg en aanbevelingen voor perscontacten. Werkgroep Industrieel Toxicologisch Onderzoek, MBL-TNO, Rijswijk.
- Woitowitz, H.J., G. Schacke, R. Woitowitz, 1970. Rangmasige Schatzung der Staubexposition und arbeitsmedizinische Epidemiologie. *Staub-Reinhaltung der Luft* 30: 419-422.
- Wolfe, H.R., W.F. Durham, J.F. Armstrong, 1967. Exposure of workers to pesticide. *Archives of Environmental Health* 14: 622-633.
- Zielhuis, R.L. & W.R.F. Notten, 1979. Permissible levels for occupational exposure; basic concepts. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 42: 269-281.
- Zielhuis, R.L. & P.Th. Henderson, 1986. Definitions of monitoring activities and their relevance

- for the practice of occupational health. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 57: 249-257.
- Zweig, G., Gao Ru Yu, W.J. Pependorf, 1983. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 31: 1109-1113.
- Zweig, G., J.T. Leffingwell, W.J. Pependorf, 1985. The relationship between dermal pesticide exposure by fruit harvesters and dislodgeable foliar residues. *Journal of Environmental Science and Health B* 20: 27-59.