

67 /  
253

# Blootstelling van gisteren tot morgen

TNO Arbeid, Hoofddorp



\*TN0127027\*

Nederlandse Vereniging  
voor Arbeidshygiëne

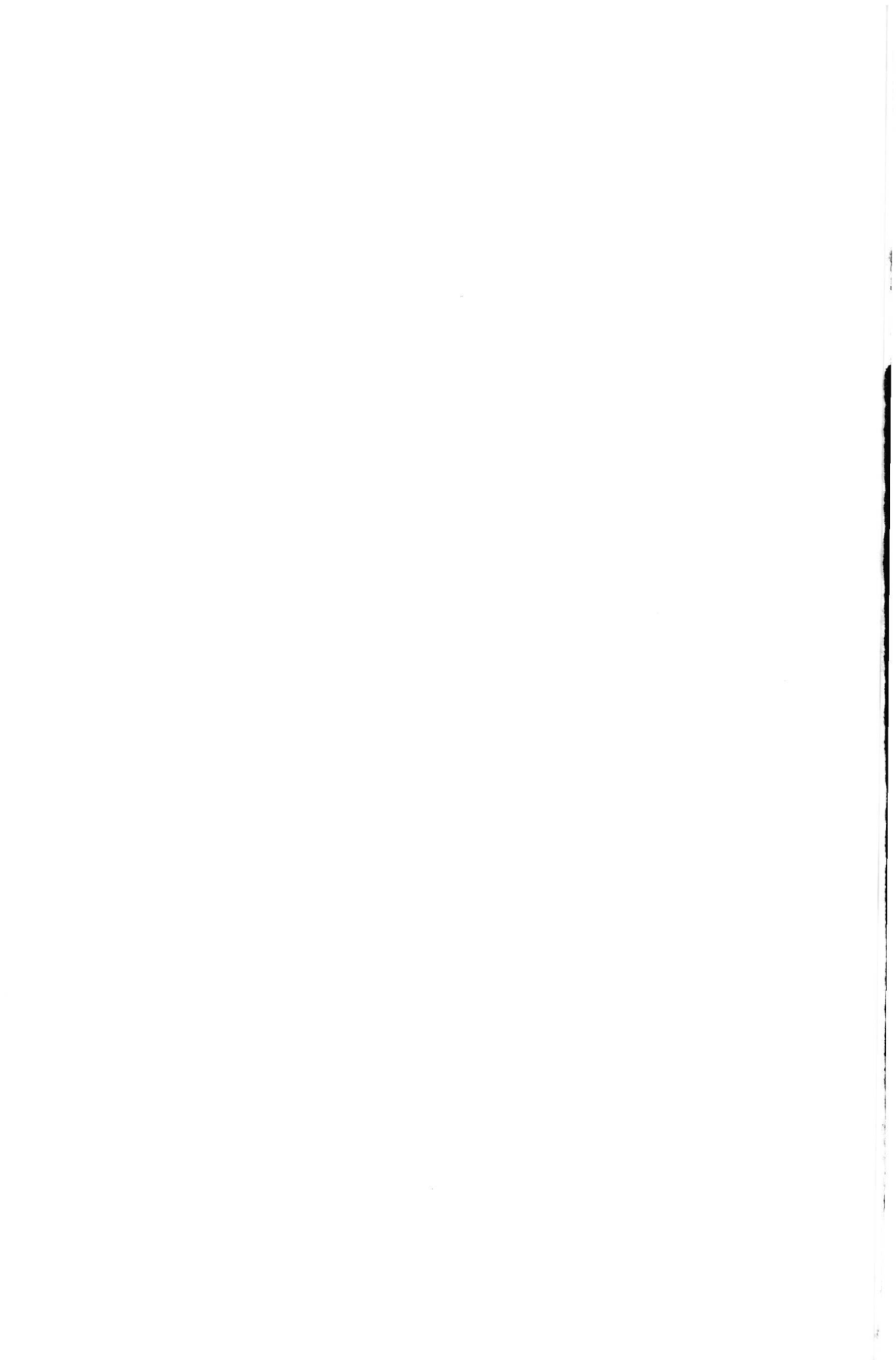




**Blootstelling**  
**van gisteren tot morgen**

TNO ARBEID  
BIBLIOTHEEK  
POSTBUS 718  
2130 AS HOOFDDORP  
TEL. 023-5549 468

NR. 47929  
plaats 67-253





**Symposiumverslag**

**Blootstelling  
van gisteren tot morgen**

**10<sup>e</sup> symposium**

**Nederlandse Vereniging voor Arbeidshygiëne**

**Deze uitgave is mogelijk gemaakt dankzij**



**TNO Chemie  
Afdeling Blootstellingsonderzoek  
Zeist**





Dit symposium werd mede mogelijk gemaakt dankzij donaties van:

Adviesbureau Peutz & Associés BV

AKZO Nobel Nederland

Arbo Unie

Ascor A&O

CAG

DOHSBASE v.o.f.

Dow Benelux N.V.

Dräger Nederland BV

Exxon Chemical Holland

GE Plastics

Goffin Meyvis Analytical & Medical Systems B.V.

Groeneveld Intersafe

HAVOO Lawaaibestrijding

IRAS Universiteit Utrecht

Kalsbeek Binnenmilieu

MEDINED

Nederlandsche Benzol Maatschappij BV

PDBO-Ergonomie bij arbeid

Samsom

Shell Nederland

Solvay N.V. Nederland

Spectris Benelux/ b & k

Testo B.V.

Thiel Techniek B.V.

TNO Chemie

TopTech Studies

Wiltec B.V

Zellweger Analytics

**2001, Nederlandse Vereniging voor Arbeidshygiëne**

Niets van deze uitgave mag worden verveelvuldigd en/of vermeningvuldigd door middel van druk, fotocopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. Het verbod betreft ook gehele of gedeeltelijke bewerking

ISBN: 90-804205-4-9

Trefwoorden: arbeidshygiëne, symposium

Verschijningsdatum: maart 2001



---

## Voorwoord

Hoe belangrijk is het vaststellen van blootstelling op de werkplek en het schatten van risico's voor werknemers ? Was dit in het verleden belangrijker dan momenteel en zal het belang hiervan in de toekomst toenemen of juist afnemen ?

### *Terugdringen van blootstellingen*

De feitelijke blootstelling aan gevaarlijke stoffen of anderszins belastende factoren zal door diverse ontwikkelingen in de toekomst steeds verder teruggedrongen worden. Enkele voorbeelden:

In toenemende mate vinden automatiseringsprocessen plaats waarbij gebruik gemaakt wordt van besturingssystemen op afstand. Nu moeten we met zijn allen niet denken dat dit door de beïnvloeding van ons als arbeidshygiënist komt. Meer nog dan om blootstellingsrisico's te verkleinen, worden deze vaak meer ingegeven door het streven de hoge loonkosten te verminderen.

Steeds meer wordt in de research 'nat' chemisch werk vervangen door simulatiemodellen.

Voor beide zaken geldt ook dat in het kader van onze welvaart in de Westerse maatschappij onaangenaam werk steeds meer uitgebannen wordt (dat laten we liever in armere landen doen) en vervangen wordt door aangename werk. Gezondheid wordt hierin ook steeds belangrijker gevonden.

### *Minder metingen*

Wanneer deze ontwikkeling doorzet, zal in de toekomst mogelijk minder arbeidshygiënisch werk nodig zijn, in ieder geval kan de arbeidshygiënische inbreng anders worden. Dit kan zijn gevolgen hebben voor het doen van arbeidshygiënische metingen.

Dit wordt nog versterkt door de ontwikkeling van goede schattingsmethodieken. Voor die situaties waarbij nog blootstelling aan gevaarlijke stoffen ontstaat, goede schattingsmethodieken ontstaan, is feitelijk uitvoeren van metingen ook niet meer nodig. We vergeten hierbij gemakshalve de spreuk 'gissen is missen' en gaan ervan uit dat de betrouwbaarheid van de inschattingsmethodieken verder zal toenemen.

### *Opzetten databank meetgegevens*

Een nieuwe ontwikkeling is het streven om blootstellingsgegevens in een breed toegankelijke databank te zetten. Van verrichte metingen worden zoveel mogelijk relevante gegevens met goede beschrijving van de werksituatie erbij opgenomen in een databank.

---

Dit biedt verschillende voordelen, zoals:

- Wanneer er een grote databank bestaat met blootstellingsgegevens in precies beschreven werksituaties, kan het doen van metingen vergelijkbare werksituaties achterwege blijven. Dit werkt sneller en sterk kostenbesparend.
- Vanwege schadeclaims (nu en in de toekomst) over werksituaties van nu, in het verleden en in de toekomst is het zinnig om blootstellingsgegevens te hebben en nauwkeurig vast te leggen.

In toenemende mate worden door bedrijfsartsen beroepsziekten gemeld bij het Centrum voor Beroepsziekten. In de medische dossiers van hun spreekuren over de klachten en belastbaarheid worden nog weinig gegevens vastgelegd over blootstellingsrisico's. Wanneer arbeidshygiënist is staat zijn om kosteneffectiever meer belastingsgegevens te verzamelen, kan de koppeling met de belastbaarheid gemakkelijker worden gemaakt. Wanneer het lukt om naast het bestand aan beroepsziekten (in beheer bij het Centrum voor Beroepsziekten) een groot databestand van blootstellingsgegevens op te zetten en deze twee te linken met elkaar, dan kunnen in toenemende mate voorspellingen worden gedaan. Er kan beleid op gevoerd worden.

Metingen kunnen zinvol zijn om klachten te kunnen objectiveren en om management te kunnen overreden maatregelen te nemen. Zoals boven gesteld: in vergelijkbare situaties zouden metingen achterwege kunnen blijven en kunnen meetgegevens uit de databank worden geput. Echter in veel situaties zijn bepaalde procedures, handelingen, geoefendheid van de medewerkers en de omstandigheden toch net iets anders en zal toch worden aangedrongen om metingen te doen voor die specifieke werkplek. In hetzelfde kader zijn metingen ook nuttig om na het treffen van verbetermaatregelen te kunnen vaststellen of deze het beoogde effect gehad hebben.

Onduidelijk nog of dit geheel wel haalbaar is en geen utopie. Wetenschappers zijn niet geïnteresseerd in standaardmetingen doen. Zij onderzoeken liever nieuwe methodieken. Dus zouden meetgegevens door de praktijkmensen moeten worden aangeleverd. De praktijkmensen hebben geen tijd voor uitvoerige metingen; zij moeten veel declarabele uren per jaar maken, snel een bedrijf binnen komen, adviseren en wegwezen. Uitvoerige diepgaande metingen passen in het geheel niet in de begroting van deze werkwijze. Als er al metingen zijn, zijn deze bedrijfsgeheim en zullen ze mogelijk niet zomaar ter beschikking worden gesteld voor een breed toegankelijk databestand.

Kortom: er is nog een lange weg te gaan.

Wim van Alphen, voorzitter NVvA

Remko Houba, voorzitter symposiumcommissie



---

### *Symposiumcommissie*

P. van Balen, Nederlands Kankerinstituut

C.C.M. Derikx-van de Ven, Arbo Unie Brabant Noord Oost

M. Groenewold, TNO Voeding

A.H.B. Holtrop, Arob Unie Oost Nederland

W.G.M. van Hoof, Arbodienst DAF Trucks

R. Houba, Arbo Unie Limburg, voorzitter symposiumcommissie

H. Kromhout, Universiteit Utrecht

E. Meyer

E.J.H van der Putten, EPS, secretariaat

P.W.G. Ruigewaard, Dexis Arbeid

P.H.J.J. Swuste, TU Delft



---

## Inhoudsopgave

Voorwoord	7
Inhoudsopgave	11
Health-based underpinning of existing MAC-values C. A. Bouwman	15
Standard setting of high molecular weight sensitisers; practice and recent developments M. J. Nieuwenhuijsen, D. Heederik	19
The relevance of ultrafine particles in the workplace J.H.J. Gijsbers, A.J. de Pater, R.J. Snippe, J.H.E. Arts	23
Een beoordelingsmethodiek voor de blootstelling aan dieseluitletgasen in de (wegen)bouw J.P.F. Kimmel	29
Beroepsmatige blootstelling aan dieselmotoremissies: de dosis bepaalt het risico P.T.J. Scheepers, R. Bos	31
Biologische monsterneming als 'doe-het-zelf' product voor bedrijven met blootstelling aan toxische stoffen F. Jongeneelen	33
How accurate is EASE in estimating inhalative exposure at the workplace? M. Groenewold, H. Marquart	35
Lange termijn gemiddelde blootstelling aan oplosmiddelen en lasrook bij werknemers van een scheepswerf H. Kromhout, S. Hilhorst, R. Vermeulen, C. Hommes	41
European regulations with regard to the classification of carcinogens J. Urbanus	45
Strategies for assessing exposures relative to OEL's S. M. Rappaport	51
Trends in personal inhalable dust exposure by factory in the Western-European carbon black manufacturing industry between 1987 and 1995 M.J.A. van Tongeren, K. Gardiner, H. Kromhout	57
Occupational exposure in general population studies A. 't Mannetje	61
Exposure related mutagens in urine of rubber workers associated with inhalable particulate and dermal exposure R. Vermeulen, R.P. Bos, J. Pertijs, H. Kromhout	65
Peak exposure to volatile organic compounds during spraying activities L. Preller, N. de Pater, H. Kromhout	69

Historische beoordeling van blootstelling aan oplosmiddelen in het kader van OPS-claims - ervaringen uit de praktijk <i>J.van Rooij</i>	73
Evaluatie van de beoordeling van blootstelling door het Solvent Team <i>Th. Huy, W. Fransman, H. Kromhout</i>	75
Exposure to EMF and risk of neurodegeneratieve diseases in the central nervous system <i>C. Johansen</i>	79
PBM; wettelijk kader en normen hebben consequenties voor de arbeidshygiënische strategie <i>J.H. Putman</i>	81
Upgrading personal protective equipment? An new approach for selection and use <i>D.H. Brouwer, A. Schipper, S. Tijssen, J. Gijsbers, J.J. van Hemmen</i>	89
Selectie van effectief beschermende handschoenen <i>H.J. Schipper, C.M. Mahieu, H. Stevenson, D.H. Brouwer, J.J. van Hemmen</i>	97
Kwantitatieve risicoschatting van beroepsmatige blootstelling aan cytostatica bij apothekersassistenten <i>P. van Balen, K. Simons</i>	103
Blootstelling aan cytostatica in het ziekenhuis <i>S. Hilhorst, W. Fransman, T. Meijster, H. Kromhout</i>	109
Semi-quantitative dermal exposure assessment: dream or reality? A first validation step <i>B.N. van Wendel de Joode, H. Kromhout, S.K.M. Hilhorst, R. Vermeulen, J.J van Hemmen</i>	113
Kosten en opbrengsten van beheersmaatregelen <i>E.P. Miedema</i>	117
Beroepsmatige blootstelling aan antibiotica in veevoer <i>S.C.H.A. Tijssen, M. Groenewold, J.G.M. Bessems en E.A. Preller</i>	123
Kwartsstofblootstelling in de bouwnijverheid <i>E. Tjoe Nij, F. Steffens, J. Spierings, P. Borm, D. Heederik,</i>	129
De afval- en compost industrie: overzicht van blootstellings- en effecten-onderzoek in Nederland <i>I. Wouters, J. Douwes, G. Doekes, D. Heederik</i>	135
Blootstelling aan diisocyanaten in Nederland <i>R.J. Snippe, J.H.J. Gijsbers, H.L. van Drooge, E.A. Preller</i>	141
Schoonmaakwerk en het risico op astma <i>J.P. Zock, H. Kromhout, M. Kerkhof</i>	147

---

The development of a rational approach to determine thresholds for occupational sensitisers: an example of rat urinary aeroallergen	151
<i>M.J. Nieuwenhuijsen, V. Putcha, S. Gordon D. Heederik P. Cullinan, K.M. Venables, A.J. Newman Taylor</i>	
Veiligheid en organisatiecultuur van een zware industrie	153
<i>P.H.J.J. Swuste, F. Guldenmund, A. Hale</i>	
Relevante aspecten bij het opstellen van een trillingsbestrijdingsplan	167
<i>J.P.J. Oostdijk, J.A. Huizer</i>	
Effectiviteit van locale afzuiging bij het storten van poeders in mengers	177
<i>H. Marquart, R. Engel, J. de Cock</i>	
Monitoring en registratie van beroepsmatige blootstelling aan cytostatica bij apothekersassistenten, een pragmatische benadering	183
<i>K. Simons, P. van Balen</i>	
Cytostatica in een productie bedrijf: eindeloos of een dead end?	187
<i>T.G.M. Brockhus</i>	
Validity of empirical models of exposure in asphalt paving	193
<i>I. Burstyn, P. Boffetta, G. Burr, A. Cenni, U. Knecht, G. Sciarra, H. Kromhout</i>	
Risico op het krijgen van kanker na blootstelling aan bitumendampen bij asfaltwerkers	197
<i>M. Hooiveld, H. Kromhout, D. Heederik,</i>	
Kwartsblootstelling bij asfaltfrezen	199
<i>M. Lumens</i>	





## Health-based underpinning of existing MAC-values

C. A. Bouwman<sup>\*</sup>, Gezondheidsraad (Health Council of the Netherlands), Den Haag

### *Setting MAC-values in the Netherlands*

In the Netherlands Maximal Accepted Concentrations (MAC) for chemical substances in workplace air are set in a three step procedure. As a first step the Dutch Expert Committee on Occupational Standards (DECOS) -since 1994 a committee of the Health Council of the Netherlands- is requested by the State Secretary of Social Affairs and Employment to recommend an health-based occupational exposure limit (OEL) for a given substance, based on the scientific evaluation of the toxicological data. In the second step, the Social and Economic Council advises the Minister on the technical and economical feasibility of the proposed health-based OEL. In the final step of the procedure the State Secretary sets the regulatory MAC-value.

### *Introduction to the updating project*

In the 1970s the Ministry of Social Affairs and Employment adopted several hundreds of Threshold Limit Values (TLV) from the American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH). These were included as administrative MAC-values in the Dutch MAC-list. However, there was a growing body of opinion that the TLVs might not offer sufficient health protection for the workers. Therefore, the State Secretary requested the TNO Nutrition and Food Research Institute (Zeist, the Netherlands) to perform a quick screening of the degree of health protection of the MAC-values in the 1994 MAC-list. For this purpose concise toxicity profiles were prepared on almost 300 substances based on the ACGIH-documentation and European criteria documents. TNO concluded that for about 100 substances the administrative MAC-values were suspected to be too high from a health protection point of view. For another 100 substances the MAC-values could not be underpinned with the available toxicological data base.

After consultation of the Social and Economic Council, the State Secretary requested the Health Council in April 1997 to reassess the toxicological hazard of these 200 substances, and whenever possible recommend health-based OELs. Given the international character of the TLVs and in view of the European harmonization, the President of the Health Council established in August 1997 the international Committee on Updating of OELs. Members of the committee were selected from a list of nominees composed after consultation of regulatory authorities of several European countries. From each country one member was invited on a personal title, except for the corresponding member of ACGIH who represented the organisation. All members were acknowledged experts in either toxicology, epidemiology or occupational medicine, as well as experienced in setting OELs. Beside the chairman and four Dutch

members, the committee included members from Denmark, Finland, Germany, Ireland, Sweden, United Kingdom and United States (NIOSH).

### ***Procedure of work***

Under the authority of the Ministry of Social Affairs and Employment, toxicological reviews for all substances were prepared at several national research institutes. The committee determined that the reviews were to be based on a full search in the published scientific literature. The committee also set the outline for the contents of the documents.

The committee also formulated a minimum data base necessary for a health-based OEL. Such a data base should include at least data on acute (irritation) and repeated-dose toxicity using multiple doses. Preferably the key study should provide information about the target organ and critical effect, and a no observed adverse effect level.

From the available data the committee identified a key study serving as the starting point for deriving a health-based OEL. For 'translation' of the human or animal data (from the key study) to the occupational exposure situation of the worker, the committee applied an overall assessment factor covering the following aspects: variation between workers, extrapolation from animals to humans (when starting from an animal study), differences in duration and pattern of exposure between the key study and the situation of the worker, the type of critical toxic effect, the presence or absence of a dose-effect relationship and the quality of the total data base. In deriving the overall assessment factor the committee used a check list of the above mentioned different aspects to discuss and thoroughly weigh all available data. For each aspect the committee considered the appropriateness of applying default values. In case the key study referred to an oral animal experiment, differences in caloric demand between the experimental animal and man were taken into consideration. Given the inherent uncertainty in deriving OELs, the health-based OEL was rounded up or down to a preferred value (e.g. 0.1, 0.2, 0.5, 1, 2, 5 mg/m<sup>3</sup> etc.).

In case the data base on a given substance was insufficient to recommend a health-based OEL, the committee strived to give an 'expert judgment' on the degree of health protection of the present administrative MAC-value.

Carcinogenic substances were not taken into consideration by the committee but passed on to DECOS in order to obtain a proposal for their classification. For substances tested for and proven to be toxic to fertility or development, the committee ascertained that the recommended health-based OEL protected against these effects as well. For quite a number of substances, however, these data were not available.

The procedure included release of a draft document for each substance for public review during a period of six weeks. Comments received were taken into account in

the final version of the document. Finally, each document was reviewed by a Standing Committee of the Health Council before it was published as a final document.

## Results

By now this project is nearing completion. The committee has reassessed 196 substances of which 28 were passed on to DECOS due to indications for genotoxicity or carcinogenicity.

For 40% of the remaining 168 substances the committee considered the toxicological data base sufficient to recommend an health-based OEL. As could be expected, the health-based OELs were lower than the present MAC-values (see table 1).

**Table 1.** Degree of reduction of the health-based OELs compared to the present MAC-values

Fold reduction	Number of substances	Percentage
0-2	5	8
2-5	24	36
5-10	16	24
10-20	12	18
20-50	6	9
50-100	1	2
>100	2	3

For the remainder of the substances the committee could not recommend health-based OELs due to lack of data. However, for another 33 substances (20%) the limited data available did allow an 'expert judgment' on the degree of health protection of the present MAC-value (see table 2).

**Table 2.** Expert judgment of the degree of health protection of the present MAC-values

Present MAC-value	Number of substances	Percentage
'level is about right'	6	18
'level is too high'	26	79
'level is too low'	1	3

Part of the difference between the administrative MAC-values (TLVs) and health-based OELs is explained by differences in procedure between ACGIH and the Health Council committee. The major one being that ACGIH does not apply assessment factors. Considering that the hazard assessment by the committee generally includes a factor of 10 to account for animal to human extrapolation and variation between

workers, this might be an explanation for the majority of the substances (45 out of 66) with a 10-fold (or less) lower health-based OEL. When leaving aside these substances, there remain 21 chemicals (32%) for which the recommended health-based OEL is one to two orders of magnitude lower compared to the present MAC-value. Notably, these include six pesticides. Comparison of the documentation between ACGIH and the committee learns that several of these TLVs were based on chemical analogues. Another reason for the lower health-based OELs appears to be correction for differences in caloric demand between animals and humans by the committee.

However, tides are turning. Already recently updated TLVs tend to be lower than the former ones. Also ACGIH is using the Health Council's documents to update TLVs (documentation) and even considers the concept of applying assessment factors.

The project will be finished in the course of this year.

---

**Correspondentieadres**

\* Mw.dr. C. Bouwman  
Gezondheidsraad secretaris WGD  
Postbus 16052  
2500 BB DEN HAAG

## Standard setting of high molecular weight sensitisers; practice and recent developments

M.J. Nieuwenhuijsen\*, TH Huxley School of Environment Imperial College of Science, Technology and Medicine, London, D. Heederik, Institute of Risk Assessment Sciences, Division of Occupational and Environment Health, University of Utrecht, Utrecht

High molecular weight sensitisers are some of the most common causes of occupational asthma and rhinitis. In the United Kingdom the average number of cases of occupational asthma as a results of exposure to high molecular weight sensitisers and reported to the Surveillance of Work-related Occupational and Respiratory Disease (SWORD) scheme is approximately 90 for flour and its additives including  $\alpha$ -amylase, 40 for latex and 30 for laboratory animals (Health and Safety Commission, 2000a) (Note: there is likely to be a two to three fold under estimation). As a results, bakers, exposed to flour and including  $\alpha$ -amylase have some of the highest rates of occupational asthma in the UK with an estimated incidence of around 951 (95% confidence interval 618-1415) cases per one million bakers per year (McDonald *et al.*, 2000).

Few occupational exposure limits exist for high molecular weight sensitisers. The first limit adopted was for subtilisin, a bacterial enzyme used widely in detergents industry and a well-recognized respiratory sensitizer, and originally produced from *Bacillus subtilis*. A Threshold Limit Value (TLV) of  $60 \text{ ng/m}^3$  for workplace airborne exposure was adopted by the American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH, 1980). However, there is considerable doubt about the underpinning of this TLV, and the proposed value seems to be determined mainly by analytical limitations i.e. by the detection limits of available methods for exposure measurements. In the UK the Occupational Exposure Standard (OES) is  $60 \text{ ng/m}^3$  based on stationary monitoring, but currently under review, whilst the soap and detergents industry has set its own standard of  $15 \text{ ng/m}^3$  (Health and Safety Commission, 2000b)

For high molecular weight sensitisers such as mouse or rat allergens, common causes of occupation asthma there are no limits. On the other side a considerable amount of time and effort has been dedicated to flour dust recently, but with different results. Several countries have established occupational exposure limits while in other countries it is under review. For example, in the UK the Health and Safety Commission have adopted an 8 hr TWA Maximum Exposure Limit (MEL) of  $10 \text{ mg/m}^3$  for flour dust, with a short term exposure limit (STEL) still to be decided (a document on  $\alpha$ -amylase is under review). The American ACGIH has adopted a TLV of  $0.5 \text{ mg/m}^3$  for flour dust, and in the Netherlands the Dutch Expert Committee for Occupational Standards of the Health Council is working on a MAC, probably around  $1 \text{ mg/m}^3$ , which is based on data from a study by Houba *et al.* (1998). In Sweden the newly proposed limit is  $3 \text{ mg/m}^3$  while in Germany an MAK value of  $4 \text{ mg/m}^3$  exists

but is under revision. The differences are remarkable, given that usually the same studies have been used for the risk assessment. This is partly due to the fact that some are seeking to be health based standards e.g. the ACGIH TLV, and the Dutch MAC while others are principally based on technical and economic feasibility, such as the UK MEL. In the UK it is assumed that for sensitisers, as far as genotoxic carcinogens there is no safe limit and that therefore a MEL rather than an Occupational Exposure Standard (OES) needs to be set. MELs are set by the Advisory Committee on Toxic Substances (ACTS), a tripartite group of employers, employees and independent experts, and are principally based on technical and economic feasibility. (OES's are set by the Working Group on the Assessment of Toxic Chemicals (WATCH)). Furthermore, there are differences in the endpoints that are used in the risk assessments in various countries. For example, in the UK, asthma and rhinitis were the endpoints for the risk assessment, while in the US and the Netherlands sensitisation was used as an endpoint.

What are some of the problems for setting occupational limits for high molecular weight sensitisers? Very few good epidemiological studies have been carried out on which to base a limit. For many substances there is a clear lack of exposure-response data, and there is little clarity about the shape of this relationship and whether there is a threshold. One of the main problems has been the exposure assessment of high molecular weight sensitisers. Techniques to measure these high molecular weight sensitisers have only been developed fairly recently and there are no standardised assays available (Heederik *et al.*, 1999). Furthermore, there is the question on which endpoint to focus. The most serious endpoint is occupational asthma, commonly defined as a reversible airway narrowing brought on by substances in the workplace. This is a disabling disease, which can be fatal at times. Actual diagnosis is generally difficult and can usually only take place in specialised laboratories. Exposure-response relationships are still lacking for this most devastating effect, for example for flour dust, for several reasons. First, although baker's asthma is one of the commoner occupational respiratory diseases, it is still relatively rare and therefore would require a large cohort to give enough study power to establish exposure-response relationships. Second, a relationship can be obscured if those exposed to flour dust move to another occupation or to a lower exposed area, and this must be addressed properly in the analysis of studies. Third, occupational asthma is a difficult endpoint to study, and therefore most epidemiological studies have used questionnaires that ask for symptoms consistent with asthma (e.g. difficulty of breathing, wheezing, chest tightness, self-reported asthma) or other endpoints.

An alternative endpoint is sensitisation, a biological reaction to the flour, defined as the presence of specific IgE antibodies or positive skin prick test to flour. This may not be disabling, but it may lead on to occupational asthma. Experts are still divided on this issue of progression, partly due to the lack of studies. In cross-sectional studies there is generally a good association between sensitisation and symptoms, and in a recent prospective study de Zotti *et al* (2000) reported that those who were sensitised

were more than four times as likely as those who were not to go on to develop work-related respiratory symptoms, though not necessarily asthma. Prevention of sensitisation should certainly reduce the occurrence of allergic disease. But if we prevent sensitisation do we prevent all disease? No, a large proportion of the respiratory symptoms appear to be of non-allergic nature and in this case flour dust appears to act more like an irritant and probably warrant a different limit.

In addition there is the question of modifying factors for exposure-response relationships such as atopic status, and to incorporate this in the risk assessment, and background rates of sensitisation to high molecular weight sensitisers, for which there is little information.

Although we have started to set limits for high molecular weight sensitisers there is still a long way to go and this will be addressed during the presentation.

## ***References***

American Conference of Governmental Industrial Hygienists (1980) In Documentation of the Threshold Limit Values. Cincinnati, Ohio, USA, pp. 374-375.

Health and Safety Commission (2000a). Proposals for reducing the incidence of occupational asthma, including an Approved Code of Practice: Control of substances that cause occupational asthma. Consultative Document CD 164. HSE Books, PO Box 1999, Sudbury Suffolk, CO10 2WA

Health and Safety Commission (2000b). Subtilisins. WATCH/27/2000, Health and Safety Commission, London.

Heederik D, Doekes G and Nieuwenhuijsen MJ. (1999) Exposure assessment of high molecular weight sensitisers: contribution to epidemiology and disease prevention. *Occupational and Environmental Medicine* 56: 735-741

McDonald JC, Keynes HL, Meredith SK (2000) Reported incidence of occupational asthma in the United Kingdom, 1989-97. *Occupational and Environmental medicine* 57: 823-829.

De Zotti R and Bovenzi M. Prospective study of work related respiratory disease in trainee bakers. (2000) *Occupational and Environmental Medicine* 57: 58-61

---

### **\* Correspondence address**

Dr.ir. M.J. Nieuwenhuijsen, PhD  
TH Huxley School of Environment Imperial College of Science, Technology & Medicine  
Royal School of Mines  
LONDON SW7 2BP ENGLAND





## The relevance of ultrafine particles in the workplace

*J.H.J. Gijsbers*\*, A.J. de Pater, R.J. Snippe, J.H.E. Arts, TNO Chemie, afdeling Blootstellingsonderzoek, Zeist

### **Background**

Toxicological and epidemiological studies on “ultrafine particles” (particles with an aerodynamic diameter  $< 100$  nm) seem to suggest that this type of particles may cause adverse health effects after inhalation, more or less independent of their chemical composition. Although the toxicological mechanism for these effects has not been explained yet, exposure to ultrafine particles in various settings and their possible health effects has become a hot topic in environmental and occupational hygiene research.

In 1999/2000 a review report (Gijsbers et al., 2000) was composed on the present knowledge and knowledge gaps on different aspects in ultrafine particle research, especially in relation to occupational exposure. The study is sponsored by the Dutch Ministry of Social Affairs and Employment and focuses (among other aspects) on definition, behaviour, health effects and exposure levels in air of ultrafine particles and identifies a number of industries where occupational exposure to ultrafine particles may be expected.

### **Definition**

There is no definition for ultrafine particles according to NEN-EN 13205. However, presently, there is consensus that ultrafines are particles with an aerodynamic diameter less than  $0.1\ \mu\text{m}$ . The aerodynamic diameter of a particle of any shape and density is the diameter of a spherical particle with density  $1\ \text{g/cm}^3$ , with the same settling velocity as the particle in question. Ultrafine particles are differentiated from coarse and fine particles. As such, PM<sub>10</sub> (particles with a 50% cut off point of  $10\ \mu\text{m}$ ) may consist of coarse, fine and ultrafine particles.

As weight decreases to the third power with decreasing particle diameter, the weight of ultrafine particles is negligible compared to particles of micrometer size. Therefore, when measuring total dust, e.g. in ambient air, ultrafine particles will not contribute to the measured mass. However when regarding numbers of particles in ambient air the ultrafines are the dominant fraction. In Los Angeles, USA, about 88% of the number of air pollution particles lies in the ultrafine fraction, whereas regarding mass, more than 99% is larger than  $100\ \text{nm}$ . These figures may be similar in major cities in The Netherlands.

### **Behaviour**

Ultrafine particles in air have a great tendency to aggregate. This is due to the Van der Waals forces. These forces are important for all submicron particles and become

relatively more important when the particles are smaller. Ultrafine particles can easily form aggregates of up to several micrometers. It is unknown to what extent this aggregation of ultrafine particles occurs in occupational settings.

The lifetime of ultrafine particles in ambient air is usually less than one hour, because they rapidly coagulate with larger particles or serve as nuclei for cloud or fog droplets. In workplaces the concentration of ultrafines may be much higher (near a source) than in ambient air, which may even speed up the aggregation. This suggests that primary (singlet) ultrafine particles can only be found (or measured) directly after generation.

Commercial ultrafine powders are available but these particles will often be aggregated into larger particles. Whether these particles may deaggregate is dependent on type of substance and the attractive forces between the singlet particles.

### ***Biological interaction***

There are three main mechanisms that cause particle deposition in the lung: impaction (hit and stick), sedimentation (due to the gravitational force) and diffusion. When the particle size is small, like for ultrafine particles, diffusion (random Brownian motion) of a particle caused by the interaction of air molecules is the predominant deposition mechanism. It may cause particles to move across the air streamlines and to deposit upon contact with the airway wall.

Ultrafine particles deposit with high efficiency in the respiratory tract. Due to shape and size differences, singlet ultrafine particles may be deposited in a different way than aggregated ultrafine particles and fine particles. Using a multiple-path particle deposition model, it was estimated that the fraction of deposited singlet ultrafine in the lower airways (tracheobronchial-alveolar region) was 3 to 4 times higher compared to the fraction of aggregated ultrafine particles.

Usually, deposited particles are rapidly cleared by mucociliary transport, whether or not as particles phagocytised by alveolar macrophages. This may be somewhat different for ultrafine particles. Clearance of ultrafine particles may be impaired when a large number of deposited particles per unit mass exceeds the ability of macrophages to phagocytise them. Also, larger particles and aggregates of ultrafine particles are more readily cleared by macrophages than singlet ultrafine particles.

The effective deposition and relatively long retention time of ultrafine particles in the lungs enables these particles to interact with the lung tissue.

Ultrafine particles (and aggregates) have a large surface area that is available for biological interaction with the lungs. As a result of this, substances on the surface may play a large role in the toxicity of these particles. According to various theories the additional health effects of ultrafine particles (compared to larger particles) may be caused by free radicals, acids, or other biologically relevant molecules that are present on the surface of the particle.

Furthermore, ultrafine particles may penetrate into the interstitium and make contact with interstitial macrophages and other sensitive cells likely to induce inflammation effects, whereas the effect of larger particles is initially restricted to the alveolar space.

It must be stated that these specific interaction properties of ultrafine particles were almost all concluded by comparing toxicity of *aggregated* ultrafine particles with that of *aggregated* fine particles and from studies using very high mass particle concentrations (much higher than ambient air concentrations). Research from our institute showed that concluded that inhalation exposure to non-aggregated ultrafine carbon particles at ambient number concentrations, did not induce any of the above mentioned adverse effects. However, in occupational settings number concentrations of ultrafine may very well drastically exceed the ambient concentration.

Therefore, field studies to determine the levels of ultrafine particles and/or aggregated ultrafine particles in occupational settings are considered to be relevant to indicate directions for further toxicological research.

### Epidemiological research

Epidemiological studies have consistently shown moderate to strong associations between relatively low levels of ambient particulate matter and several health effects, such as (acute) pulmonary effects, cardiovascular outcomes, hospital emergency admission, mortality and morbidity. However, these studies were not (solely) focussed on ultrafine particles, and their role in causing these health effects is not very clear.

There is ample evidence that particulate matter derived from combustion sources such as diesel engines, contains a considerable ultrafine fraction, and it has been suggested that this ultrafine fraction may be important in the reported association between high PM<sub>10</sub> levels and the observed lung morbidity and mortality.

Few studies suggested or showed number concentrations of ultrafine particles to be more closely related with variations in lung function than the mass-based concentration of PM<sub>10</sub> or fine particles, and suggested that this may explain much of the particle-associated findings reported in various epidemiological studies.

However, up until now, relationships between ultrafine exposure and health effects are merely 'suggested' and 'proposed' instead of studied and proven. So far, plausible mechanisms for health effects of ambient ultrafine particle exposure are lacking and harmful components or harmful properties have not been identified. Furthermore, only health effects with respect to particulate matter were studied without paying attention to the possible role of the chemical characteristics of air pollutants.

### Ultrafine particles in the workplace

Most information on the formation of air concentrations of particulate matter in general, and ultrafines in specific, is from environmental research.

Particle sizes of 100 to 1000 nm represent about 60 to 70% of the total mass of air pollution. Concentrations of a few thousand to about a few hundred thousand particles per  $\text{cm}^3$  can be found in ambient air. Near busy roads high concentrations of ultrafines (up to 100.000 particles per  $\text{cm}^3$ ) can be found. These singlet ultrafine particles are not very stable and eventually aggregate with larger particles but they are always freshly generated by a number of sources. Background concentrations of ultrafine particles of 4000 particles/ $\text{cm}^3$  were found when measured at large distance from busy roads.

The outdoor concentration of ultrafine particles mainly determines the indoor concentration in naturally ventilated houses with no indoor sources of ultrafines. For mechanically ventilated houses, the indoor concentration will probably depend on the type of air filters used.

There are two main sources for exposure to ultrafine particles in workplaces.

- 1) Exposure to ultrafine particles formed during processes.
- 2) Exposure during the use of ultrafine particles.

Ultrafine particles are assumed to be formed in a large number of industries where high temperature combustion processes, electrical arcing and evaporation/condensation activities are carried out. Although no information is available on actual exposure levels, some of the processes where exposure to ultrafine particles may be expected are:

Combustion processes Situations in which ultrafine particles are formed by combustion processes are combustion engines, (portable) heaters, ovens and hearths. Diesel combustion processes are known to produce high levels of ultrafine particles. In literature it was found that approximately 95% of diesel exhaust particles were sized less than 0.3  $\mu\text{m}$ .

Electrical arc welding Electrical arc welding occurs in a large number of metal industries and other workplaces. Measurements of welding fumes (electric welding of structural steel and inert gas welding of an alloy of aluminium) demonstrated that primary ultrafine particles mainly created chain shaped aggregates longer than 1  $\mu\text{m}$ . In literature, fumes in welding factories with an median aerodynamic diameter of 0.80  $\mu\text{m}$ , and nickel fumes with the majority of particles being <50 nm and about 65% <1.4  $\mu\text{m}$  (metal arc process) are found.

Heating of polymers Single ultrafine particles can also be generated in polymer fumes (e.g. during welding of plastics).

Heating of metals Evaporation-condensation processes occur in situations where metals are melted or where metal-oxides are formed at high temperatures. Typical examples are foundries and galvanisation activities like hot metal bath dipping.

Heating of other materials Ultrafine particle exposure may also occur when other materials, like silicone, are melted. Ultrafine silicon dioxide ( $\text{SiO}_2$ ) particles may then

be formed, for instance during the manufacturing of glass, water glass, refractories and enamels.

Grinding/cutting/polishing Another source of ultrafine particles may be the grinding, cutting or polishing of hard materials by hard metal workers, diamant workers, workers in precious metals, etc.

Waste incinerators In waste incinerators, the temperature of combustion is high enough to completely destroy biological and chemical species. In this process, ultrafine particles may be formed. When metals are present in the combusted waste they will also form ultrafine particles. Formation of ultrafine metals and metal oxides is dependent of the temperature of the combustion process.

Ultrafine particles are increasingly synthesised and utilised industrially, for “high tech” applications which require properties such as improved hardness and reduced internal friction.

A number of chemicals are commercially available as ultrafine particles. Although no exposure levels were found in literature, during the production and use of ultrafine particles, exposure of workers to ultrafines is assumed to be potentially present.

Exposure to ultrafine particles may occur during production and/or use of products produced from or existing of ultrafine particles, such as: cosmetics, pharmacological products, semiconductors and conductor pastes (ultrafine cadmium sulphide), magnetic tape (ultrafine cobalt particles), pigments in paints (pigments constitute 20-60% by weight of paint and range from 0.01 to 44  $\mu\text{m}$ , with 0.01  $\mu\text{m}$  especially seen for carbon blacks), enzymes, toner for photocopiers, faxmachines and printers (ultrafine carbon black), and nanocrystalline ceramics (zirconia powder with a crystallite size of about 5 nm). Furthermore ultrafine carbon particles may be used as pigments and fillers in the rubber industry, ultrafine titanium dioxide may be used as an optical whitener in washing powders and as a colorant in the food industry, and ultrafine powders may be used in flame retardant.

It is not known if the mentioned industries actually use ultrafine particles or aggregated particles. But when a fine powder is used it may be possible that a small fraction is present as ultrafine particles.

To be able to measure ultrafine particle concentration in occupational setting specially developed equipment is needed. Ultrafine particles measurement devices require the use of other particle characteristics than weight, such as optical density, electrical mobility or diffusion characteristics. Techniques are being developed that can measure particle size distributions of a few tens of nanometres or even less. However, there are only few techniques suitable for workplace aerosol measurements, and the equipment is very expensive.

### ***Future perspective***

In the European environment, due to legislation on acid precipitation, a decrease of dust (formed in the atmosphere from SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and NH<sub>3</sub>) is expected in the next years. Also due to European legislation, a decrease is expected in the emission of particles, so-called primary dust, especially in transportation, petrochemical industry and heavy metal industry. Due to this legislation the total weight of particles emitted into the environment will probably decrease. However, this does not necessarily mean that outdoor ultrafine particle emissions will also decrease, since the control of emission will be mainly focussed on mass, and therefore larger particle sizes.

Furthermore, there are no developments that are expected to lead to a decrease in occupational air concentrations of ultrafine particles or limitations in the use and production of ultrafine particles.

On the contrary, in industry there is more demand for ultrafine particle products for use in thin coatings and fine powders for higher quality and aesthetic purposes. This increasing demand is also indicated by the fact that more research is being done on ultrafine particle measurement techniques. More demand or use of ultrafine particles by industries possibly indicates a higher potential exposure level for workers in these industries.

### ***References***

Gijsbers, J.H.J., De Pater, A.J., Snippe R.J., Arts J.H.E. (2000). Ultrafine particles in the workplace. TNO Report V3045, Zeist, The Netherlands.

---

#### **\* Correspondentieadres**

Mw. J. Gijsbers  
TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek  
Postbus 360  
3700 AJ ZEIST

## Een beoordelingsmethodiek voor de blootstelling aan dieseluitletgasen in de (wegen)bouw

*J.P.F. Kimmel\**, HASKONING Ingenieurs- en Architectenbureau, Nijmegen

Het gebruik van dieselveertuigen leidt op veel werkplekken tot verhoogde blootstelling aan uitletgasen en roetdeeltjes. Met name in sectoren waarin veelvuldig zware machines worden ingezet of in besloten ruimten wordt gewerkt, kunnen dieseluitletgasen een knelpunt vormen. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan de Grond-Weg- en Waterbouw, B en U-bouw en de vervoerssector. Naast de acute risico's met betrekking tot koolmonoxide en stikstofdioxide, bestaat er ook veel aandacht voor de kankerverwekkende roetdeeltjes die worden uitgestoten. Beheersing van de blootstelling is daarom noodzakelijk. In opdracht van ARBOUW is enkele jaren geleden voor tal van werkplekken in de (wegen)bouw de blootstelling aan dieselroet geïventariseerd en zijn beschikbare technische en organisatorische maatregelen beoordeeld. Maatregelen worden steeds meer toegepast, het bewaken van de blootstelling blijft echter noodzakelijk. De steeds wisselende omstandigheden, inzet van verschillende typen voertuigen en vaak complexe projectorganisaties in de (wegen)bouw leiden tot steeds wisselende blootstellingssituaties. Dit vraagt om een methodiek waarmee relatief eenvoudig de situatie beoordeeld kan worden en waarbij de meetinspanning afhankelijk is van de werkzaamheden die verricht zullen worden. Een inschatting vooraf is noodzakelijk om te bepalen welke meetstrategie gehanteerd moet worden om de blootstelling voldoende te bewaken.

Voor een concreet praktijkvoorbeeld uit de tunnelbouw is zo'n methodiek ontwikkeld om de blootstelling aan koolmonoxide, stikstofdioxide, dieselroet en stof te bewaken. Het betrof hier spoorbouwwerkzaamheden in een kilometerslange tunnel, waarbij dieselaangedreven materieel werd ingezet voor allerlei werkzaamheden gedurende een langere periode. De methodiek is gebaseerd op een klassificering van de werkzaamheden en werksituaties, waarmee een 'op maat' meetstrategie bepaald kan worden, die grotendeels door het bouwbedrijf zelf uitgevoerd kan worden. Klassificering van de werkzaamheden geschiedt op basis van aantal en type dieselveertuigen, de afzonderlijke motorvermogens en de belasting. De methodiek sluit aan bij de blootstelling beoordelingsleidraad NEN-EN 689. Door een terugkoppelings-mechanisme kunnen de meetresultaten van eerdere metingen worden meegenomen in de keuze van een meetstrategie bij volgende blootstellingssituaties. De methodiek biedt mogelijkheden voor een completering en uitbreiding naar andere werkpleksituaties binnen en buiten de bouw.

---

### \* Correspondentieadres

Drs. J.P.F. Kimmel  
Haskoning Ingenieurs- en Architectenbureau  
Postbus 151  
6500 AD NIJMEGEN





## Beroepsmatige blootstelling aan dieselmotoremissies: de dosis bepaalt het risico

*P.T.J. Scheepers*\*, R. Bos, Afdelingen Epidemiologie en Biostatistiek en Farmacologie-Toxicologie UMC St. Radboud, Nijmegen

Componenten uit dieselmotoremissies die in contact worden gebracht met lichaamscellen blijken in staat te zijn DNA-schade te veroorzaken en langdurige inhalatoire blootstelling van proefdieren aan dieselmotoremissies leidt tot het ontstaan van longtumoren. Deze uitkomsten zijn echter moeilijk te vertalen naar de mens. Dit wordt veroorzaakt door soortverschillen en beperkingen in de opzet van dit experimenteel onderzoek. Toch heeft dit onderzoek enkele belangrijke aanwijzingen opgeleverd: roetdeeltjes en niet de componenten in de gasfase blijken de longtumoren bij proefdieren te veroorzaken. De tumoren ontstaan waarschijnlijk mede door toedoen van organische componenten die zijn geassocieerd met de deeltjes. Bij ratten ontstaan eveneens tumoren bij het langdurig inhaleren van zuivere koolstofdeeltjes (zonder geassocieerde organische componenten), maar dit effect treedt pas op bij een hoge dosis, waarschijnlijk door een specifieke overgevoeligheid van het longweefsel van de rat.

Het is niet duidelijk welke componenten in de organische fractie verantwoordelijk gesteld kunnen worden voor de carcinogene potentie van het dieselroet. De veronderstelling dat hierbij PAK betrokken zijn ligt voor de hand. Ook in de teer van sigarettenrook zijn deze stoffen verantwoordelijk voor het ontstaan van longtumoren. De potentie om tumoren te induceren is (uitgedrukt per  $\mu\text{g}$  dieselroet) zelfs groter dan die van sigarettenrook (uitgedrukt per  $\mu\text{g}$  teer). Hieruit blijkt hoe belangrijk het is een goede schatting te kunnen maken van de dosis. Er is daarom een betrouwbare methode nodig om de dosis dieselroet bij werknemers te schatten.

Het gebruik van elementair koolstof is technisch voldoende uitgewerkt om de stand der techniek met betrekking tot beheersmaatregelen weer te geven (zoals nu in Duitsland het geval is), hoewel de meetmethode niet eenduidig is ("the method defines the analyte"). Een belangrijk probleem is dat de interpretatie van concentraties elementair koolstof in termen van kankerrisico niet mogelijk is.

1-Nitropyreen is een andere specifieke marker voor met name genotoxische bestanddelen van dieselroet. Het gehalte 1-nitropyreen is evenredig met de mutageniteit van het verzamelde dieselroet van verschillende werkplekken. Toch is ook voor deze benadering een directe vertaling van blootstellingsniveaus naar gezondheidsrisico's niet mogelijk, vanwege grote verschillen tussen de eigenschappen van het testsysteem en de fysiologie van de mens.

Invzet van specifieke methodes voor blootstellingsonderzoek in epidemiologisch onderzoek in relatief hoog blootgestelde populaties, zou een vertaalslag van deze blootstellingsindicatoren naar een longkankerrisico wellicht mogelijk maken. Er wordt in Europa gewerkt aan de opzet van dit type onderzoek op het terrein van

dieselmotoremissies. In het project Biomarkers for Occupational Diesel Exhaust Exposure Monitoring (BIOMODEM) werken 11 onderzoeksinstituten samen aan het evalueren van toepasbaarheid van methodes om de blootstelling aan dieselmotoremissies te schatten bij mijnwerkers in Tsjechië en Estland.

---

**\* Correspondentieadres**

Dr.ir. P. Scheepers  
UMC St. Radboud Afd. Epib (252)  
Postbus 9101  
6500 HB NIJMEGEN

## Biologische monsterneming als 'doe-het-zelf' product voor bedrijven met blootstelling aan toxische stoffen

*F. Jongeneelen\**, IndusTox Consult, Nijmegen

Bemonstering van blootstelling aan toxische stoffen door onderzoek van urinemonsters van werknemers geeft een nauwkeurige schatting van de opgenomen dosis. De betrokkenheid van belanghebbenden wordt verhoogd en de kosten voor het onderzoek worden lager als bedrijven zelf een groot deel van het onderzoek kunnen uitvoeren.

De laatste jaren hebben we geëxperimenteerd met het leveren van ondersteuning aan bedrijven vanuit de doe-het-zelf gedachte: het bedrijf voert zelf het praktische deel van onderzoek uit. De rol van de externe adviseur wordt beperkt tot het:

- opstellen van de onderzoeksopzet
- instructie van de medewerkers die de praktische werkzaamheden coördineren of uitvoeren
- opstellen rapportage.

Twee voorbeelden worden gegeven.

### Voorbeeld 1

Een overslagbedrijf slaat petroleum-cokes en steenkool over. In het verleden is al eens 1-hydroxypyreen in urine van werknemers gemeten om de blootstelling aan PAK vast te stellen. De opzet van het onderzoek wordt gemaakt door de adviseur. Alle praktische handelingen (instructie, inzameling en verzending monsters, vragenlijst afnemen) door het bedrijf gecoördineerd en uitgevoerd worden. De ingevulde vragenlijsten en de gegevens van de concentratie 1-hydroxypyreen in urine worden door de adviseur verwerkt tot een beknopt en inzichtelijk rapport. Resultaat: een grote belangstelling van de OR voor de resultaten van het onderzoek en bereidheid van het management om maatregelen te treffen.

### Voorbeeld 2

Bij de afdeling pathologie van een ziekenhuis worden vele oplosmiddelen gebruikt. De OPS-verhalen hebben de laboranten onrustig gemaakt; zij willen een dat de blootstelling gemeten wordt. Na een overleg waarin de verschillende manieren om te meten uiteengezet zijn, kiest de afdeling voor de goedkope variant: onderzoek naar de blootstelling aan xyleen door meting van methylhippuurzuur in urine. Een onderzoeksopzet wordt gemaakt waarbij alle acties (instructie, inzameling urinemonsters, vragenlijst afnemen) door de afdeling gecoördineerd en uitgevoerd worden. De ingevulde vragenlijsten en de gegevens van de concentratie metaboliet in

urine worden door de externe adviseur verwerkt tot een beknopt rapport. Resultaat: de analisten van de afdeling hebben vertrouwen in de kwaliteit van het onderzoek en zijn overtuigd van het feit dat de blootstelling beperkt is.

Biologische monitoring kan op deze wijze als doe-het-zelf product aangeboden worden. Welke zijn nu de voorwaarden voor succes van de doe-het-zelf aanpak?

- Er moet een betrouwbare urine-test voor de stof in kwestie beschikbaar zijn.
- Het bedrijf moet eerder ervaring hebben opgedaan met dergelijk onderzoek; de doe-het-zelf aanpak gaat niet goed als het helemaal nieuw is en voor het eerst gedaan wordt;
- Taken en verantwoordelijken van betrokkenen moeten duidelijk zijn. Heldere instructie door de adviseur is nodig; hoe de monsters te verzamelen, op te slaan en te verzenden. Hoe de vragenlijsten in te vullen? Verder moet er een gemotiveerde medewerker in het bedrijf zijn die als coördinator van de uitvoering van het onderzoek functioneert en die de logistiek bewaakt.

---

**\* Correspondentieadres**

Dr.ir. F.J. Jongeneelen  
IndusTox Consult  
Postbus 31070  
6503 CB NIJMEGEN

## How accurate is EASE in estimating inhalative exposure at the workplace?

M. Groenewold\*, H. Marquart, TNO Chemistry, Department of Chemical Exposure Assessment, Zeist

### ***Introduction***

The EASE model (Estimation and Assessment of Substances Exposure) which was developed by the Health and Safety Executive (UK) in the 90s on the basis of measured exposure levels from the National Exposure Database (NEDB) is often used to assess workplace exposure within the framework of risk assessment of new and existing substances and by occupational experts to distinguish between workplaces with high risks and safe workplaces.

The EASE model allows a structured access to the estimation of inhalative exposure and is applicable to a great variety of workplace situations. Exposure scenarios are defined according to use pattern and control patterns as well as to the physicochemical properties of the substances.

Several institutes within the European Union have performed studies on the validity of the EASE model or compared measurement results with EASE-estimates. Results from studies performed by the Federal Institute for Occupational Health and Safety in Germany (BAuA), the Institute of Occupational Medicine in Edinburgh (IOM), the Netherlands Institute of Applied Scientific Research (TNO) and the French Services for Evaluation and Prevention of Chemical Risks (INRS) are presented and conclusions regarding the accuracy of the model based on these studies are drawn. These studies are published in reports available from the institutes or in literature.

### ***Results of EASE- validation and evaluation studies***

#### **BAuA**

EASE scenarios were compared with independent measurement data on inhalative exposure to vapours and dust. Workplace measurements obtained in the areas of production, textile printing and coating, screen printing and offset printing, rubber industry and the plastics processing as well as flame spraying were used.

A semi-quantitative validation based on a comparison of EASE estimates with independent measurement collectives was chosen. Since the exposure ranges predicted by the EASE model were roughly derived as 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentiles from the National Exposure Database (UK), these ranges were compared with interquartiles of the measurement collectives. If the two ranges agreed to a large extent, especially if the upper range of measurement collective (50th – 75th percentiles) was covered by the model estimate, and if a sufficient number of measurement results obtained at

different workplaces were available, it was concluded that there was reasonable validity of the EASE scenario.

A good correspondence between model estimates and measurement data was found in the case of exposure to vapours for the production of chemical substances in closed systems (EASE scenario: closed system, full containment) and for procedural control works at mainly automated printing workplaces (EASE scenario: non dispersive use, segregation). For the handling of powdery substances measurement results obtained during weighing and filling works, in part semiautomatic, were compared with EASE estimates for the scenario: dry manipulation, with/without local exhaust ventilation (LEV). Good correspondence was estimated if approx. 1 to 200 ton powdery substances were handled per shift.

For the EASE scenario 'non-dispersive use, direct handling with natural ventilation or with LEV', the model predictions were up to 30 times higher than the measurement results obtained during manual screen-printing or the preparation of printing inks.

### Institute of Occupational Medicine (IOM)

IOM used datasets from research projects and consultancy work with more than 4,000 exposure measurements including solvent vapours, non-fibrous dust and fibres (both asbestos and synthetic fibres) to validate EASE. The arithmetic mean and standard deviation were calculated for each group of data and compared with the corresponding EASE-estimate. The number of measurements below and above the predicted ranges was counted and used to determine whether the estimate was 'good', 'too high' or 'too low'. The estimate was considered to be 'good' if the percentage of the measurements falling in the predicted range was greater or equal to 50 %. If 50 % of the measurements were below or above the predicted range the estimate was considered to be respectively 'too low' or 'too high'.

EASE performed best in those situations where the system was "Closed", i.e. the hazardous substance was enclosed inside some form of container and the predicted exposure range was therefore low. For closed systems more than 70 % of the measurements fell within the appropriate range. "Dry crushing and grinding" and "Dry manipulation" were moderately well predicted by EASE, with 40 % and 33 % of the datasets with more than half of the data within the EASE-range. The remaining categories low dust technique and non-dispersive use are poorly predicted by EASE.

The accuracy of the variable 'control pattern' is also determined. It seemed that for situations where 'local ventilation' was used, EASE was poor at predicting exposure. In the remaining categories: full containment, dilution ventilation and no ventilation EASE performed 'moderately' good with about 40 % of the datasets with more than half of the measurements within the range.

## TNO

Several literature and field studies were performed by TNO to gain more knowledge on accuracy of the EASE-model.

Exposure data in literature on drumming and loading of liquids were reviewed and compared with the EASE estimates for 'Non-dispersive use and dilution ventilation or LEV'. In case of filling objects such as tank-trucks or rail cars with bulk quantities of liquid products, the EASE model seems to estimate exposure reasonably well when short-term exposure results of substances with low/moderate volatility are considered. An overestimation for loading activities is expected when the estimates are considered to be full-shift time weighted averages. For filling objects such as drums, with liquid substances with low/moderate volatility, EASE seems to overestimate exposure.

To study the accuracy of the EASE-estimate for non-fibrous dust exposure during 'dry manipulation with and without LEV', a literature study on dust concentrations during bag filling/bulk loading, weighing/scooping/transferring of powders, collecting of raw material and bag dumping was performed. Exposure level during bag filling with LEV ranged from 0.15 – 45 mg/m<sup>3</sup> for total dust (eight studies) and from 0.01 – 2 mg/m<sup>3</sup> (three studies) for respirable dust. Tentative 'reasonable worst case values' (90<sup>th</sup> percentiles) for total and respirable dust concentrations during bag filling with LEV of respectively 10 mg/m<sup>3</sup> and 1.8 mg/m<sup>3</sup> were derived.

To study the effect of local exhaust ventilation on exposure to powders literature was reviewed and a field study was performed. The literature study indicated a reduction of 50–90 %. In the field study measurements of inhalable dust exposure levels were done in 10 formulating facilities (paint, adhesives, pharmaceutical) during manual dumping of solid substances with and without LEV. Reasonable worst case exposure levels during dumping of solids in formulating facilities is concluded to be 25 mg/m<sup>3</sup> while full shift level is 10 mg/m<sup>3</sup>.

It was concluded that EASE underestimates exposure for 'dry manipulation with or without LEV' and the model is not suitable for assessing exposure during handling of powders (formulation) especially when larger amounts are used.

Literature on exposure to non-volatile substances during spraying was summarised and evaluated. The most applicable assumptions to assess inhalation exposure during spray application with EASE would be wide dispersive use, aerosol formation (tendency to become airborne is high) and direct handling (with or without dilution ventilation). This leads to an estimate of 500 – 1000 ppm (with dilution ventilation) or > 1000 ppm (without dilution ventilation). An alternative assessment method has been developed based on these data:  $E_s = 10 \cdot C_s / 30$  wherein  $E_s$  is the estimated exposure level for a notified substance and  $C_s$  the percentage of this substance in the paint. If, for illustration purposes, a high content of non-volatile substances of paint of 50 % is assumed exposure is calculated to be 16 mg/m<sup>3</sup>. Based on this literature study it is



concluded that EASE severely overestimates exposure for inhalation exposure to non-volatile substances during spray application.

## INRS

To evaluate EASE the INRS compared the results (exposure ranges) from ten exposure studies performed by experts from the INRS with applicable EASE-estimates.

The EASE estimates for exposure to gasses and vapours were compared with exposure data from several studies. For example: chlorine exposure during bleaching operations in a pulpmill (closed system, full containment), dichloromethane or phenol exposure during paint stripping (wide-dispersive use, direct handling and dilution ventilation), and ethanol exposure during candy glazing operations (non dispersive use, direct handling and dilution ventilation). It was concluded that exposure:

for closed system and full containment exposure is underestimated by EASE (two studies);

for non-dispersive use there was a good agreement for direct handling with dilution ventilation (one study) and for the use of LEV there was good agreement (one study) or overestimation (one study);

for wide dispersive use the results from the case studies (three) were considerably lower than the EASE-estimates.

The EASE estimates for exposure to powders were compared with the results from five case studies. For example: lead exposure during dry abrasive blasting and sodium tetraborate exposure in a production facility. These results indicate an overestimation for the use patterns 'dry manipulation' and a good agreement for the use pattern 'dry crushing and grinding'.

## *Discussion*

Some uncertainties have to be considered when interpreting the results of the presented evaluation and validation studies on EASE.

The exposure ranges or "end-points" of EASE were originally reported to be based on representative exposure data for 8-hour time weighted average exposure. Some of the evaluation studies presented consider the estimated exposure ranges in EASE to be task-specific exposures rather than estimates of 8-hour time-weighted averages for specific jobs. This agrees with the present tendency to use the estimates for task based assessments.

The methods used to conclude whether or not the EASE-estimate is comparable to the measured results are different for the presented studies. BAuA calculated interquartiles (25th – 75th percentiles) and compared the results with the appropriate EASE-ranges (also 25th – 75 percentile) and IOM defined the percentage of measurements within

the EASE range (50 %) as being decisive. TNO and the INRS compared the exposure range with the EASE-estimate without formal analysis.

Furthermore, the terms and definitions used in the EASE model may be interpreted differently by different experts.

## ***Conclusions***

An overview of the results from validation and evaluation studies on EASE performed by several institutes is presented in table 1. For each studied exposure scenario it is indicated whether there was a good agreement with the EASE-estimates (+) or EASE overestimated (>) or underestimated (<) exposure.

For exposure to vapours during use of closed systems there seems to be a good correspondence between the exposure data from the evaluation studies and EASE. Except for the data from INRS which indicate an underestimation. It is recommended to use EASE with necessary care to estimate exposure for closed systems.

For exposure to vapours and non-dispersive use a lot of studies from different institutes are available. The results indicate a good agreement or overestimation of the real exposure levels for all kinds of control patterns.

Based on the limited data available it may be concluded that EASE overestimates exposure for exposure to vapours and wide-dispersive use. The model is not suitable for estimation of exposure to non-volatile substances during spraying because there is a severe overestimation of exposure.

For exposure to non-fibrous dust and dry manipulation the results from different studies do not agree. The BAuA study indicates an overestimation for the handling of low amounts of powders while two other studies (TNO and INRS) indicate an underestimation of exposure when large amounts are handled. It is recommended to use EASE with necessary care to estimate exposure for handling of (large amounts of) powders.

There are not sufficient data available to draw a conclusion on accuracy of the model for exposure to non-fibrous dust and dry crushing and grinding.

Low dust techniques was only studied by IOM which indicated a good accuracy of more than 96 % of data of five different studies (n = 753) within the EASE-range.

Exposure to fibrous dust was studied by IOM and INRS. The available data are not sufficient to draw a conclusion on the accuracy of EASE for estimating exposure to fibrous dust.

**Table 1:** A summary of the results from EASE evaluation and validation studies performed by different institutes in Europe.

- + A good agreement between the exposure levels and EASE-estimates.
- < EASE underestimated exposure.
- > EASE overestimated exposure.

EASE scenario	Results of studies			
	BAuA <sup>1</sup>	IOM <sup>2</sup>	TNO <sup>3</sup>	INRS <sup>4</sup>
<b>Vapours</b>				
<i><b>Closed system</b></i>				
Full containment	+	+		<
<i><b>Non-dispersive use</b></i>				
Segregation and dilution ventilation	+	>		
Direct handling and dilution ventilation	>	>	>	+
Inclusion into matrix and dilution ventilation		>		
Local Exhaust Ventilation	+/>	+/>	>	+/>
<i><b>Wide dispersive use</b></i>				
With dilution ventilation			>	>
Without dilution ventilation			>	
<b>Non-fibrous dust</b>				
Dry manipulation	+/>	+	<	<
Dry Crushing and grinding		>		+
Low dust technique without LEV		+		
<b>Fibrous dust</b>				
Low tendency to become airborne		</+		
Medium tendency to become airborne		+/>		>
High tendency to become airborne		+/>		

1 The Federal Institute for Occupational Health and Safety in Germany.

2 Institute of Occupational Medicine in Edinburg.

3 The Netherlands Institute for Applied Scientific research.

4 The French Services for Evaluation and Prevention of Chemical Risks.

#### \*Correspondentieadres

Mw.drs. M. Groenewold

TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek

Postbus 360

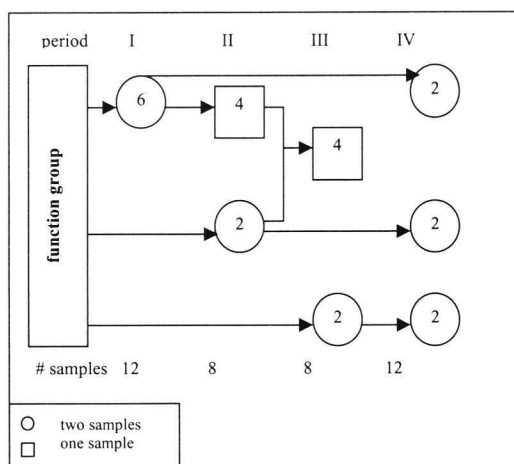
3700 AJ ZEIST

## Lange termijn gemiddelde blootstelling aan oplosmiddelen en lasrook bij werknemers van een scheepswerf

H. Kromhout\*, S. Hilhorst, R. Vermeulen, Universiteit Utrecht, Institute for Risk Assessment Sciences, afd. Gezondheidsleer, C. Hommes, Arbodienst Koninklijke Marine

Na een uitgebreide risicoinventarisatie en -evaluatie bij een scheepswerf bleek dat de kans op normoverschrijding het hoogst werd geacht voor blootstelling aan oplosmiddelen en lasrook. Vervolgens is de chronische blootstelling aan oplosmiddelen en lasrook kwantitatief in kaart gebracht. Metingen zijn verricht in 4 perioden tussen april en december 1999. Het doel was meerledig. De lange termijn gemiddelde blootstelling aan oplosmiddelen en lasrook is gemeten, teneinde deze te toetsen aan wettelijke grenswaarden. Indien nodig is bij overschrijding van deze grenswaarden gezocht naar adequate beheersmaatregelen. Tenslotte is een meetprogramma opgesteld ter bewaking van de huidige blootstelling.

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van een meetstrategie waarbij de evaluatie zich richt op de lange termijn gemiddelde blootstelling (Rappaport et al. 1995, Lyles et al. 1997). In deze meetstrategie wordt rekening gehouden met verschillen in gemiddelde blootstelling van individuele werknemers en met de variatie van blootstelling in de tijd. Deze meetstrategie maakt het mogelijk om knelpunten in de blootstelling op te sporen en een basis te leggen voor het opzetten van een prospectief meetprogramma ter beheersing van gezondheidsrisico's. De metingen zijn verricht volgens het meetschema afgebeeld in figuur 1, waarbij rekening is gehouden met eventueel aanwezige seizoenseffecten. Evaluatie van meetgegevens is uitgevoerd met het computerprogramma SPEED (Vermeulen et al. 1997).



**Figuur 1.** Meetschema met aantal bemonsterde personen en aantallen metingen per periode.

Bij 53 werknemers zijn 217 metingen naar oplosmiddelen verricht. Als maat voor de blootstelling aan oplosmiddelen is per meting een blootstellingindex berekend. De gemiddelde blootstellingindex bedroeg slechts 0,01. De index varieerde van 0,001 tot 2,58. De chronische blootstelling aan oplosmiddelen werd acceptabel geacht. De groep werknemers bleek uniform blootgesteld op een kleine subgroep na. Deze werknemers hadden een viermaal hogere gemiddelde blootstelling, maar deze was nog steeds acceptabel. Het spuiten met anti-fouling verf leverde een 60 maal hogere blootstelling op. Met behulp van SPEED is berekend dat ter bewaking van de blootstelling per jaar bij 9 willekeurig geselecteerde werknemers 2 metingen moeten worden verricht.

Bij 32 werknemers zijn 129 inhaleerbaar stofmetingen verricht. Het bemonsterde stof is beschouwd als lasrook. De gemiddelde blootstelling was  $0,72 \text{ mg/m}^3$ . De blootstelling varieerde van 0,03 tot  $9,55 \text{ mg/m}^3$ . De chronische blootstelling aan lasrook werd als acceptabel beschouwd. De werknemers bleken uniform blootgesteld te zijn. Wel bleken een aantal werkzaamheden en kenmerken de hoogte van blootstelling sterk te beïnvloeden. MAG-lassen, gutsen, slijpen, tijdsduur van de werkzaamheden, werkzaamheden in een schip en lassen met beklede elektrode met puntafzuiging verhoogden de blootstelling significant. Het gebruik van bronafzuiging bij MAG-lassen verlaagde de blootstelling. Een seizoenseffect was aanwezig. Met behulp van SPEED is berekend dat voor bewaking van de blootstelling per jaar bij 6 willekeurig geselecteerde werknemers 3 metingen moeten worden uitgevoerd.

Bij de evaluatie van de effectiviteit van dit meetprogramma bleek bij de inhaleerbaar stof metingen 39% van de meetpogingen niet gelukt. Het betrof vooral metingen die uitvielen door afwezigheid van een werknemer door ziekte of vakantie (15%). Daarnaast faalde 10% van de meetpogingen door het wegblijven van de geroosterde werknemer en nog eens 15% door pomp uitval dan wel sabotage van de meting. Het percentage lag bij de metingen van de blootstelling aan oplosmiddelen gunstiger (22% uitval) door een betere opkomst en het ontbreken van sabotage en uitval van pompen (metingen werden verricht met passieve monsternamemethoden).

**Tabel 1.** Effectiviteit van de gehanteerde meetstrategie

	N	OK	Mislukt	Weg- blijven	Ziekte	Vakantie	Sabotage <sup>1</sup>
Stof	213	129 (61%)	84 (39%)	10%	8%	7%	15%
Oplosm.	279	217 (78%)	62 (22%)	4%	9%	9%	0%
N	aantal meetpogingen						
<sup>1</sup>	inclusief pompuitval						

Geconcludeerd werd dat het uitvoeren van metingen volgens de nieuwe meetstrategie haalbaar is met een minimale inspanning van een arbeidshygiënist bij de daadwerkelijke uitvoering van de metingen. Bij het opzetten van de meetstrategie en

de verwerking van verzamelde meetgegevens met SPEED is arbeidshygiënische inbreng echter onontbeerlijk.

De volgens de nieuwe meetstrategie verzamelde meetgegevens geven een zeer betrouwbaar beeld van de lange termijn gemiddelde blootstelling, maar leveren ook een goed beeld van de uniformiteit van de blootstelling en variatie in de tijd en tussen personen. Door de gelijktijdige verzameling van informatie over mogelijke determinanten van de blootstelling is achteraf statistische modelering mogelijk, hetgeen inzicht kan geven in determinanten van blootstelling en zo mogelijk richting kan geven aan beheersmaatregelen.

### ***Referenties***

Lyles, R.H., L.L. Kupper, S.M. Rappaport, 1997. A lognormal distribution-based exposure assessment method for unbalanced data. *The Annals of Occupational Hygiene* 41: 63-76.

Rappaport, S.M., R.H. Lyles, L.L. Kupper, 1995. An exposure-assessment strategy accounting for within- and between-worker sources of variability. *The Annals of Occupational Hygiene* 39: 469-495.

Vermeulen, R., H. Kromhout, W. Braun, P. Rocchi, D. Brederode, S.M. Rappaport, R. Tornero-Velez, 1998. Statistical Program for the Evaluation of Exposue Data. Environmental and Occupational Health Group, Wageningen Agricultural University.

---

#### **\*Correspondentieadres**

Dr.ir. H. Kromhout  
Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer  
Postbus 238  
6700 AE WAGENINGEN



## European regulations with regard to the classification of carcinogens

*J. Urbanus* \*, CONCAWE, Brussels

### ***Introduction***

The classification of a substance as a carcinogen in the European Union is carried out by a committee of expert delegates from the EU Member States. The classification process follows certain rules which will be reviewed in this presentation. The process also has some inherent inconsistencies which will be discussed. The classification has a series of consequences via other European regulations and directives, of which several relate to the management of health and safety at work.

The carcinogenic properties of some substances may also be assessed in other legislative processes, e.g. as part of the development of air quality limit values for prioritised air pollutants, or in the context of the Risk Assessment Reports prepared by the EU Member States' national competent authorities under the Existing Substances Regulation (793/93). These processes also utilise expertise from EU Member States, but often affiliated with different Government departments or agencies from those which provide the experts to the classification meetings.

The Scientific Committee for Occupational exposure Limits (SCOEL) of the Directorate-General for Social Affairs and Employment is another body which may deal with carcinogenicity issues for exposures in the workplace.

Although there are signs of improving coordination, both within national delegates' networks and between European Commission department, the operation in parallel of several bodies in the field of carcinogenicity review of substances has the potential to produce conflicting guidance, and also does not always make use of the best available expertise.

### ***Carcinogen classification according to Directive 67/548***

The definitions for the classification of a substance as a carcinogen have been given via Directive 67/548 (relating to the classification, packaging and labelling of dangerous substances), and Directive 93/21 (18<sup>th</sup> adaptation to technical progress of 67/548). The following classifications can be given:

Carcinogen Category 1: substances known to be carcinogenic to man. There is sufficient evidence to establish a causal association between human exposure to a substance and the development of cancer.

Carcinogen Category 2: substances which should be regarded as if they are carcinogenic to man. There is sufficient evidence to provide a strong presumption that human exposure to a substance may result in the development of cancer, generally on the basis of:

- appropriate long-term animal studies,
- other relevant information.



Carcinogen Category 3: substances which cause concern for man owing to possible carcinogenic effects but in respect of which the available information is not adequate for making a satisfactory assessment. There is some evidence from appropriate animal studies, but this is insufficient to place the substance in Category 2.

The risk phrase R45 ('may cause cancer') should be used on labels for Cat.1 and 2 substances, and R40 ('possible irreversible effects', to be reworded in the forthcoming 28<sup>th</sup> Adaptation to Technical Progress) should be used for Cat. 3 substances.

Clearly, this system of definitions reflects the degree of scientific certainty that the assessors had when reviewing the available data and studies. The International Agency for Research on Cancer (IARC) uses a comparable set of definitions which indicate the confidence that their working group of experts had in the database for a substance, but with more distinction: Groups 1, 2A, and 2B as positive evidence, and additional Groups 3 for undecided cases and 4 for substances with evidence of a lack of carcinogenicity (negative evidence). The IARC evaluations are generally viewed as authoritative. Unfortunately, there is no direct read-across between the IARC groups and the EU categories. An additional difference is that the IARC program is not limited to substances, but also covers certain occupations and exposures associated with particular processes.

The German system for rating carcinogens introduces a further distinction, i.e. between genotoxic and non-genotoxic carcinogens. For the non-genotoxic carcinogens it is believed there may be a dose threshold below which the carcinogenic effect does not occur.

### ***Classification of preparations containing a classified carcinogen***

Preparations or mixtures which contain a classified carcinogen should also be classified under the EU system when the carcinogen exceeds certain concentration limits, according to directive 1999/45/EC (relating to the classification, packaging and labelling of dangerous preparations). They should carry the risk phrase R45 if they contain more than 0.1% of a Cat. 1 or 2 carcinogen, and R40 when the content of a Cat. 3 carcinogen exceeds 1%. This classification is mandatory, even in the presence of experimental test data which indicate that the mixture is not a carcinogen. This is mainly due to the general discouragement of animal experimentation in the EU.

### ***Application of classification under occupational health directives***

A number of existing and proposed new directives makes use of the classification to prescribe control measures. These directives cover occupational health management, waste disposal, process emissions to air and water, consumer safety, environmental impact assessment for site operating permits, and more.

Carcinogen classification affects occupational health management under the following directives:

90/394 and 97/42: protection of workers from the risks related to exposure to carcinogens at work. These directives apply to substances and mixtures with risk phrase R45 and require a series of measures ranging from possible replacement with a less toxic alternative, closed operating systems, engineering controls, safe storage, exposure monitoring, appropriate health surveillance, etc. This directive also applies to work with a series of substances, preparations and processes which have not otherwise been assessed.

Substances and mixtures with risk phrase R40 are covered by the provisions of the Chemical Agents Directive 98/24. Although the requirements of this directive are very similar to those of the Carcinogen directives, the application is potentially less stringent: for instance, the Carcinogens directives specify the use of closed production systems, whereas the Chemical Agents directive only to the reduction and minimisation of releases of the hazardous agents.

Other workplace health directives which use the carcinogen classification as a basis are for the protection of young people at work (94/33, applicable to both R40 and R45 substances and preparations) and for the protection of pregnant workers and workers who have recently given birth or are breastfeeding (92/85, also both R40 and R45).

### ***Some issues with the application of the carcinogen classification in occupational health management***

All the directives mentioned above should be incorporated within a given time frame in the EU Member States' national legislation. Of course this may lead to differences between countries, but these should not have economic consequences.

Several issues with the application of the protective measures under the various directives can be raised.

There is no consideration of the potency of the carcinogenic substance in the classification process. Some carcinogens are much more potent than others, but the same set of protective measures is required, for instance for a potent carcinogen in its pure form and for a mixture containing 0.2% of a weak carcinogen. An additional consideration on potency is that the absence of an upper dose limit for the carcinogen classification, in contrast to the rules for non-cancer effects under 67/548, means that for a substance, which has shown to cause cancer in an experimental study only at high dose levels which may also be associated with other forms of toxicity and are well in excess of the dose levels received by workers, the control requirements of the Carcinogens directive still apply if the classification experts have concluded that a Cat. 1 or 2 is appropriate. Because of the high profile of a carcinogenic effect there may be a precautionary element in the decisions of the experts which could lead to classification of a substance on the basis of such a limited database.

For some carcinogens it may be possible to establish a threshold level for exposure, below which the health effect is either not caused or is so infrequent that it cannot be

distinguished from the natural variation in the background incidence of the effect. This aspect is however lost when the classification decision is taken.

The route of exposure associated with the carcinogenic effect is not recognised in R45 or R40. Although there is an alternative classification (R49) for those substances which cause cancer only by inhalation, the normal R45 and R40 classification are not specific to the route of exposure. The effect, however, may be route-specific, for instance in the case of a dermal carcinogen where the concentration of the activating enzymes in the skin is much higher than in the lung.

Actual test data cannot be used to overrule the classification of a preparation on the basis of composition. From a general policy point of view the testing of substances in animals is discouraged in the EU. Therefore carcinogen classification of a mixture which contains a classified substance should be based on application of the quantity criteria. There are, however, existing studies for some mixtures that provide only limited or even no evidence of carcinogenicity whereas the calculation rule based on composition results in a R45 classification. An example of this is gasoline (petrol). This has been assessed in the past by IARC as a group 2B carcinogen (possible carcinogen, lowest positive assessment), but the presence of benzene in more than 0.1% results in a R45 classification under the EU scheme.

### ***Exposure monitoring for classified carcinogenic complex substances***

The Carcinogens directive requires the measurement of exposures, using existing appropriate procedures. For classified carcinogenic complex substances such as crude oil and gasoline this requirement has often been interpreted by researchers and industrial hygienists as the need to determine benzene exposures, sometimes in combination with total hydrocarbons. This latter term is actually not very accurate, but is rather a reflection of the methodology employed to sample airborne benzene. Total hydrocarbon numbers from different studies are strictly speaking only comparable if the same method for sampling and analysis was used. Variations in the sampling procedure may result in loss of components, such as the very light ones (propane, butanes and other C3 and C4 components) and underestimation of exposure to the classified mixture (but not to benzene if this component has been properly separated from the others). Variations in the analytical procedure could result in further bias in an unknown direction.

CONCAWE has developed a monitoring method for petrol or gasoline vapour by which up to 150 components can be measured. The method is probably more cumbersome and expensive than current standard methods for organic solvents, but for gasoline vapour the results should be considered as of superior quality. The nature of the sampling, with two different sorbents in line, allows to measure also those very light components that are often lost. The analysis, by gas chromatography and mass spectrometer or flame ionization detector, ensures that components are well identified. Unfortunately, there are at present no similar methods for other classified products

such as crude oil, or methods to assess skin exposure for materials that have been shown to be dermal carcinogens. In 1984-85 CONCAWE conducted a survey of refining and gasoline marketing operations using the 150-component method. During the present period of 1999-2001 we have done a repeat survey, because so many exposure aspects have changed, including the maximum allowed benzene content of gasoline, the installation of vapour recovery facilities (principally driven by emission controls for Volatile Organic Compounds), work re-organisation (multi-skilling of refinery operators, much more self-service on petrol stations), etc.

The directive's requirement for exposure monitoring applies to the employer. There are over 100,000 petrol stations in the EU subject to the monitoring requirement. Many of these stations have similar characteristics. This could allow for a more generic approach to the exposure monitoring requirement. An example of such an approach is discussed here below. For those stations where the petrol is still dispensed by the station attendants we have studied a rational approach to meet the exposure assessment requirement by trying to establish the most important exposure determinants and to develop a model with input data that are easily collectable for each site. This study focussed primarily on benzene, rather than covering petrol vapour as defined by CONCAWE's method. Monitoring was conducted under variable conditions to allow enough contrast in the underlying data for the model. As exposure affecting variables we took meteorological data (temperature, wind, humidity), petrol transfer and basic station lay-out characteristics (canopy yes or no, size of the forecourt, number of attendants). We also recorded whether the attendants smoked during the monitoring period as this produces some additional airborne benzene. 106 exposure measurements on 57 attendants from 26 stations were available to develop the model. We used the analytically determined benzene content of each grade of petrol, in combination with the total quantities of dispensed petrol to measure directly the benzene throughput, thus eliminating this source of variation. The resulting model was based on multiple linear regression and analysis of variance, and was developed with assistance from the Environmental and Occupational Health Group of Wageningen University. The following variables appeared to be most important in determining the benzene exposure: benzene throughput (in litre/hour), ambient temperature, wind speed, presence/absence of a canopy, and the size of the forecourt area. The amount of explained variation was relatively small (26%) with consequent wide confidence intervals for predicted values. This suggested that an individual exposure in a specific situation should not be estimated with this model. The unexplained portion of the variability could be caused by other exposure affecting variables not accounted for in the model, such as product temperature and personal work habits. However, when the modelled estimates were compared with the actual measurements, the higher measured exposures were generally predicted correctly, so as such the model appeared to provide a useful tool for prioritisation of monitoring needs.

### ***Concluding remarks***

The purpose of classification of substances and mixtures or preparations is to draw attention to a hazardous property which may result in a health risk if exposures are not properly controlled. The health hazards are often referred to as 'intrinsic properties' of substances, but in reality the hazards have only been detected with a certain dose level or exposure intensity and duration. The general toxicological principle that 'the dose makes the poison' is incorporated in the EU hazard classification for non-cancer effects by virtue of an upper limit for classification, but not so for the carcinogenic effects. This by itself represents a precautionary approach, which is sometimes forgotten.

The nature of the carcinogens classification scheme is such that it looses some essential details, e.g. regarding potency and relevant route of exposure. Whenever dealing with classified carcinogens in the workplace, the practising occupational health professional should try to obtain the necessary background information in order to provide effective advice on the appropriate controls.

---

#### **\*Correspondentieadres**

J. Urbanus  
CONCAWE  
Madouplein 1  
B-1210 BRUSSEL, BELGIE

## Strategies for assessing exposures relative to OEL's

*S. M. Rappaport\**, University of North Carolina, Chapel Hill

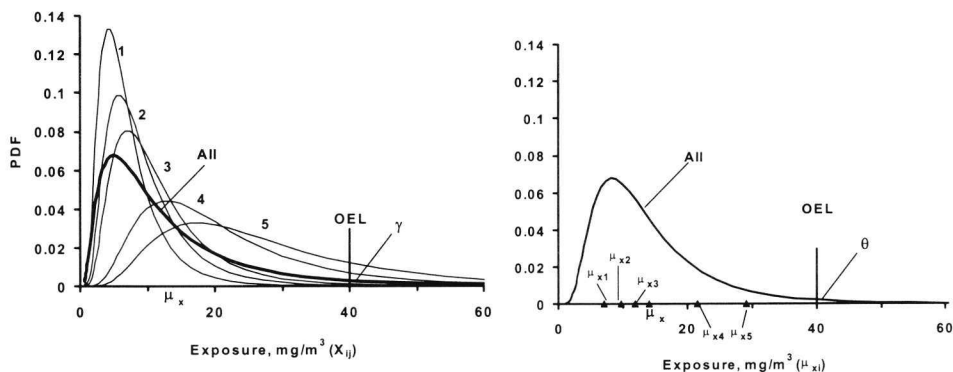
### **Introduction**

When assessing long-term exposures to a toxic chemical, hygienists compare measured air levels to an Occupational Exposure Limit (OEL) and then base control decisions on the outcome of the comparison. Although the intrinsic goal is to reduce the likelihood that workers would be 'overexposed', the question of what constitutes 'overexposure' has been controversial. Assuming that disease results from long-term exposure to a particular substance, logical arguments suggest that the risk of disease should generally be related to cumulative exposure. In these situations, the probability of overexposure can be defined as the likelihood that a worker's cumulative exposure would exceed that inherent in the OEL and a strategy focusing explicitly upon this probability offers a gold standard with which to evaluate alternatives. With this in mind, a 'good' strategy for assessing exposures would find situations with small probabilities of overexposure to be acceptable while those with large probabilities would be unacceptable. In the latter case, the strategy should also be able to focus control options upon either the group (engineering and administrative changes) or the individual worker (personal environments).

### **Modeling occupational exposure**

In order to model occupational exposures it is useful to define an 'observational group' by job and location (1). Then one can partition the total variability in exposure received by the group into components associated with random variation from day to day (within-worker variability) and among the individual mean exposures (between-worker variability) (2). Thus, there are two exposure distributions to consider for the group, 1) the conditional distributions of exposure for all workers from day to day and 2) the distribution of individual mean exposures (over all workers).

Let  $X_{hij}$  represent the exposure on the  $j^{\text{th}}$  day of the  $i^{\text{th}}$  worker in the  $h^{\text{th}}$  group. Then, let  $\mu_{x,hi}$  represent the mean exposure (over time) of the  $i^{\text{th}}$  worker in the  $h^{\text{th}}$  group. It is conventional practice to assume that both  $X_{hij}$  and  $\mu_{x,hi}$  are lognormally distributed, as illustrated in Fig. 1 for 5 hypothetical workers in a single observational group (from(3)). [More generally, we can envision many groups, within a factory say, each with its own mean exposure (designated  $\mu_{x,h}$ )]. In this case, the total variation in exposure is evenly divided within- and between-workers, but in the typical case within-worker variability tends to be greater (2). Notice that the mean exposure (designated as  $\mu_x$ ) is the same for the distributions of  $X_{ij}$  (left of Fig. 1) and  $\mu_{xi}$  (right of Fig. 1).



**Figure 1.** Hypothetical lognormal distributions of exposures for an observational group of workers. Left) Distributions of exposures received from day to day. Curves 1 – 5 represent a sample of 5 workers from the group while the curve labeled ‘All’ represents the hypothetical population of daily exposures. Right) The curve labeled ‘All’ represents the distribution of individual mean exposures ( $\mu_{xi}$ ) from the population shown in A. Points labeled  $\mu_{x1} - \mu_{x5}$  represent the individual means of the distributions labeled 1 – 5 in A. (from [Rappaport, 2000 #1406]).

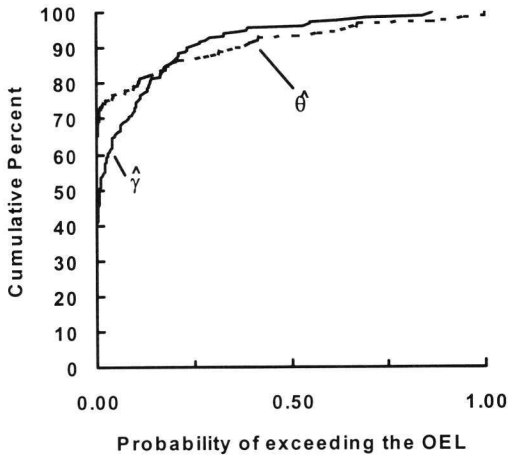
### ***Exceedance and Overexposure***

Returning now to the issue of overexposure, Fig. 1 shows that things can be viewed differently depending upon whether one considers the distribution of daily levels ( $X_{hij}$ , left) or the worker mean levels ( $\mu_{x,hi}$ , right). In the context of daily levels, we define ‘exceedance’ as the probability that a randomly selected worker would be exposed above the OEL on a randomly selected day. The exceedance for group  $h$  will be designated by  $\gamma_h = P\{X_{hij} > OEL\}$  and is represented in the left of Fig. 1 by the area under the probability density function (PDF) for exposures greater than the OEL; in this illustration  $\gamma_h = 0.048$ . Notice that not all persons in the group necessarily share the same exceedance; for example, in Fig. 1 the conditional exceedance of worker 5 is much greater than that of worker 1, the difference being a function of the between-worker variability.

As noted above, overexposure is defined as the probability that a worker’s cumulative exposure would exceed that inherent in the OEL. Since cumulative exposure is the product of the mean exposure and time, i.e.,  $CE_{h,i} = \mu_{x,hi} \times t$  where  $t$  is fixed in the OEL (e.g., 45 years in the U.S.), we can regard a worker as being overexposed when  $(\mu_{x,hi} \times t) > (OEL \times t)$  or simply when  $\mu_{x,hi} > OEL$ . Thus, the probability of overexposure for group  $h$  will be designated as  $\theta_h = P\{\mu_{x,hi} > OEL\}$ , which is represented by the PDF for exposures greater than the OEL in Fig. 1 (right); in this case  $\theta_h = 0.02$ .

For any group, probabilities of overexposure and exceedance depend upon the particular within- and between-worker variance components. Values of  $\theta_h$  and  $\gamma_h$  have

been estimated for a large number of observational groups based upon a one-way random effects model (4). Cumulative distributions of the estimates, designated  $\hat{\theta}_h$  and  $\hat{\gamma}_h$ , respectively, are shown in Fig. 2 for 179 observational groups. In the hypothetical case illustrated in Fig. 1,  $\theta_h$  was about half of  $\gamma_h$ . In fact, from the groups summarized in Fig. 2,  $\hat{\gamma}_h$  was greater than  $\hat{\theta}_h$  in 93 cases,  $\hat{\gamma}_h$  was less than  $\hat{\theta}_h$  in 30 cases, and  $\hat{\gamma}_h$  and  $\hat{\theta}_h$  were both effectively zero ( $<0.001$ ) in 56 cases.



**Figure 2.** Cumulative distributions of estimates of exceedance ( $\hat{\gamma}$ ) and overexposure ( $\hat{\theta}$ ) for 179 observational groups of workers (from [Rappaport, 2000 #1406]).

### Comparing Strategies

We will now consider alternative strategies for assessing exposures. In each case, the following three criteria will be used: 1) the ability to rigorously define acceptable exposure, 2) the relationship between the outcome and long-term health risk, and 3) whether options for control can be weighed. Points will be illustrated with measurements of welding fumes among 61 construction workers in 4 observational groups representing the different unionized construction trades in the U.S. (5). As shown in Fig. 3 these 191 personal measurements varied greatly; indeed, the air levels covered a 557-fold range ( $0.067 - 37.3 \text{ mg/m}^3$ ) and many measurements exceeded the OEL, represented by the current TLV for welding fumes of  $0.05 \text{ mg/m}^3$ .

1) Compliance Testing. The traditional strategy is referred to as ‘compliance testing’, where any measurement above the OEL leads to a decision of unacceptable exposure (noncompliance) (6). The exceedance and the number of measurements obtained in a survey determine the probability of compliance for a given group according to the expression (7):

$$P(\text{Comp.}) = (1 - \gamma_h)^N$$



where  $N$  is the number of measurements. Since few measurements tend to be made (rarely more than 4 per survey (4)), this strategy leads to different outcomes, depending upon sample size. For example, for the 4 groups of construction workers the following probabilities of compliance would be observed with 1 or 4 measurements:

Group (h)	$\hat{\gamma}_h$	P	
		N=1	N=4
BM	0.971	0.029	0.000
IW	0.814	0.186	0.001
PF	0.147	0.853	0.529
WF	0.128	0.872	0.578

Here, it seems likely that exposures of boiler makers (BM) and iron workers (IW) would be declared unacceptable regardless of sample size, because the exceedances are so great. However, for the pipe fitters (PF) and welder fitters (WF) the outcome depends critically upon the sample size; that is, exposure would likely be declared acceptable when  $N = 1$  and unacceptable when  $N = 4$ . Since the exceedances of the PF and WF are still rather large (13 – 15%), compliance testing tends to be anticonservative and poorly suited for health surveillance (4). Regarding recommendations for controls, compliance testing is based upon such small numbers of measurements that there would be insufficient data with which to differentiate among group-based and individual-based options. Thus, one would be bound to recommend engineering controls in any situation deemed to be unacceptable. In summary, this traditional strategy has little to recommend it other than its simplicity.

**2) Evaluating Exceedance.** The exceedance strategy seeks to limit the probability that a typical shift-long exposure would exceed the OEL. By selecting an *a priori* acceptable probability of exceedance, this strategy can be rigorously implemented (reviewed by (3)). However, given the poor connection between exceedance and workers long-term cumulative exposures, selection of this acceptable exceedance becomes problematic. As shown in Fig. 4, when the exceedance is ‘small’ it represents an upper limit of the probability of overexposure, and when exceedance is ‘large’ it represents a lower limit of the probability of overexposure. Since the particular point of transition, where exceedance changes from a conservative to an anticonservative surrogate for overexposure, depends upon information that cannot generally be obtained from the data (the within- and between-worker variance components), a small level of acceptable exceedance must be used (e.g., 5% or less). In such cases, tests of exceedance tend to be very conservative, declaring exposures unacceptable even when the probabilities of overexposure are trivial. Certainly,

exposures of the four groups of construction workers ( $0.12 < \hat{\gamma}_h < 0.98$ ) would be declared unacceptable when tested against an acceptable exceedance of 0.05. Furthermore, because the statistical tools used to evaluate exceedance require independent data, only one measurement per worker can be used for evaluation. Thus, this strategy is unlikely to yield information about interindividual variability that might be used for optimizing controls and engineering controls become the only option. In summary, while the exceedance strategy is much better than compliance testing for making decisions, it is likely to be overly conservative in many instances, it is cumbersome to implement (because only one measurement can be used per worker) and it is not suited for weighing control options.

**3) Evaluating Overexposure.** Given the problems of the compliance and exceedance strategies, hygienists should consider direct tests of overexposure for assessing exposures. Statistical tools are now available for simultaneously testing multiple groups within a factory or industry and for using the data to select between group-based and individual-based controls (5, 8). To illustrate, consider the welding fume exposures once again and an *a priori* acceptable probability of overexposure of ( $\theta_{acc.} = 0.10$ ) (5, 8). As shown below,  $\hat{\theta}_h$  ranges from 0.06 for PF to 1.00 for BM and none of the groups would be declared acceptable (against  $\theta_{acc.} = 0.10$ ), based upon hypothesis testing with the existing samples (8). However, unlike the compliance- and exceedance-based strategies, the evaluation of overexposure requires repeated measurements with which to estimate the within- and between-worker variance components. This makes it possible to focus control options upon the magnitude of the between-worker differences. A simple way to do this is to determine the proportion of significant random effects, representing the proportion of workers in the sample having exposures significantly different from those of the group mean (5, 8). For the construction workers, the proportions of significant random effects, which are shown below, indicate that the BM and IW probably had less than 10% significant random effects while PF and WF had 10% or greater. Using 10% significant random effects as a cutoff for deciding between engineering controls (<10%) and individual-based controls ( $\geq 10\%$ ), then it would be logical to recommend engineering controls for BM & IW and individual-based controls for PF & WF.

Group (h)	$\hat{\theta}_h$	Outcome ( $\theta_{acc.} = 0.10$ )	Significant R.E.s (%)	Control
BM	1.000	Unacc.	0/5 (<20)	Engineering
IW	0.879	Unacc.	1/16 (6)	Engineering
PF	0.064	Unacc.	2/21 (10)	Individual
WF	0.124	Unacc.	5/20 (25)	Individual

Finally, if additional information about the working environment is obtained during days that exposures are monitored, this strategy allows the effects of covariates to be evaluated with multivariate models. To illustrate, detailed information about the construction workers' environments were obtained by questionnaire on the days of monitoring. Among many covariates evaluated, it was found that use of portable ventilation and % of time engaged in hot work (and their interaction) significantly affected levels of welding fumes. The results, summarized below indicate that by optimizing these two variables it would be possible to reduce exposures about 2-fold.

Group	Predicted Group Mean ( $\hat{\mu}_{x,h}$ ), mg/m <sup>3</sup>			
	With Portable Ventilation		Without Portable Ventilation	
	≤50% Hot Work	>50% Hot Work	≤50% Hot Work	>50% Hot Work
BM	9.36	16.0	15.6	16.8
IW	4.79	8.18	8.01	8.60
PF	1.73	2.95	2.89	3.10
WF	1.72	2.94	2.88	3.09

---

**\*Correspondentieadres**

Dr. S.M. Rappaport, Ph.D.  
 c/o Institute of Occupational Medicine  
 8 Roxburgh Place  
 EDINBURGH EH8 5U9 SCHOTLAND

## Trends in personal inhalable dust exposure by factory in the Western-European carbon black manufacturing industry between 1987 and 1995

*M.J.A. van Tongeren\**, K. Gardiner, Institute of Occupational Health, University of Birmingham, Edgbaston, H. Kromhout, Environmental and Occupational Health Group, University of Utrecht

### ***Introduction***

Carbon black is a very fine powdered form of almost pure elemental carbon, manufactured by the controlled vapour phase pyrolysis of mainly liquid hydrocarbons. We investigated the relationship between exposure to carbon black and respiratory health effects in the Western European carbon black manufacturing industry. This study was designed as three cross-sectional studies between 1987 and 1995, with measures of respiratory morbidity being taken concurrently with measures of personal dust exposure. A large number of personal inhalable dust measurements were taken during these three cross-sectional surveys.

This paper describes the trend of exposure to inhalable dust over time by using mixed effects analysis of variance. In a previous publication, it was shown that exposure levels in this industry have been reduced significantly since the start of the study. Further analyses were carried out to assess if the trend in exposure was uniform across all factories in Europe.

### ***Methods and Materials***

Exposure to inhalable dust was measured using the IOM sampling head during three sampling periods (Phase I: September 1987 - April 1989; Phase II: May 1991 - April 1992; Phase III: April 1994 - June 1995). The number of factories participating in the study ranged from 16 to 19, depending on Phase, with a total workforce between approximately 2400 to 2900 employees. The factories were located in seven European countries (United Kingdom, France, The Netherlands, Italy, Germany, Spain and Sweden). One factory provided data only in Phase II and was therefore excluded from the analyses here.

Prior to the exposure measurements, all workers were categorised into 8 job categories (Table 1). In each phase and factory, a number of workers from each job category were selected randomly for personal monitoring. Repeated measurements on the same worker were collected in Phase II and III to allow the estimation of the variance components (within- and between worker) in the exposure data.

The Mixed procedure in SAS for Windows was used to examine the within- and between-worker variance components and to test if statistically significant differences

in exposure occurred between factories and phases. The following model was used to describe the data for each job category separately:

$$Y_{gh(ij)} = \ln(X_{gh(ij)}) = \mu_y + \alpha_g + \beta_h + \chi_{gh(i)} + \varepsilon_{gh(ij)} \quad (1)$$

for phase (g) = 1, 2 or 3; for factory (h) = 1 to 18; for  $i = 1, 2, \dots, k_{gh}$  workers in the g-th phase in the h-th factory; and for  $j = 1, 2, \dots, n_{gh(i)}$  measurements of the i-th worker in the g-th phase and the h-th factory. In this model,  $\mu_y$  represents the true underlying mean of log-transformed exposure, averaged over all phases and factories,

$\mu_y = \frac{1}{3 \times 18} \sum_{g=1}^3 \sum_{h=1}^{18} \mu_{y,gh}$ , where  $\mu_{y,gh}$  is the mean of log-transformed exposure for the h-

th factory in the g-th phase ( $\mu_{y,gh} = \mu_y + \alpha_g + \beta_h$ );  $\alpha_g$  represents the fixed effect of the g-th phase;  $\beta_h$  represents the fixed effect of the h-th factory;  $\chi_{gh(i)}$  represents the random effect of the i-th worker; and  $\varepsilon_{gh(ij)}$  represents the random within-worker variation. It is

assumed that  $\sum_{g=1}^3 \alpha_g = 0$  and  $\sum_{h=1}^{18} \beta_h = 0$ ; that  $\chi_{gh(i)}$  and  $\varepsilon_{gh(ij)}$  are normally distributed with

mean=0 and variances of  $\sigma_{B,gh}^2$  and  $\sigma_{W,gh}^2$ , respectively, representing the between- and within-worker variance components; and that the random worker ( $\chi_{gh(i)}$ ) and day ( $\varepsilon_{gh(ij)}$ ) effects are statistically independent. In these analyses, the  $\sigma_{B,gh}^2$  and  $\sigma_{W,gh}^2$  were kept fixed across all phases and factories.

An interaction term between phase and factory was included in the mixed-effect model to test if the trend in the log-transformed exposure data from Phase I to Phase III was dependent on factory.

## Results

In total, 7794 personal inhalable dust exposure measurements were collected from 2734 workers. Personal inhalable dust exposure reduced significantly between the first and the third survey. The largest reductions were found for the warehousemen (GM from 1.3 mg/m<sup>3</sup> to 0.8 mg/m<sup>3</sup>); site cleaners (GM from 1.2 to 0.4 mg/m<sup>3</sup>); process operators (GM from 0.6 to 0.3 mg/m<sup>3</sup>); and fitters/welders (GM from 1.1 to 0.5 mg/m<sup>3</sup>) (Table 1). The mean annual declines across the factories ranged between 5% for the administrative staff to 14% for the site cleaners (Table 1).

There were, however, large differences in reductions in exposure levels between the factories. With the exception of two job categories (process operator/conveyor operator and site cleaner) was the interaction term between factory and phase statistically significant, indicating that the trend in log-transformed exposure varied between the factories. For example, the mean annual decline between Phase I and III for the warehousemen ranged from -0.8% (a slight increase in exposure) for a factory in Italy to 25.7% for a factory in The Netherlands (Table 2). Interestingly, the factory in The Netherlands had the highest geometric mean exposure for the

warehousemen in the first survey (GM 3.5 mg/m<sup>3</sup>), whilst the factory in Italy one of the lowest (GM 0.7 mg/m<sup>3</sup>). Also in other factories with high exposure levels in Phase I for the warehousemen, such as factories 5 and 18, were high annual declines of exposure observed (22 and 15%, respectively).

**Table 1:** Geometric mean exposures for Phase I, II and III and mean annual decline between Phase I and III by job category

	GM Phase I (mg/m <sup>3</sup> )	GM Phase II (mg/m <sup>3</sup> )	GM Phase III (mg/m <sup>3</sup> )	Annual decline (%)
job category				
Administrative staff	0.16	0.14	0.11	5.0
Laboratory staff/ control room operator	0.32	0.25	0.18	7.9
Instrument mechanic/ electrician	0.50	0.41	0.30	7.2
Process foreman/ furnace operator	0.44	0.31	0.22	9.4
Fitter/welder	1.05	0.56	0.46	11.2
Process operator/ conveyor operator	0.63	0.55	0.33	9.1
warehouseman	1.32	0.70	0.77	7.3
Site cleaners	1.25	1.06	0.45	13.6

Also for other job categories, there appeared to be a reasonably strong correlation (>0.5) between the geometric mean exposure in the first survey and the annual decline for most job categories, with the exception of the process foreman, the fitters/welders and the site cleaners.

**Table 2:** Geometric mean inhalable dust exposure for the Warehousemen by factory and Phase and the mean annual decline.

Country	Factory	Phase I GM (mg/m <sup>3</sup> )	Phase II GM (mg/m <sup>3</sup> )	Phase III GM (mg/m <sup>3</sup> )	Decline (%/year)
UK	1	1.86	1.44	1.63	1.85
	2	1.54	0.82	0.45	16.12
France	3	2.04	1.36	0.72	13.86
	4	1.00	0.71	0.64	6.29
	5	3.17	0.35	0.54	22.40
Germany	6	1.53	1.03	1.26	2.65
	7	0.06	0.18	-	-46.16 <sup>†</sup>
	8	0.52	0.58	-	-3.68 <sup>†</sup>
	9	3.36	1.64	1.11	14.65
	10	1.85	0.84	0.63	14.33

		Phase I	Phase II	Phase III	
Country	Factory	GM (mg/m <sup>3</sup> )	GM (mg/m <sup>3</sup> )	GM (mg/m <sup>3</sup> )	Decline (%/year)
The Netherlands	11	3.54	0.80	0.44	25.68
	12	2.17	0.83	0.63	16.25
Italy	13	0.35	0.17	-	20.95 <sup>†</sup>
	14	-	-	-	-
Spain	15	0.72	1.27	0.76	-0.76
	16	2.51	0.92	0.86	14.20
Sweden	17	1.35	0.27	1.13	2.46
	18	3.00	1.16	0.85	16.52
Total		1.32	0.70	0.77	7.30 <sup>‡</sup>

<sup>†</sup> Annual decline from Phase I to Phase II only.

<sup>‡</sup> Average annual decline based on those factories with data from Phase I to III.

## Discussion

This paper describes the results of the exposure measurements taken for a large study in the carbon black manufacturing industry. In a previous publication a statistically significant reduction of exposure was observed for all job categories in this industry. However, the reduction in the log-transformed exposure data varied significantly between the factories for all but two job categories. The mean annual decline of exposure was generally associated with the level of exposure in the first survey. This probably indicates that some factories have introduced new technology and control measures to reduce exposure prior to the first survey, whilst others have lagged behind and introduced these measures during study.

---

### \*Correspondentieadres

Dr. M. van Tongeren, PhD  
Institute of Occupational Health University of Birmingham  
Edgbaston Birmingham B15 2TT ENGLAND

## Occupational exposure in general population studies

A. 't Mannetje\*, International Agency for Research on Cancer (IARC), Unit of Environmental Cancer Epidemiology, IRAS-EOH, Universiteit Utrecht

Occupational cancer epidemiology aims on identifying occupational carcinogens and on evaluating associated risk. Ultimately, it aims on a safe work environment. In the past, the field of occupational epidemiology has been successful in approximating this goal. Many chemicals classified as carcinogens by the International Agency for Research on Cancer (IARC), were first evaluated in the workplace (Blair *et al.*, 1999). Population based studies play an important role in evaluating carcinogens, as they can be regarded as a natural experiment in which one can study the relation between disease and exposure, on levels such as actually occur in the general population.

In recent years, the field of occupational cancer epidemiology has been less successful in identifying and evaluating carcinogens in the workplace. On one hand, it seems that most major occupational carcinogens have already been identified. On the other hand, we are left with a long list of substances for which epidemiological data are inconclusive. There is also evidence, that many occupational carcinogens remain to be identified. This is illustrated by the numerous associations between cancer and individual occupations for which the specific agents have not been recognized, and the large number of established animal carcinogens that have not been well investigated in humans (Blair *et al.*, 1999). The above suggests, that workers continue to be exposed to substances that may be hazardous, but are not yet recognized as such.

The classic approaches and study designs in occupational epidemiology have however not been able to identify and evaluate these possible carcinogens adequately. The two main reasons for this are thought to be insufficient sample size and inadequate exposure assessment (Siemiatycki, 1995). Especially in study designs for which exposure can only be estimated retrospectively, such as the case-control study, the misclassification of exposure is a problem. The case-control study design is often applied to study rare diseases with long latency periods, such as cancer. Cases and controls are involved in the study, often long after exposure has occurred. Exposure can therefor only be estimated retrospectively, and objective exposure measurements in the subjects workplace are rarely available. Misclassification of exposure is therefor substantial in retrospective studies, masking possible elevated or reduced risks. The improvement of methods for exposure assessment has therefor been put forward as a research priority in occupational epidemiology.

Different methods for retrospective exposure assessment have been proposed and applied in case-control studies (McGuire *et al.*, 1998). Roughly, one can distinguish self-report of exposure, job title/industry as a surrogate of exposure, job-exposure matrices, and case-by-case expert assessment.

In self-report of exposure, the study subject is directly asked if exposure to a certain agent has occurred during their work. This method is obviously restricted by the



awareness of the worker of their exposure, which is often limited for individual chemical substances. Self-report of exposure can also be influenced by the case-control status of the subject, as cases can be more likely than controls to remember exposures in past jobs since they often have given more thought to the possible causes of their condition (recall bias).

Job title and industry group can be used as surrogates for exposure. When an elevated risk is found for a certain occupation, this can lead to useful hypotheses to what occupational exposure could be responsible for this. An advantage is also that its application is relatively inexpensive. The method is however only useful, if the exposure occurs in a large proportion of workers with a certain job title, and is concentrated in only a small number of job categories. This is however not often the case. Even if a relation between job and disease is found, the exposure responsible can only be assumed, and using job title as a surrogate of exposure is therefor not useful for hypothesis testing.

A job-exposure matrix (JEM) is a cross classification of job titles and different occupational exposures. A JEM assigns exposure based on job title, sometimes in combination with industry title, or time period. The measure of exposure is either dichotomous (never/ever exposed) or ordinal (e.g. low/medium/high). JEM however assume that all subjects in a certain occupational group are uniformly exposed, and misclassification of exposure can therefor be substantial using this method.

Since the 1980's, case-by-case expert exposure assessment has been put forward as a promising tool for estimating occupational exposure retrospectively. The expert assessment consists of two steps, (1) the completion of an occupational questionnaire of each subject by an interviewer, (2) the evaluation of exposure by an expert based on the questionnaire as well as the experts their own knowledge. The experts (e.g. occupational hygienist, chemist, occupational physician), need a broad knowledge of different exposures and different occupations in which the exposures can occur. The experts evaluate the exposure by using several indices of exposure such as intensity, frequency and the expert's confidence that the subject has been exposed.

The main drawback of all methods described above, is the difficulty in evaluating their validity in the absence of a gold standard. The few validity studies done, indicate that in all methods, a considerable amount of misclassification can occur (Stewart, 1999). Besides a better evaluation of validity, there is an urgent need for exploring the performance of estimation methods in more detail, to determine when the methods perform well and when they do not. The lack of documentation as to how the estimates were developed, is also obstructing the improvement of exposure estimation methods (Stewart, 1999). Consequently, no standardized methods exist for the retrospective assessment of occupational exposures.

However, a general consensus exists about the need of a quantitative exposure assessment, as opposed to qualitative estimates such as low/medium/high or simply duration of exposure. Quantitative exposure data enable the investigation of a dose-

response relation, which is considered an important criteria for causation (Hill, 1965). The availability of quantitative exposure data also facilitates valid comparison of risk and dose-response relations between studies, countries and industries.

In summary, in order to better evaluate carcinogens in the workplace through epidemiological studies, an improvement of exposure assessment methods is required. The need for quantitative exposure data and reduction of exposure misclassification in epidemiological studies, urges a further integration of occupational hygiene in the field of occupational epidemiology.

## ***References***

- Blair A, Rothman N, Hoar Zahm S. 1999. Occupational cancer epidemiology in the coming decades. *Scand J Work Environ Health* 25 (6 special issue): 491-497.
- Hill AB. 1965. The environment and disease: Association or causation. *Proc R Soc Med* 58: 295-300.
- McGuire V, Nelson LM, Koepsell TD, Checkoway H, Longstreth WT Jr. 1998. Assessment of occupational exposures in community-based case-control studies. *Annu Rev Public Health* 19: 35-53.
- Siemiatycki J. 1995. Future etiologic research in occupational cancer. *Environ Health Perspect* 103(Suppl 8): 209-215.
- Stewart P. Challenges to retrospective exposure assessment. 1999. *Scan J Work Environ Health* 25(6, special issue): 505-510.

---

### **\*Correspondentieadres**

Mw.ir. A. 't Mannetje  
International Agency for Research of Cancer Unit of Environmental Cancer Epidemiology  
150, Cours Albert-Thomas  
69008 LYON, FRANCE



## Exposure related mutagens in urine of rubber workers associated with inhalable particulate and dermal exposure

R. Vermeulen\*, Occupational Epidemiology Branch, National Cancer Institute, Bethesda, Maryland, R.P. Bos, J. Pertijs, Department of Pharmacology & Toxicology, UMC St. Radboud, University of Nijmegen, Nijmegen, The Netherlands H. Kromhout, Environmental and Occupational Health Group, Utrecht University, Utrecht,

### **Introduction**

Employment in the rubber industry has long been recognized as being associated with excess cancer risks. Mutagenic activity has been found in chemicals used as raw materials, in airborne rubber dust and fume samples taken from the workplace and in the urine of exposed rubber workers (1-5). Although elevated urinary mutagenicity levels have been detected in these workers, direct relationships with exposure levels seldom have been identified. Only in a study of workers in an aircraft tire retreading company was a direct relationship between urinary mutagenicity and dermal exposure to cyclohexane soluble matter (CSM) found (5). The suggestion that dermal exposure could be an important exposure route in the rubber industry also is supported by the observation that the amount of a contaminant available for uptake through the skin could be up to ten times higher than through inhalation, depending on the specific situation in the work place and use of personal protective devices (6).

### **Methods**

This study was conducted to determine the relationship of the inhalation and dermal exposure routes and mutagenic activity in the urine of rubber workers (n=105). Mutagenic activity of ambient total suspended particulate matter (TSPM), surface contamination and Sunday and weekday urine samples was assessed with *S. typhimurium* YG1041 in the presence of a metabolic activation system. Each subject was grouped into one of two exposure categories for dermal exposure (high ( $\geq 25$  rev/cm<sup>2</sup>), low ( $< 25$  rev/cm<sup>2</sup>)) based on the mutagenic activity detected on likely skin contact surfaces. Subjects were also grouped into two airborne mutagenic exposure categories (high ( $\geq 210$  rev/m<sup>3</sup>), low ( $< 210$  rev/m<sup>3</sup>)). The potential influence of skin aberrations and biotransformation polymorphisms (NAT2) on urinary mutagenicity levels also was evaluated.

### **Results**

An elevated increase of 1605 rev./g. creat. in urinary mutagenicity during the workweek relative to levels observed on Sunday was observed for the total population (t-test, p=0.08). The increase was most pronounced among technical engineers (+4196 rev./g. creat.; t-test, p=0.08) and subjects who were exposed to high levels of airborne

mutagenicity levels and had a high potential for dermal contact with surfaces contaminated with substances exhibiting mutagenic activity (+3206 rev./g. creat. ;*t*-test,  $p=0.12$ ). Subsequent multivariate regression analyses, with the subjects' weekday urinary mutagenicity levels as the dependent variable, revealed significant associations with the level of mutagenic contamination on surfaces with which the subjects had potential contact, with subjects' inhalable particulate exposure level, with observed skin aberrations, and when the subjects had a slow acetylation phenotype. Similar associations were observed with Sunday urinary mutagenicity levels, except for the association with the slow-acetylation phenotype. High potential for exposure to surface contamination with mutagenic activity was estimated to increase weekday urinary mutagenicity by about 67% when compared to low exposed workers, while high inhalable particulate exposure levels increased weekday urinary mutagenicity levels by about 23%. Subjects with skin aberrations revealed an additional increase in weekday urinary mutagenic activity of about 40% compared to subjects without skin aberrations.

## ***Discussion***

These results suggest that the dermal exposure route may contribute more to the level of urinary mutagens of rubber workers than the inhalation route, especially since subjects with skin aberrations revealed an additional increase in weekday urinary mutagenicity levels compared to subjects without skin aberrations. In addition, the levels of mutagens in urine were modulated by NAT2-dependent enzyme activity, with slow acetylators having higher levels of mutagens in their urine than fast acetylators. Prevalence rates of these unfavorable skin and biotransformation conditions in this population were 40% and 60%, respectively, and therefore were important for a significant proportion of the studied workforce.

## ***References***

1. Baranski, B., Indulski, J., Janik, S.E. and Palus, J. Mutagenicity of airborne particulates in the rubber industry. *J.Appl.Toxicol.* 9:389-393, 1989.
2. Sorsa, M., Falck, K., Maki, P.J. and Vainio, H. Genotoxic hazards in the rubber industry. *Scand.J.Work.Environ.Health* 9:103-107, 1983.
3. Crebelli, R., Falcone, E., Aquilina, G., Carere, A., Paoletti, A. and Fabri, G. Mutagenicity studies in a tyre plant: in-vitro activity of urine concentrates and rubber chemicals. *IARC.Sci.Publ.* 289-295, 1984.
4. Falck, K., Sorsa, M., Vainio, H. and Kilpikari, I. Mutagenicity in urine of workers in rubber industry. *Mutat.Res.* 79:45-52, 1980.
5. Bos, R.P., Kromhout, H., Ikinck, H., Haan de, W., Koppejan, J. and Theuws, J.L. Mutagens in urine of non-smoking and smoking workers in an aircraft tyre retreading plant. Skin exposure as a causal factor? *Mutat.Res.* 223:41-48, 1989.

6. Kromhout, H., Swuste, P. and Boleij, J.S. Empirical modelling of chemical exposure in the rubber-manufacturing industry. *Ann.Occup.Hyg.* 38:3-22, 1994.

---

**\*Correspondentieadres**

Dr.ir. R. Vermeulen  
National Cancer Institute Occupational Epidemiology Branch  
6120 Executive Blvd. EPS 8091, MSC 7240 Bethesda  
Maryland 20892-7240, U.S.A.



## Peak exposure to volatile organic compounds during spraying activities

L. Preller\*, N. de Pater, TNO Chemistry, Dept Chemical Exposure Assessment, Zeist, I. Burstyn, H. Kromhout, EOH Group, Institute for Risk Assessment Sciences, Utrecht University, Utrecht

### Introduction

Chronic Toxic Encephalopathy (CTE) attributed to occupational exposure to volatile organic compounds (VOCs) is at present subject of discussions in The Netherlands. It has been suggested that CTE may be stronger related to regularly occurring peak exposures rather than more or less constant concentrations during a shift.

The aim of the present study was to support the discussion on standardisation of peak exposure to neurotoxic VOCs by giving information on both the exposure profiles and the correlation structure between different measures of peak-exposure.

The study was restricted to situations where VOCs were dispersed by spraying.

### Methods

Personal inhalation exposure to VOCs was measured each second during one spraying session (lasting for 4.6 to 159 min) with a Photo-Ionization Detector (PID) for real-time monitoring during spraying activities, for twenty-seven persons in fifteen companies. Charcoal tube samples were taken to determine composition of the VOC-mixture, for correction of PID-readings and assessment of the OEL of the mixture ( $OEL_{mix}$ ).  $OEL_{mix}$  depends on the fractions of the specific compounds in the mixture and their OELs (ECETOC, 1997).

The industries measured included the glass-reinforced plastics industry ( $n=7$ ), shoe manufacturing ( $n=5$ ), (industrial) spray painting of transportation means ( $n=8$ ), production of mattresses ( $n=2$ ), production of furniture and window frames ( $n=4$ ) and leather covering of car seats ( $n=1$ ). In these industries, coatings, glue and resins are dispersed by spraying.

There is no univocal definition of peak exposure. Therefore several measures of peak exposure were considered in the present study. A peak exposure was defined as a period during which exposure exceeds a reference level, in this study  $OEL_{mix}$  and the TWA exposure of the observation period of each observed worker. Six peak characteristics were distinguished: *number of peaks per hour*, *duration of peaks* and *time between peaks* being time related measures, and *average concentration* (=average of the one-second readings per peak), *maximum concentration* (highest one-sec. reading per peak) and *ratio between maximum and average concentration* per peak being intensity related measures. For all characteristics, the average value over the spray period was calculated. For all observations, the 6 characteristics were



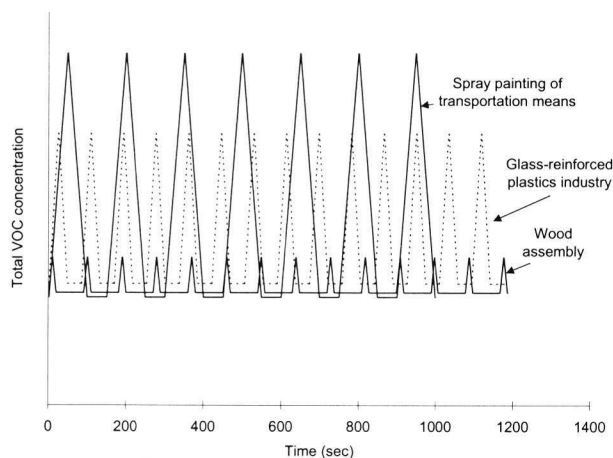
determined for both reference levels and 3 averaging time (5 sec., as proxy for inhalation duration, 1 min., and 15 min, already in use in standard setting), resulting in 36 peak measures. For each second the average concentration was calculated for the preceding averaging time period.

Exposure profiles were described in terms of peak exposure measures. Associations between TWA exposure and peak exposure measures and peak exposure measures mutually were studied using principal component analysis (PCA) (on 24 variables based on 5 sec. and 1 min. averages and on TWA exposure) and by determination of correlation coefficients.

## Results

TWA exposure varied from 6.8 to 341 ppm and  $OEL_{mix}$  from 26 to 288 ppm.

The results show variation in exposure profiles between as well as within industries. Industry specific peak patterns are schematically given in Figure 1. Exposure is only presented when exceeding the industry specific  $OEL_{mix}$ . The shoe industry, with much higher  $OEL_{mix}$  and very few peaks, is not presented.



**Figure 1.** Average exposure pattern per industry (schematised), based on peak measures determined for 5 sec. averaging time and  $OEL_{mix}$  as reference.

Peak measures were influenced by reference level and averaging time to a certain extent, except for maximum concentration and average concentration. Use of longer averaging time resulted into less peaks per hour, longer duration of peaks and more time between peaks, and comparable ratio, maximum concentration and average concentration averaged over the spray period. For the studied workers, using  $OEL_{mix}$  in stead of TWA as a reference level resulted into fewer peaks per hour, longer duration of peaks and more time between peaks, higher ratio, and no influence on peak maximum and average concentration. Part of the latter results will strongly depend on

the proportion of observations in which TWA exceeds  $OEL_{mix}$ , in this study this occurred 13 times (48%).

PCA yielded three relevant principal components to describe exposure profiles. For each principal component a representative peak measure was chosen, resulting in the following three exposure characteristics for description of peak exposure profiles, *i.e.* TWA exposure, time between peaks, and number of peaks per hour. Based on PCA and correlation coefficients, TWA exposure, maximum concentration and average concentration of a peak were highly correlated.

### ***Discussion and conclusions***

In the literature, information on peak exposure especially with respect to chronic health effects is very scarce. For exposure to VOCs, a more harmful effect of peak exposure compared to constant exposure has been suggested (ECETOC 1996). For this hypothesis, evidence is lacking and peak exposure is not defined. PBPK-modelling with realistic exposure scenarios by Bos et al. (1998) showed that in certain circumstances, the concentration of the compound in the brain is higher when exposed to during the working day fluctuating concentrations compared to constant exposure, with the same total day dose.

Different alternatives to define peak exposure were analysed. The study was restricted to periods during which products containing VOCs were dispersed by spraying. Results can differ for other applications and for situations in which a less restrictive sampling period is considered.

An increase in averaging time affected time related peak measures, but not intensity related measures. A larger averaging time dampens the highest individual peaks, resulting into comparable values for maximum and average peak concentration and for their ratio because short (low) peaks do not contribute to the average.

The selected exposure measures based on PCA follow normal exposure assessment strategies with intensity, duration and frequency of exposure being the designated parameters to characterise exposure. Since these (peak) exposure measures can be distinguished, their potential separate effect can be studied with respect to exposure-response relationships and, in case of expected or proven biological relevance, used for standard setting purposes.

The high correlation between TWA exposure, maximum and average peak concentration indicated that their individual effect on health can not be assessed and that separate standard setting for these intensity related parameters will be redundant in this exposure situation. The loading of time related exposure measures on other components in the PCA-analysis suggests that these measures could be studied as different characteristics of peak exposure in exposure-response analyses. With proven biological relevance, they could be used for standard setting and compliance purposes.

In general, the approach of using PCA supported by correlation calculations can be used for selection of relevant exposure measures with respect to exposure-response relationships, standard setting and compliance purposes. It can be applied to different exposure situations, with other types of hazardous substances and with different types of biologically relevant exposure measures.

## ***References***

Bos, P.M.J., Preller, E.A., Hissink, et al. (1998). Peak exposure to volatile organic solvents in relation to chronic toxic encephalopathy. Zeist, The Netherlands, TNO Report V98.843.

ECETOC, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (1996). Chronic neurotoxicity of solvents. Technical Report no. 70. Brussels, Belgium.

ECETOC, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (1997). Occupational Exposure Limits for Hydrocarbon Solvents. Special Report No. 13. Brussels, Belgium.

---

### **\*Correspondentieadres**

Mw. L. Preller  
TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek  
Postbus 360  
3700 AJ ZEIST

## Historische beoordeling van blootstelling aan oplosmiddelen in het kader van OPS-claims - ervaringen uit de praktijk

*J. van Rooij\**, IndusTox Consult, Nijmegen

In het kader van OPS-claims heeft IndusTox Consult meerdere malen een retrospectieve beoordeling van de blootstelling aan oplosmiddelen uitgevoerd. Op basis van deze ervaring is een beoordelingsmethodiek ontwikkeld die bestaat uit een zestal onderdelen:

### Stap 1. Opdeling blootstellingsperiode in tijdsblokken

Bij OPS-claims gaat het vaak over een blootstellingsperiode van 10 jaar of meer. Deze periode wordt opgesplitst in tijdsblokken met vergelijkbare arbeidshygiënische cultuur.

*Aanpak:* bestuderen dossier, gesprek met bedrijfsleider, en indien mogelijk bezoek werkplek.

### Stap 2. Retrospectieve analyse van werkzaamheden per tijdsblok

Per tijdsblok wordt een overzicht gemaakt van de uitgevoerde taken/ werkzaamheden, duur en frequentie, gebruikte chemische producten, gebruik van persoonlijke beschermingsmiddelen, en voor de blootstelling aan oplosmiddelen relevante werkplekkenmerken, zoals ventilatievoorzieningen.

*Aanpak:* interviews met 3 oud-collega's

### Stap 3. Schatting van de blootstelling per taak

Per tijdsblok wordt van elke taak een schatting gemaakt van de blootstelling.

*Aanpak:* Meestal zijn er geen of zeer summier meetgegevens beschikbaar van het betreffende bedrijf. Welke methode wordt ingezet bij het schatten van de blootstelling hangt af van de gegevens die beschikbaar zijn:

- historische meetgegevens van branchegenoten
- recente meetgegevens van bedrijf door terugwaartse extrapolatie,
- het expertsysteem EASE,
- eenvoudige rekenmodellen.

Stap 4.      Berekening van de tijdgewogen gemiddelde blootstelling per blok

Stap 5.      Toetsing van blootstelling aan MAC-waarde

*Aanpak:* De blootstelling wordt getoetst aan de MAC-waarde zoals die in het betreffende tijdsblok gold. Omdat werknemers vaak aan meerder oplosmiddelen tegelijk worden blootgesteld wordt de toetsing aan de MAC-waarde uitgevoerd volgens de additieregel.

Stap 6.      Onzekerheidsmarge van blootstellingsbeoordeling

Op basis van de hoeveelheid en kwaliteit van de beschikbare historische informatie wordt een onzekerheidsmarge vastgesteld. Het uiteindelijke resultaat van de blootstellingsbeoordeling geeft derhalve een bandbreedte waarbinnen de blootstelling naar alle waarschijnlijkheid heeft gelegen: bijvoorbeeld 5-25 % van de MAC-waarde.

De methodiek wordt gepresenteerd aan de hand van twee cases: een vertegenwoordiger in oplosmiddelhoudende ontvetters en een tapijtlegger.

---

**\*Correspondentieadres**

Dr. J. van Rooij  
IndusTox Consult  
Postbus 31070  
6503 CB NIJMEGEN

## Evaluatie van de beoordeling van blootstelling door het Solvent Team

*Th. Huy\**, HuyBoer Consultancy, Overveen, W. Fransman, H. Kromhout, Universiteit Utrecht, Institute for Risk Assessment Sciences, afd. Gezondheidsleer, Wageningen

### ***Inleiding***

In 1995 is een protocol ontwikkeld voor de diagnostiek van CTE in opdracht van het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid door het Nederlands Centrum voor Beroepsziekten (NCvB). In dit protocol wordt uitgegaan van een multidisciplinaire aanpak, die wordt uitgevoerd door zogenaamde Solvent Teams. Solvent Teams zijn geformeerd in het Academisch Medisch Centrum te Amsterdam en in het Medisch Spectrum te Enschede en bestaan uit een bedrijfsarts, neuroloog, neuropsycholoog en een arbeidshygiënist. Binnen de diagnostische procedure is het de taak van de arbeidshygiënist om aan de hand van de arbeidsanamnese van de patiënt een schatting te maken van de blootstelling aan neurotoxische stoffen. Dit oordeel over de blootstelling aan neurotoxische stoffen is gebaseerd op de optelsom van de te schatten variabelen duur van de blootstelling, werkplekconcentratie, piekblootstelling en persoonlijke beschermingsmiddelen. Deze eindscore wordt vervolgens vertaald naar een eindoordeel (lage, middelmatige of hoge blootstelling)

In onderzoek uitgevoerd door de afdeling Gezondheidsleer van het Institute for Risk Assessment Sciences van de Universiteit Utrecht in samenwerking met het Nederlands Centrum voor Beroepsziekten, zijn de reproduceerbaarheid en validiteit van deze methode voor de beoordeling van blootstelling bepaald. Bovendien is de methode afgezet tegen methoden die in andere landen gebruikt worden en andere methoden voor schatting van blootstelling.

Doel van dit onderzoek was deze blootstellingbeoordeling uitgevoerd door de beide Solvent Teams te evalueren.

### ***Literatuuroverzicht***

In de eerste fase van het onderzoek is een overzicht verkregen van vergelijkbare methoden die gebruikt worden in het buitenland. Hierbij is op basis van resultaten uit een vragenlijst voor een aantal landen de blootstellingbeoordeling beknopt beschreven. Daarnaast zijn in deze fase andere methoden voor het schatten van blootstelling beschreven die niet specifiek voor blootstelling aan neurotoxische stoffen zijn ontwikkeld.

### ***Reproduceerbaarheid***

De tweede fase van het onderzoek bestond uit het testen van de reproduceerbaarheid van de gebruikte methode voor het schatten van blootstelling aan neurotoxische stoffen door 102 reeds beoordeelde cases opnieuw te laten beoordelen door andere schatters binnen de Solvent Teams en door twee externe schatters van de afdeling

Gezondheidsleer van het Institute for Risk Assessment Sciences van de Universiteit Utrecht.

De reproduceerbaarheid is getest per deelscore (duur, werkplekconcentratie, piekblootstelling, pbm's, eindscore, eindoordeel). Hieruit bleek dat de reproduceerbaarheid van de drie interne schatters van de Solvent Teams van de duur-score (range Cohen's kappa ( $\kappa_w$ ): 0,44 – 0,60) en de pbm-score (range  $\kappa_w$ : 0,27 – 0,57) redelijk was, maar dat de reproduceerbaarheid van de overige scores zeer matig was: werkplekconcentratie-score (range  $\kappa_w$ : -0,21 – 0,08), de piekblootstelling-score (range  $\kappa_w$ : -0,14 – 0,29), de eindscore (range  $\kappa_w$ : 0,03 – 0,12) en het eindoordeel (range  $\kappa_w$ : 0,07 – 0,29). De externe schatters vertoonden meer overeenkomst, maar een vergelijkbaar patroon voor wat betreft de deelscores.

**Tabel 1** Reproduceerbaarheid van de 102 cases per deelscore.

	<b>AH<sub>E</sub>+BA<sub>E</sub>+AH<sub>A</sub></b>	<b>AH<sub>E</sub>+BA<sub>E</sub></b>	<b>AH<sub>E</sub>+AH<sub>A</sub></b>	<b>BA<sub>E</sub>+AH<sub>A</sub></b>	<b>BD<sub>1</sub>+BD<sub>2</sub></b>
<b>Duur</b>					
<b>N</b>	102	102	102	102	102
<b>p<sub>0</sub></b>	0,71	0,81	0,75	0,82	0,83
<b><math>\kappa_w</math></b>	0,55	0,59	0,44	0,60	0,71
<b>ICC</b>	0,62	0,64	0,58	0,64	0,84
<b>Werkplekconcentratie</b>					
<b>N</b>	102	102	102	102	102
<b>p<sub>0</sub></b>	0,18	0,26	0,43	0,54	0,57
<b><math>\kappa_w</math></b>	-0,02	-0,21	0,00	0,08	0,30
<b>ICC</b>	0,05	0,00	0,05	0,14	0,40
<b>Piekblootstelling</b>					
<b>N</b>	102	102	102	102	102
<b>p<sub>0</sub></b>	0,24	0,33	0,61	0,44	0,62
<b><math>\kappa_w</math></b>	0,07	-0,14	0,29	0,03	0,27
<b>ICC</b>	0,14	0,00	0,45	0,07	0,28
<b>Persoonlijke beschermingsmiddelen</b>					
<b>N</b>	102	102	102	102	102
<b>p<sub>0</sub></b>	0,77	0,81	0,89	0,82	0,88
<b><math>\kappa_w</math></b>	0,38	0,27	0,57	0,30	0,66
<b>ICC</b>	0,39	0,29	0,55	0,30	0,69
<b>Eindscore</b>					
<b>N</b>	102	102	102	102	102
<b>p<sub>0</sub></b>	0,12	0,27	0,29	0,34	0,33
<b><math>\kappa_w</math></b>	0,09	0,03	0,10	0,12	0,18
<b>ICC</b>	0,41	0,29	0,51	0,40	0,53
<b>Eindoordeel</b>					
<b>N</b>	102	102	102	102	102
<b>p<sub>0</sub></b>	0,37	0,52	0,61	0,59	0,65
<b><math>\kappa_w</math></b>	0,20	0,07	0,29	0,22	0,36
<b>ICC</b>	0,29	0,15	0,41	0,28	0,45

N = aantal cases dat beoordeeld is

p<sub>0</sub> = percentage overeenstemming ( $0 \leq p_0 \leq 1$ )

$\kappa_w$  = gewogen maat voor overeenstemming gecorrigeerd voor toeval

ICC = maat voor overeenstemming waarin grootte van het verschil meeweegt

## Validiteit

In de derde fase van het onderzoek is de validiteit van de methode getest. Hiervoor zijn 26 arbeidsanamneses samengesteld op basis van informatie uit werkplekonderzoeken van de afdeling Gezondheidsleer. Aan deze 26 cases is een score toegekend voor de werkplekconcentratie door de drie interne schatters van de Solvent Teams en door twee externe schatters van de Chemiewinkel van de Universiteit van Amsterdam. Hierbij is uitsluitend de validiteit van de score van de werkplekconcentratie bepaald, waarbij als gouden standaard de resultaten van de werkplekmetingen zijn gehanteerd.

**Tabel 2** Validiteit van de schatting van de werkplekconcentratie.

	N	$p_0$	sensitiviteit			specificiteit			PPV			NPV			ICC	R
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
AH <sub>E</sub>	26	0,19	0,40	0,25	0,08	0,57	0,39	0,92	0,18	0,15	0,50	0,80	0,54	0,50	0,00	0,14
BA <sub>E</sub>	26	0,31	0,20	0,75	0,08	0,86	0,17	1,00	0,25	0,29	1,00	0,82	0,60	0,52	0,09	0,23
AH <sub>A</sub>	26	0,15	0,20	0,25	0,08	0,33	0,56	1,00	0,07	0,20	1,00	0,64	0,63	0,52	0,00	-0,15
CW <sub>1</sub>	26	0,31	0,20	0,63	0,15	0,67	0,61	0,69	0,13	0,42	0,33	0,78	0,79	0,45	0,00	-0,30
CW <sub>2</sub>	26	0,46	0,20	0,63	0,46	0,71	0,83	0,62	0,14	0,63	0,55	0,79	0,83	0,53	0,00	-0,14

Hieruit bleek dat de validiteit van de score van de werkplekconcentratie zeer matig was (range percentage overeenstemming ( $p_0$ ): 0,15 – 0,31) voor de drie interne schatters van de Solvent Teams. In het algemeen werd de werkplekconcentratie onderschat. De externe schatters vertoonden een vergelijkbare zeer matige validiteit.

## Aanbevelingen

Aanbevolen wordt om op een meer gestructureerde manier informatie te verzamelen, de schatters betere instructies en training te geven en om regelmatig de reproduceerbaarheid te testen. Daarnaast is het verstandig om een nieuwe methode te ontwikkelen voor schatting van de blootstelling, die gebruikt maakt van een database met historische blootstellinggegevens. Het is verstandig hierbij cumulatieve blootstelling en piekblootstelling apart te beoordelen en te scoren.

### \*Correspondentieadres

T. Huy  
Huyboer Consultancy  
Oranje Nassaulaan 169  
2051 HN OVERVEEN





## Exposure to EMF and risk of neurodegenerative diseases in the central nervous system

*C. Johansen\**, Senior epidemiologist, Institute of Cancer Epidemiology, Copenhagen

Residential and occupational exposure to 50-60-Hz electromagnetic fields (EMF) is suspected to have various negative effects on health. Most epidemiological studies have focused on cancer, but some have suggested an association with amyotrophic lateral sclerosis (ALS), Alzheimer's disease, depressive symptoms and headaches, suicide, and heart diseases including myocardial infarction and hypertension.

It has been hypothesized that working in occupations involving above - average exposure to extremely low frequency (ELF) electromagnetic fields (EMF) increase the risk for neurological disease. Thus, in a case-control study of three series of patients with Alzheimer's disease, a three-fold increase in risk (95% CI, 1.6-5.4) was observed among seamstresses, dressmakers and tailors, and exposure to electric shocks and employment in jobs with exposure to electricity have been associated with an increased risk for ALS. In a nationwide cohort of 21,236 men employed in Danish utility companies, we previously found a twofold increase in mortality from ALS, with an indication of a dose-response relationship with exposure to EMF. We therefore concluded that ALS might be causally associated with above-average exposure to EMF or repeated electric shocks.

These findings indicate that EMF or electric shocks may be capable of causing neuronal degeneration leading to various chronic neurological diseases. Another disease of interest in this context is multiple sclerosis (MS), which is usually characterised by a monosymptomatic onset consisting of either sensory symptoms, visual disturbances, weakness or in-coordination. Most commonly, MS is initially characterized by a series of relapses and remissions, but subsequently, over the course of years, it becomes progressive. The clinical course of MS ranges from a fulminating disorder which can be fatal within months (an extremely rare development) to an asymptomatic condition recognized only incidentally at autopsy.

Mortality statistics are not appropriate sources of information in studies of the occurrence of MS and other CNS diseases because it is not always mentioned on death certificates. Therefore, in one study the incidence of MS was assessed by data linkage to the nationwide Danish Multiple Sclerosis Registry and compared with the appropriate rates of MS in the general population. The risk pattern for MS was examined by duration and estimated average level of exposure to EMF at work. However, we observed only a slightly increased risk among 31 990 employees of Danish utility companies, (standardized incidence ratio (SIR), 1.35; 95% CI, 0.92-1.91)

To address further the hypothesis of an association between exposure to EMF and CNS diseases, we analysed data from the same nationwide cohort of men and women employed in Danish utility companies that had previously been followed-up for

multiple sclerosis. We assessed the incidences of a number of CNS diseases by data linkage to the nationwide, population-based Danish National Register of Patients and compared the rates with the corresponding rates of these diseases in the general population. We also fit a multiplicative Poisson model to the data in utility workers, including duration of employment, age, calendar period and estimated average level of exposure to EMF at work.

Overall, there was an increase in risk for senile dementia and motor neuron diseases combined. The incidences of Parkinson disease, Alzheimer disease and other diseases of the central nervous system were essentially unrelated to exposure to electromagnetic fields. A decreased risk of epilepsy compared with the general population probably reflects a healthy worker effect; We observed an increased risk of epilepsy based on internal comparisons.

These results indicate that exposure to EMF or to some other characteristic of electric current, such as electric shocks, may cause neuronal degeneration and subsequently various chronic neurological diseases. The observation in experimental animals of accelerated demyelination and neuronal death after exposure to electric shocks suggest that repeated electric contusions may cause chronic neurological diseases. To the best of our knowledge, no other exposures experienced by utility workers have been associated with these CNS diseases.

---

**\*Correspondence address**

Prof.dr. C. Johansen  
The Danish Cancer Society Institute of Cancer Epidemiology  
Strandboulevarden 49  
2100 COPENHAGEN, DENMARK

## PBM; wettelijk kader en normen hebben consequenties voor de arbeidshygiënische strategie

J.H. Putman\*, Groeneveld - Intersafe, Dordrecht

### *Inleiding*

Bij de algemene zorg voor goede arbeidsomstandigheden dient de werkgever het werk dusdanig te organiseren dat de werknemers geen gevaar lopen voor hun veiligheid en gezondheid. Indien er echter wél gevaren aanwezig zijn dient de werkgever maatregelen te nemen die in eerste instantie betrekking hebben op het wegnemen van die gevaren bij de bron of indien dit niet mogelijk is collectieve maatregelen of maatregelen gericht op individuele bescherming. Pas in laatste instanties, indien geen andere beschermende maatregelen kunnen worden genomen dient de werkgever persoonlijke beschermingsmiddelen beschikbaar te stellen.

### *Wat zijn persoonlijke beschermingsmiddelen?*

Onder een persoonlijk beschermingsmiddel wordt verstaan een uitrustingsstuk of -middel dat bedoelt is om door een persoon te worden gedragen of vastgehouden, als bescherming tegen een of meer gevaren die een bedreiging zouden kunnen vormen voor zijn veiligheid of gezondheid.

Persoonlijke beschermingsmiddelen zijn er in verschillende uitvoeringsvormen zoals:

- hoofdbescherming ( b.v. veiligheidshelm, stootpet)
- gehoorbescherming ( b.v. oordopjes, oorkappen, otoplastieken)
- oog- en gelaatsbescherming (b.v. veiligheidsbrillen, ruimzichtbrillen, gelaatsschermen)
- adembescherming (b.v. filterende half- of kwartmaskers, volgelaatsmaskers, luchtkappen, persluchtmaskers)
- hand- en armbescherming ( b.v. werkhandschoenen, chemicaliën bestendige handschoenen)
- voet en beenbescherming (b.v. veiligheidsschoenen, veiligheidslaarzen)
- lichaamsbescherming (b.v. werkkleding, chemicaliën kleding, slechtweer kleding)
- valbeveiliging (b.v. harnasgordel, lijnklem, remchute).

### *CE-certificering*

Op 21 december 1989 werd de Europese richtlijn 89/686/EEG uitgevaardigd inzake de onderlinge aanpassing van de wetgeving de Lid-Staten betreffende persoonlijke beschermingsmiddelen. Deze richtlijn (ook wel fabrikanten richtlijn genoemd) werd genomen op basis van artikel 100A van het Europese Verdrag. Aanvankelijk voorzag deze richtlijn niet in een overgangsregeling maar na een aantal wijzingen moeten van af 1 juli 1995 alle persoonlijke beschermingsmiddelen zijn voorzien van een CE-markering (richtlijn 89/686/EEG, 93/68/EEG, 93/95/EEG en 96/58/EG). Met het aanbrengen van de CE-markering geeft de fabrikant aan dat hij aan alle technische,

procedurele en administratieve eisen heeft voldaan om zijn produkt als persoonlijke beschermingsmiddel binnen de EEG op de markt te brengen.

Persoonlijke beschermingsmiddelen mogen dus pas worden gebruikt indien deze aan bepaalde kwaliteitseisen voldoen die zijn afgesproken binnen de Europese Gemeenschap. Produkten die hieraan voldoen zijn dus herkenbaar aan het CE-teken. Het CE-teken is echter geen kwaliteits- of keurmerk maar (CE = Conformité Européene) geeft hierbij aan dat het persoonlijke beschermingsmiddel voldoet aan de minimale essentiële eisen op het gebied van veiligheid en gezondheid. Voor de meeste persoonlijke beschermingsmiddelen zijn deze essentiële eisen uitgewerkt tot geharmoniseerde EN-normen. Deze normen geven o.m. nadere informatie over de specifieke technische eisen, prestaties en het beschermingsniveau van het betreffende beschermingsmiddel.

In verband met de certificering zijn de persoonlijke beschermingsmiddelen in drie categorieën ingedeeld en is onder meer afhankelijk van het grote van het risico waartegen bescherming dient te worden gegeven:

Categorie 1 betreft beschermingsmiddelen van eenvoudig ontwerp waarbij tegen een gering of weinig risico bescherming wordt geboden zoals tuinhandschoenen, beschermingsmiddelen tegen slechte weersomstandigheden, e.d. De fabrikant mag hierbij zelf het de CE-markering aanbrengen en het produkt CE-waardig te verklaren.

Categorie 2 zijn persoonlijke beschermingsmiddelen die niet tot categorie 1 of 3 behoren zoals veiligheidsschoeisel, veiligheidshelmen, veiligheidsbrillen e.d. Bij deze categorie produkten is een EG-typeonderzoek vereist door een daartoe aangewezen keuringsinstantie ook wel “notified body” genoemd. Daarnaast verklaart de fabrikant door het aanbrengen van de CE-markering en de conformiteitsverklaring dat het produkt voldoet aan de binnen de EEG gestelde eisen.

Categorie 3 zijn beschermingsmiddelen van complex ontwerp die bescherming moeten bieden tegen grote risico's. Naast de eisen genoemd in categorie 2 dient het productieproces geborgd te zijn door middel van een kwaliteitssysteem. Onder categorie 3 vallen de volgende persoonlijke beschermingsmiddelen:

- adembeschermingsapparatuur met filters die beschermen tegen vaste en vloeibare aerosolen of tegen irriterende, gevaarlijke, giftige of radiotoxische gassen;
- adembeschermingsapparatuur, met inbegrip van duikapparatuur, die de buitenlucht volledig afsluit;
- beschermingsmiddelen die slechts een tijdelijke bescherming kunnen bieden tegen door chemicaliën veroorzaakt letsel of tegen ioniserende straling;
- uitrusting voor werkzaamheden in hete omgeving met effecten die vergelijkbaar zijn met die van een luchttemperatuur van 100°C of hoger, met of zonder infrarode straling, vlammen of grote hoeveelheden wegvliegend gesmolten materiaal;
- uitrusting voor werkzaamheden in koude omgeving met effecten die vergelijkbaar zijn met die van een luchttemperatuur van -50°C of lager;

- beschermingsmiddelen die bescherming bieden tegen vallen van bepaalde hoogte;
- beschermingsmiddelen tegen elektrische risico's bij werken bij gevaarlijke spanningen of die isoleren bij hoogspanning.

Categorie 0 tenslotte zijn beschermingsmiddelen die niet onder de wettelijke regeling vallen zoals beschermingsmiddelen voor strijdkrachten en ordediensten, voor zelfverdediging, aan boord van schepen en vliegtuigen e.d.

### ***Wat is een beleid gericht op persoonlijke beschermingsmiddelen?***

Het beleid gericht op persoonlijke beschermingsmiddelen dient een onderdeel te zijn van het arbeidsomstandighedenbeleid binnen de onderneming met als belangrijkste uitgangspunt de risico- inventarisatie en -evaluatie. Andere belangrijke uitgangspunten voor het beleid gericht op persoonlijke beschermingsmiddelen zijn de arbeidshygiënische strategie, de eisen op het gebied van ontwerp en constructie, de specifieke eigenschappen van de gebruiker, de toepassings- en keuzemogelijkheden, de wijze van verstrekking en de mogelijkheden van onderhoud. Uitgangspunt van het beleid is hierbij dat de beschermingsmiddelen op doelmatige wijze beschermzekerheid bieden tegen de op de werkplek aanwezige gevaren.

### ***Beleid in relatie met de arbeidshygiënische strategie***

Het verstrekken van persoonlijke beschermingsmiddelen dient altijd het sluitstuk te zijn in de volgorde van maatregelen die bedoelt zijn om de risico's op de werkplek op een doelmatige wijze te kunnen beheersen. Deze beheersstrategie, ook wel arbeidshygiënische strategie genoemd kent een voorgeschreven rangvolgorde nl.:

- 1<sup>e</sup> bestrijding bij de bron;
- 2<sup>e</sup> maatregelen gericht op collectieve bescherming;
- 3<sup>e</sup> maatregelen gericht op individuele bescherming;
- 4<sup>e</sup> het ter beschikking stellen van persoonlijke beschermingsmiddelen.

Aan bestrijding van de gevaren voor de veiligheid en de gezondheid aan de bron wordt hoogste beschermende waarde toegekend. Pas indien geen andere maatregelen volgens het redelijkerwijsprincipe kunnen worden genomen mag de werkgever overgaan tot het verstrekken van doelmatige persoonlijke beschermingsmiddelen. Deze beheersstrategie houdt overigens ook in dat er combinaties van maatregelen genomen kunnen worden om zo doeltreffend mogelijk arbeidsbeschermende maatregelen te nemen. Indien de situatie in het bedrijf veranderd dient opnieuw de mogelijkheden van te nemen beschermende maatregelen te worden heroverwogen waaronder de keuze en gebruik van persoonlijke beschermingsmiddelen. Dit betekent dat het beschikbaarstellen en de toepassing van persoonlijke beschermingsmiddelen regelmatig dient te worden geëvalueerd afhankelijk van de veranderingen van de

arbeidsomstandigheden binnen het bedrijf of de mogelijkheden om beschermende maatregelen op een ander niveau toe te kunnen passen. Alleen door middel van deze programmatische aanpak waarbij alle beheersaspecten regelmatig worden geëvalueerd kan op een verantwoorde wijze invulling gegeven worden aan deze laatste beheersmaatregel. Als onderdeel van het Arbeidsomstandighedenbeleid is het van essentieel belang dat al deze stappen van de beheersstrategie regelmatig doorlopen wordt met daarbij speciale aandacht voor de beheersmaatregelen door middel van het beschikbaar stellen van persoonlijke beschermingsmiddelen.

### ***Beleid in relatie tot de algemene eisen aan persoonlijke beschermingsmiddelen***

Naast de eisen op het gebied van ontwerp en constructie moeten persoonlijke beschermingsmiddelen geschikt zijn voor de te vermijden gevaren zonder zelf een gevaar te veroorzaken of het gevaar zelfs te vergrootten. Tevens moet het persoonlijke beschermingsmiddel afgestemd zijn op de ergonomische eisen en de vereisen ten aanzien van de gezondheid van de individuele werknemers. Indien meerdere persoonlijke beschermingsmiddelen in verband met het risico gebruikt moeten worden dan dienen deze middelen zo goed mogelijk op elkaar te zijn afgestemd en dient het zelfde beschermingsniveau te worden gehandhaafd. Een voorbeeld hierbij is b.v. de toepassing van een veiligheidshelm in combinatie met gehoorbescherming waarbij de helm bescherming moet geven tegen hoofdletsel en gehoorbescherming tegen de mogelijke kans op gehoorschade zonder dat de combinatie van het gebruik van deze middelen de beschermingsfactor verminderd. Als onderdeel van het inkoopbeleid dient dus niet alleen rekening te worden gehouden met de technische eisen en de kwaliteit van beschermingsmiddelen zelf, maar ook met de toepassing op de werkplek en de eigenschappen van de individuele gebruiker.

### ***Beleid in relatie tot de individuele eigenschappen van de gebruiker***

Bij de afstemming van persoonlijke beschermingsmiddelen op de ergonomische, arbeidshygiënische en persoonlijke kenmerken van de gebruiker is de inbreng van de werknemer bij de keuze van bijzonder belang. De bereidheid van de werknemer om persoonlijke beschermingsmiddelen daadwerkelijk ook te gebruiken staat of valt met het draagcomfort en de manier waarop de werknemer betrokken is geweest bij de keuzebepaling van het betreffende beschermingsmiddel. Een algemeen uitgangspunt hierbij is dat de gebruikers mede inspraak dienen te hebben gehad in de keuze van het type beschermingsmiddel. Als onderdeel van het arbeidsomstandighedenbeleid dient dan ook rekening te worden gehouden met de mogelijkheid om werknemers inspraak te geven met betrekking tot de keuze en gebruik van persoonlijke beschermingsmiddelen.

### ***Beleid in relatie tot beschikbaarstelling en gebruik***

Indien gevaar voor de veiligheid of gezondheid van de werknemers aanwezig is dan moeten persoonlijke beschermingsmiddelen in beschikbaar worden gesteld. Met beschikbaar stellen wordt bedoelt dat de beschermingsmiddelen in voldoende aantal gratis door de werkgever worden verstrekt. Het is dus van belang dat in het kader van de beleidsvoering een regeling is getroffen voor de verstrekking van persoonlijke beschermingsmiddelen aan de individuele werknemers.

Daarnaast moet de werkgever er voor zorgen dat de aan de werknemers beschikbaar gestelde persoonlijke beschermingsmiddelen ook daadwerkelijk worden gebruikt. Hierbij dient de werkgever tevens informatie te geven over de risico's en de gevaren waartegen de persoonlijke beschermingsmiddelen bescherming dienen te geven en moet voorlichting en zonodig trainingen, aanvullende opleidingen of medische keuringen worden georganiseerd ten aanzien van de juiste toepassing en gebruik. Een voorbeeld hierbij is b.v. de toepassing van onafhankelijke adembeschermingssystemen waarbij de gebruiker eerst een medische keuring dient te ondergaan en vervolgens een opleiding krijgt in het gebruik en toepassen van perslucht. Als onderdeel van het Arbeidsomstandighedenbeleid dient dus een regeling te komen ten aanzien van de wijze van voorlichting, training en opleiding met betrekking tot het gebruik van persoonlijke beschermingsmiddelen en de mogelijkheid van eventuele noodzakelijke medische keuringen.

### ***Relatie met de regelgeving***

Op 30 december 1989 werd in het Publicatieblad van de Europese Gemeenschap Richtlijn 89/656/EEG van 30 november 1989 gepubliceerd betreffende "Minimale voorschriften inzake veiligheid en gezondheid voor het gebruik op het werk van persoonlijke beschermingsmiddelen door werknemers" en was hiermee de derde bijzondere Richtlijn genomen in uitvoering van de kaderrichtlijn veiligheid en gezondheid op het werk 89/391/EEG, een sociale richtlijn uitgevaardigd op basis van artikel 118A van het Verdrag van Rome. Deze 'gebruikers Richtlijn' voor persoonlijke beschermingsmiddelen is in onze nationale wetgeving opgenomen in hoofdstuk 8 van het Arbobesluit.

De algemene vereisten inzake persoonlijke beschermingsmiddelen zijn in hoofdstuk 8 afdeling 1 van het Arbobesluit terug te vinden. Volgens het Arbobesluit moeten persoonlijke beschermingsmiddelen o.m. voldoen aan een aantal algemene vereisten met betrekking tot ontwerp en constructie en moeten ze in alle gevallen geschikt zijn voor de te vermijden gevaren zonder zelf een groot gevaar in te houden en moeten de middelen beantwoorden aan de bestaande omstandigheden op de arbeidsplaats. Daarnaast moeten de middelen afgestemd zijn op de ergonomische eisen en vereisten rond de gezondheid van de werknemer en dienen de middelen geschikt te zijn voor de drager.



De keuze van beschermingsmiddelen en de wijze waarop dit gebruikt moet worden o.m. hierbij bepaalt afhankelijk van de ernst van het gevaar, de frequentie van de blootstelling aan het gevaar en de kenmerken van de arbeidsplaats van iedere werknemer afzonderlijk. Een beschermingsmiddel is in eerste instantie bestemd voor individueel gebruik. Indien meerdere personen gebruik maken van één en het zelfde beschermingsmiddel dan moeten doeltreffende maatregelen zijn genomen zodat een dergelijk gebruik geen gezondheid- of hygiënische problemen oplevert voor een van beide gebruikers. Daarnaast zijn adequate gegevens van ieder persoonlijk beschermingsmiddel nodig voor de juiste keuze toepassing en gebruik.

Een belangrijk onderdeel in relatie tot de wetgeving is hierbij is dat persoonlijke beschermingsmiddelen dienen te worden gekozen aan de hand van de risico inventarisatie en evaluatie (RI&E) zoals deze bedoelt is in artikel 5 van de Arbowet. De beoordeling omvat in eerste instantie:

- a. een inventarisatie en evaluatie van de gevaren die niet met andere middelen vermeden kunnen worden (zie arbeidshygiënische strategie). Deze gevaren worden ook wel restrisico's genoemd;
- b. een omschrijving van de kenmerken van die persoonlijke beschermingsmiddelen moeten bezitten om de onder deze restrisico's te kunnen ondervangen, rekening houdend met de eventuele gevaren die de persoonlijke beschermingsmiddelen zelf kunnen vormen;
- c. een inventarisatie en evaluatie van de kenmerken van de persoonlijke beschermingsmiddelen die reeds beschikbaar zijn in vergelijking met de noodzakelijke kenmerken genoemd onder b.

Daarnaast wordt in hoofdstuk 8 van het Arbobesluit aangegeven dat persoonlijke beschermingsmiddelen in voldoende aantal beschikbaar moeten worden gesteld en dat de werkever er voor zorgdraagd dat deze middelen ook daadwerkelijk gebruik worden. Daarbij moeten persoonlijke beschermingsmiddelen tevens worden onderhouden, gerepareerd en zo nodig worden vervangen.

Op grond van art. 8.2. van het Arbobesluit is ten aanzien van keuze en gebruik van persoonlijke beschermingsmiddel een beleidsregel opgesteld die op dit moment nog verwijst naar een serie leidraden uit de serie V/E/3 van de Commissie van de Europese Gemeenschap die inmiddels zijn verouderd en om die redenen niet meer worden uitgegeven. Om die reden verwijst de overheid ten aanzien van de keuzesystematiek naar de Gids "Persoonlijke Beschermingsmiddelen" van het NEN.

Bij het Nederlands Normalisatie Instituut (NEN) zijn tal van normen beschikbaar die meer informatie verschaffen over de eisen ten aanzien van het ontwerp en de technische en kwalitatieve prestaties van persoonlijke beschermingsmiddelen. Daarnaast zijn er onder auspiciën van het NEN normcommissies en diverse werkgroepen actief op het gebied van persoonlijke beschermingsmiddelen waarin

naast de overheid ook het bedrijfsleven, fabrikanten en andere belangengroeperingen in vertegenwoordigd zijn in de verdere ontwikkeling van deze beschermingsmiddelen. Deze werkgroepen en commissies kunnen met name voor arbodeskundigen aanvullende informatie aanleveren. (NEN, secr. Werkgroepen persoonlijke beschermingsmiddelen, Postbus 5059, 2600 GB Delft, tel. 015-2690390 fax 015-2690190, contactpersoon mr. S.M. van der Minne)

---

**\*Correspondentieadres**

Ing. J. Putman  
Groeneveld-Intersafe  
Postbus 86  
3300 AB DORDRECHT



## Upgrading personal protective equipment? An new approach for selection and use

*D.H. Brouwer\**, A. Schipper, S. Tijssen, J. Gijsbers, J.J. van Hemmen, TNO Chemistry, Department of Chemical Exposure Assessment, Zeist

### ***Introduction***

Key issues related to personal protective equipment (PPE) and protection against exposure to chemicals have been identified as being i) proper functioning, *i.e.* designed and tested to result in reproducible, quantifiable reduction of exposure and ii) proper use, *i.e.* wearers use PPE according to guidelines to ensure adequate protection under conditions of use. Introduction of PPE in the process of quantitative exposure and risk assessment should be addressed carefully. PPE which have been designed and manufactured according to CE-criteria and have proved to pass relevant test criteria, can be classified as 'proper functioning'. However, test criteria for PPE are not equal to levels of protection, which can be achieved in the workplace, because actual workplace exposure scenarios, fit, maintenance and storage may differ substantially from the test conditions. The proper use of PPE depends on several issues, *e.g.* training and instruction, but also on ergonomics and comfort which determine the acceptance of use by the wearer. This paper discusses the protection afforded by PPE for inhalation and dermal exposure protection and aims to present a state of the art approach for the selection of PPE.

### ***PPE manufacturing and test performance specifications***

In 1989 the European Commission introduced a Directive on personal protective equipment (PPE) that states how PPE can be introduced on the market and gives the minimum requirements. CE-marked PPE has been approved according to manufacturing criteria and classified as protective devices in the EU. However, test criteria adopted in this certification process should not be interpreted directly into levels of protection during actual use in the workplace. This will be illustrated by some examples from the area of protective gloves.

Firstly, tests are performed under laboratory conditions which do not mimic actual workplace user scenarios (which include a wearer) completely. Since the permeability coefficient (of protective glove material) is affected by temperature theoretical steady state permeation rates increase and breakthrough times decrease with an increase in temperature. Elevated temperatures -inside the glove the temperature will be about body temperature ( $\pm 35$  C)- may enhance permeation and result in shorter breakthrough times compared to the conditions of the formal breakthrough test at 23 C. The same holds for permanent or periodical stretching during use, giving localised thinning of glove membrane. Preliminary results of an ongoing study in Germany reveal an impact of the adjustments of test conditions for gloves to real life

conditions. Enhanced temperature of the sampling chamber to 35 °C, and length stretching by 20% resulted in reduction of breakthrough times of 10-60% and 10-50%, respectively .

Secondly, a single test compound is used, whereas a large variety of chemicals and mixtures can be observed in workplaces. Therefore the selection of a test substance is a key issue in standardisation and testing, in particular when the chemical rather than physical properties of chemicals play an important role in protective performance of the device. Permeation through impermeable materials depends very much on the properties of the chemical and all chemicals should be tested separately.

Thirdly, standard sizes based on distribution of anthropometrical data do not always result in optimum personal fit. For protective gloves and clothing an inappropriate fit may result in uncovered body parts, or may lead to hazardous situations caused by lack of dexterity.

Fourthly, in standard laboratory tests for dermal protection, new unused devices are tested, whereas devices may be re-used in workplace practice. Apart from cleaning and maintenance issues, some material degradation, loss of ability to stretch etc., may have occurred. This may affect fit or resistance properties.

Fifthly, last but not least, the protective performance of a device is judged in terms of degree of retainment of a test substance by the device. In view of risk assessment the performance of a device should be judged according to the ability to reduce 'biologically relevant exposure' of the worker. There may be a discrepancy between these two approaches.

The factors given above are related to manufacturing and aspects of markets which could be considered to be part of 'proper functioning' criteria. However, 'functioning' relates to workplace performance of the devices. This is addressed by the introduction of workplace protection factors in the next paragraph.

### ***PPE and workplace protection***

In practice, the effectiveness of PPE will be determined by interaction of the ability of the device to retain workplace contamination and workers' factors related to the use, e.g. actual fit of the device to the worker during the performance of work tasks, instruction and training of use, and cleaning and maintenance.

As illustrated before, CE-marked PPE has passed efficacy tests, which are basically standard laboratory tests. Test criteria for respirators are expressed as so called nominal protection factors (NPF). Quantitative comparison of the level of contamination 'outside' and 'inside' the protective device assessed in workplace scenarios for an individual worker who uses PPE, enables a better assessment of the 'overall' performance of PPE, i.e. 'the proper functioning' of PPE.

For various designs of respirators, field studies have been conducted to assess workplace protection factors (WPF). Most studies have been conducted according to

detailed protocols whereas other studies have been performed according to an 'as is' design. In WPF-studies according to protocols only workers who are adequately trained and have experience using the respirator design under study, and who have passed a quantitative or qualitative fit test are included. In 'as is' designed studies, no additional instructions are given prior to the study and no intervention by investigators is made. Several bodies have evaluated WPF-studies available at a certain point of time, to assign protection factors for various respirator designs. The 'assigned protection factors' (APFs) are 'weighted' 5th-percentiles of the (log-normal) distribution of observed workplace factors, and afforded protection to 95% of adequately trained and instructed wearers, who wear proper functioning and well-fitted respirators. APF-values are significantly lower than NPF-values; this clearly illustrates the difference between observed workplace protection and test criteria.

For protective clothing, including protective gloves, assessment of protective properties relies on laboratory test data on penetration and permeation rates and breakthrough times. A generally accepted classification of materials used for gloves and protective clothing consists of classes of permeation indices (0-5 scale), where class 0 indicates highest level of afforded protection and class 5 the lowest level (Schipper et al., 1998). Some initiatives are observed to derive 'workplace protection factors' or 'default reduction factors', mainly in the area of pesticide exposure.

Compared to respiratory protection, determination of workplace protection factors for protective clothing and gloves is much more complex, because of multi-compartment origin of dermal contamination and possibly interference of workers' behaviour. Determination of the penetration of pesticides through clothing in field exposure scenarios is performed by comparison of the contamination of 'outer pads' to contamination of 'inner pads', i.e. small-sized collection media placed against the outside and inside of the clothing, respectively. The location of the pads may affect the outcome of measurement very much, since the location of the inside pad is not exactly beneath the outside pad, and contamination of clothing is not homogeneously distributed. Studies conducted in non-pesticide exposure scenarios where hand exposure to industrial chemicals has been measured for workers who wore protective gloves, e.g. by monitoring gloves or hand washing, showed substantial actual hand exposure. Comparison of contamination recovered from the outside of protective gloves and contamination removed from the inside of the gloves or from the hands of the same individuals may indicate very high estimates of workplace protection factor, e.g. 98%, but contamination of the outside of protective gloves might be unrealistically high compared to non-glove use exposure. For pesticide exposure scenarios such designed studies showed mean average reduction of 84%.

Despite the limitations of the study design, data generated by this type of field studies should indicate the reduction by types of clothing or glove design more appropriately than test criteria do. Use-initiated openings, stretching, bellows effects, etc. may be responsible for a lower exposure reduction than expected. Based on a review of the open literature on pesticide exposure 'reasonable worst case' defaults were proposed

for clothing layers and gloves in actual practice, *i.e.* not necessarily good practice. The authors stated that for one clothing layer, despite of the fabric, an 'assigned protection factor' of 2.5, *i.e.* 60% reduction, would be possible, where an additional layer would result in an APF of 6.25. For gloves, based on a worst case protection of 85%, an APF of 6.7 was proposed (Brouwer et al, 2001).

### ***PPE and 'proper use' criteria***

In general, factors which determine 'proper use' in practice are related to i) awareness of the need to use PPE, ii) instruction and training, iii) ability to perform work tasks (ergonomics), and iv) acceptability based on (dis)comfort. The latter two aspects will determine the duration of use, and therefore the overall effectiveness of PPE to reduce exposure.

### **Selection of PPE**

PPE-selection is a key issue in the area of 'proper use', since the selection should be based on the outcome of a risk assessment, but should also include an evaluation of the ability of using PPE by the worker.

Decision logic systems for respirator selection have been drafted which allow professional occupational hygiene or safety responsible persons to select adequate respiratory protection based on risk assessment. Briefly, decision logic systems evaluate the workplace atmosphere and oxygen concentration, and IDLH-values (Immediately Dangerous to Life and Health) to pre-select the category of respirator that can be used, *i.e.* air purifying types or supplied-air types (low oxygen concentration and/or concentration > IDLH). The next step is comparison of potential inhalation exposure with Occupational Exposure Limits to assess the required protection factors. Within the appropriate category of respirators those designs are selected that have APFs which afford adequate protection.

Similar decision logics for skin protection have not been drafted, basically because the lack of Occupational Exposure Limits for dermal exposure limits the assessment of required protection, *i.e.* to reduce dermal exposure to 'safe levels' and/or the limited possibilities to quantify dermal exposure. Moreover, no sound basis exists to relate level of exposure and local effects, *e.g.* irritation and sensitisation.

Recently, an approach has been proposed to select protective gloves for industrial chemicals, products, and or in-house mixtures of chemicals (Schipper et al., 1998). In this approach (systemic) hazardous properties of chemicals related to the dermal route of exposure have been classified using the assigned R-phrases according to the EU-classification system

This approach is useful as a first tier in the selection of protective clothing/gloves, because it indicates the relation between hazardous properties of a substance and surrogate generic 'acceptable' levels of exposure for substances of that class. However,

actual workplace exposure scenario, *i.e.* skin exposure, is not a part of the selection procedure.

### Job, task and worker related issues

In addition to the ability to reduce exposure, the use of PPE may limit or make it difficult for the worker to perform the task. For respirators quantitative data are available that show the limitation of vision of the worker by full face masks by design or by condensation of moisture at the face shield. Air- purifying respirators, self containing breathing air-devices and airline respiratory devices limit the movements of the worker by weight and geometry, and the connecting hose, respectively. These properties may limit performance of tasks which demands good vision or stretching and span of activity, and high work speed. Air-purifying respirators will increase breathing resistance, which could affect the performance of tasks that imply high metabolic rates. Air-supplied hoods result in high noise levels and affect the ability of conversation and of hearing acoustic (warning) signals, which may be a part of the task.

For protective clothing, limitations are focussed on reduction of span of activity and work speed (reduction of reach, stretching), whereas for gloves reduced dexterity (finger/hand) by the thickness of the glove is important. The latter illustrates the conflict between effectiveness and ergonomics, since permeation theory indicates that thickness and permeation rate are inversely proportional, but thickness seems to be proportionally related to dexterity reduction determined by standard tests, *e.g.* Minnesota manual dexterity test, Purdue Peg-board test.

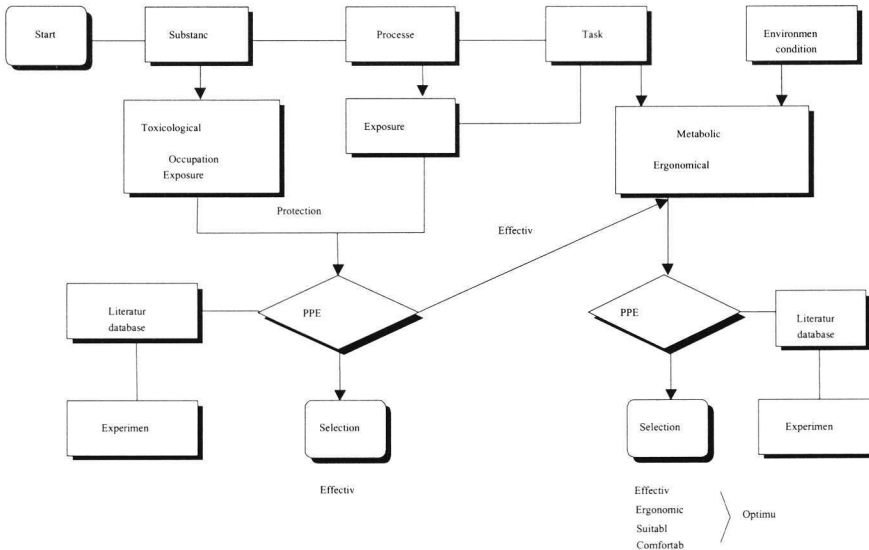
In addition to ergonomics of PPE, aspects related to comfort will limit its use or the duration of wearing by the worker. Quantitative factors, *e.g.* heat, moisture (sensation), pressure, breathing resistance and less quantifiable factors, *e.g.* ease of use and perception of isolation, greatly determine the comfort perception of PPE. These factors differ for type and make of respirators, clothing or glove, and materials and configurations are tested in laboratory settings. Sometimes both physiological and subjective responses were investigated in trials, where volunteers wore personal protection equipment (clothing and/or RPD) adjusted for specific exposure scenarios or comfort factors were evaluated in field practice by questionnaires.

To select optimum PPE these factors should be integrated in a decision logic which is illustrated in a generic form in Figure 1. It is recognised that ergonomic and (thermal) comfort factors influence the acceptability and thus the 'proper use' of PPE by the worker very much. Generally, these issues are addressed in more general terms. Presently, no system has been published to classify tasks related to the ergonomic and (thermal) comfort needs to perform these tasks. Participation of the potential users of PPE in selection process could partly overcomes this problem, for example by offering use and testing of several types of PPE that have been selected in the first tier of the



decision logic and that should offer adequate protection. Workers can try all of them and select the most appropriate type individually.

**Figure 1** Selection flow chart for personal protective equipment



### ***Exposure reduction and protection***

PPE are designed and used to offer protection of the wearer by reduction of external exposure. However, in general biological monitoring studies show lower reduction of internal exposure than estimated by reduction of external exposure. This illustrates that reduction of external exposure is not always linearly related to increase of protection.

Firstly, it should be realised that dimensionless, fixed point, reduction 'factors' presume a proportional reduction of exposure over a large range of exposure levels and time. This may not always be a proper assumption, since retention of contamination by PPE or the barrier function, e.g. air purifying filters for RPD and non-, semi- and, permeable materials for clothing and gloves, is determined by (mass) capacity and a time factor.

Secondly, reduction of external body exposure is not always linearly related to reduction of internal exposure. Especially for dermal exposure scenarios the use of reduction factors may oversimplify the process of reduction for dermal exposure and absorption.

### ***Conclusions***

Quantified prediction of exposure reduction by adopting preset performance classification criteria that meet product liability (CE marking) will overestimate

workplace protection substantially. The use of assigned protection factors results in more reliable estimates of external exposure reduction. Issues related to acceptability of PPE by users, e.g. ergonomics and comfort, should be included in a decision logic system for the selection of PPEs, to avoid overestimation of the overall effectiveness of PPE to reduce exposure in real workplace practice.

### ***Reference***

Brouwer, D.H., Marquart, J., van Hemmen, J.J. (2001). Proposal for an approach with default values for the protection offered by PPE under European new or existing substance regulations. *Ann. Occup. Hyg.* In press.

Schipper, H.J., Mahieu, C.M., Stevenson, H., and Brouwer, D.H. (1998). Strategy to select optimal protective gloves. TNO Report V97.571. TNO, Zeist, The Netherlands.

---

#### **\*Correspondentieadres**

Ing. D.H. Brouwer  
TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek  
Postbus 360  
3700 AJ ZEIST



## Selectie van effectief beschermende handschoenen

*H.J. Schipper\**, C.M. Mahieu, H. Stevenson, D.H. Brouwer, J.J. van Hemmen, TNO Chemie, Zeist

### *Inleiding*

Blootstelling aan chemische stoffen komt voor in een groot aantal sectoren van het midden en klein bedrijf (MKB). Zowel inhalatoire als dermale blootstelling wordt onder meer bepaald door eigenschappen van chemische stoffen, het werkproces en de werkhandelingen zelf. Wil men werknemers op adequate manier beschermen tegen blootstelling aan chemische stoffen dan dient met een groot aantal factoren rekening te worden gehouden. Hierbij dient het arbeidshygiënisch regime te worden gevolgd. In deze strategie zijn blootstellingsreducerende maatregelen hiërarchisch gestructureerd. Het verlagen van blootstelling door het dragen van persoonlijke beschermingsmiddelen vormt hierin de laatste stap.

In dit artikel wordt een benaderingswijze beschreven om te komen tot een selectie van beschermende handschoenen vanuit het concept 'optimale persoonlijke bescherming'. Dit houdt in dat de mate van bescherming dient afgestemd te zijn op het risico. De werkhandeling dient door het gebruik van beschermende middelen zo min mogelijk gehinderd te worden, en de comfortbeleving van de gebruiker dient zo weinig mogelijk aangetast te worden.

In de onderhavige benadering wordt een aantal basis elementen beschreven die nodig zijn om een selectiesysteem voor beschermende handschoenen te ontwikkelen, met als doelgroep Arbo-verantwoordelijken in het MKB (Schipper et al, 1998).

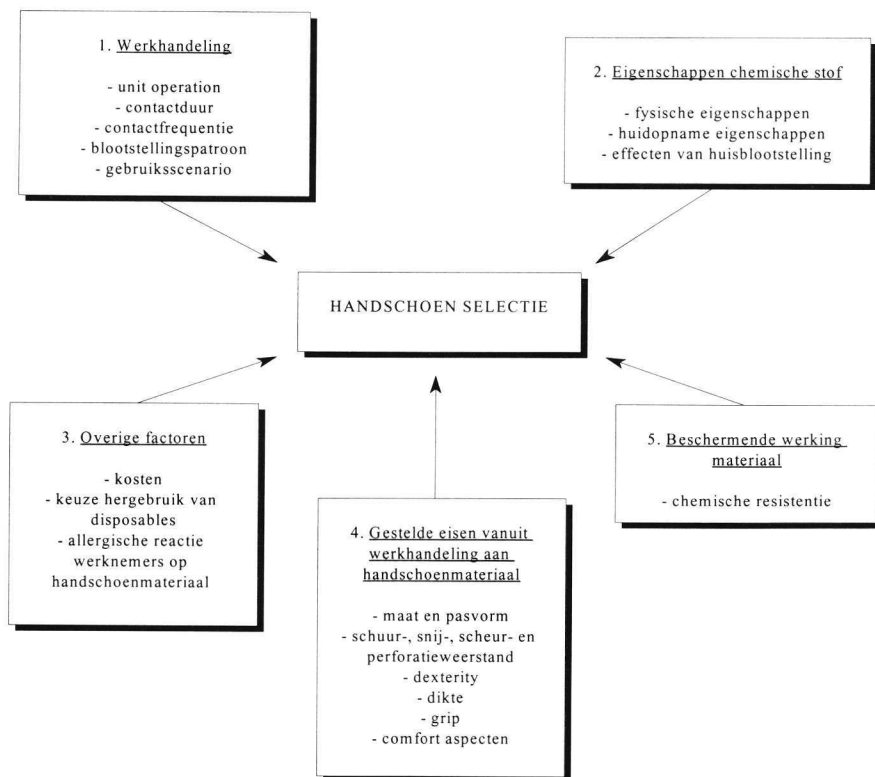
### *Benaderingswijze*

Als invoer zijn gegevens noodzakelijk over: het type werkhandeling en karakteristieken van de werkhandelingen, de chemische stoffen die tijdens werkhandeling toegepast/gebruikt worden. Met informatie over de in het proces voorkomende chemische stoffen kan enerzijds een koppeling gemaakt worden met de toxische effecten, ten gevolge van blootstelling aan de chemische stof, en anderzijds van de chemische stof met adequaat handschoenmateriaal (figuur 1).

### *Hazard*

Aan de hand van gevaren symbolen en R-zinnen wordt van iedere chemische stof aangegeven welke gevaren deze stof met zich mee kan brengen. Op basis van van de toxiciteit van de pure stoffen of producten worden R-zinnen toegekend volgens het Europese Classificatie- en Labelingssysteem (Council directive 67/548 EEC, 1967; hieronder valt de etiketterings-richtlijn, Annex I van deze richtlijn en de preparatenrichtlijn). Voor mengsels/ preparaten worden de R-zinnen in combinatie met

de concentratielimieten toegepast, zoals aangegeven in Annex 1 van de Council Directive 67/548/EEC.



**Figuur 1** De vijf hoofdgroepen van factoren die van invloed zijn bij het maken van een keuze voor een beschermende handschoen.

Specifiek voor dit project, zijn R-zinnen en gevaren symbolen tot een aantal toxicologische effectklassen gecategoriseerd. Bij deze classificatie wordt een onderscheid gemaakt tussen lokale en systemische effecten. Bij de systemische effecten wordt de indeling gebaseerd op het effect, de soort studie en de route van blootstelling.

### ***Keuze handschoenmaterialen***

Handschoenmateriaal wordt veelal geselecteerd op basis van informatie over de doorbraaktijd en de permeatiesnelheid. In deze benadering wordt gebruik gemaakt van een aantal reeds bestaande databanken voor beschermende handschoenmaterialen (Best, 1995; Forsberg en Keith, 1995; KCL). In de verschillende databanken is volgens de methodiek van Forsberg (1988) aan een handschoen een permeatie indexnummer gekoppeld. Een handschoen met een lange doorbraaktijd en een lage permeatiesnelheid wordt als goed beoordeeld en krijgt een permeatie index nummer 1,

terwijl een handschoenmateriaal met een lage doorbraaktijd en een hoge permeatiesnelheid een permeatie index-nummer van 4 krijgt (zie tabel 1).

**Tabel 1** Permeatie index nummers voor permeatie snelheid en doorbraaktijd

Permeatie snelheid ( g/cm <sup>2</sup> /min)	Doorbraaktijd (minuten)			
	1-14	15-59	60-239	> 240
< 0,1	3	2	1	0
0,1 - < 1	3	2	1	1
1 - < 10	4	3	2	2
10 - < 100	4	3	3	3
100 - < 1000	4	4	4	4

Vervolgens wordt aan de onderscheiden toxische effectklassen een permeatie index-nummer gekoppeld, wat een beschermingsclassificatie oplevert. Deze beschermingsclassificatie (zie tabel 2) geeft aan hoeveel bescherming er noodzakelijk wordt geacht op basis van de schadelijk effecten van de stof.

**Tabel 2** Beschermingsclassificatie voor Lokale (L) en Systemische (S) effecten

Klasse L0 en S0	Door het ontbreken van een volledige evaluatie of een etikettering kan geen uitspraak gedaan worden over de gevaren van blootstelling aan de chemische stof. Daarom wordt voorgesteld een Permeatie Index kleiner dan of gelijk aan 1 te hanteren. Daarbij geldt dat de beschermingsduur groter moet zijn dan de blootstellingsduur
Klasse L1 en S1	Permeatie index kleiner dan of gelijk aan 1. De beschermingsduur moet groter zijn dan de blootstellingsduur.
Klasse L2 en S2	Permeatie index kleiner dan of gelijk aan 2. de beschermingsduur moet gelijk of groter zijn dan de contactduur
Klasse L3	Op basis van de resultaten lijkt het <b>niet</b> noodzakelijk handschoenen te dragen.
Klasse S3	Permeatie index kleiner dan of gelijk aan 4
Klasse S4	Op basis van de resultaten lijkt het <b>niet</b> noodzakelijk handschoenen te dragen.

Vergelijking van de beschermingsclassificatie met de permeatie index-nummers van de verschillende handschoenmaterialen duidt aan of er handschoenmaterialen beschikbaar zijn, welke de huid op een adequate manier kunnen beschermen.

### ***Draagcomfort en andere eigenschappen van de handschoen***

Informatie over de werkhandeling wordt gebruikt om te bepalen hoe blootstellingsprocessen aan chemische stoffen mogelijk zullen verlopen. Dezelfde informatie dient gebruikt worden om te bepalen wat de belangrijkste eisen zijn die de werkhandeling aan de handschoen stelt. Hoe soepel en sterk een handschoen zou moeten zijn en aan welke eisen het zou moeten voldoen om er comfortabel mee te kunnen werken. Als deze informatie bekend is dan kan een nog betere keuze gemaakt worden tussen eigenschappen van materialen en handschoenen (dikte, dexterity, grip, comfort, maatvoering). De voorgestelde benadering kan één of meerdere handschoenmaterialen opleveren die de werker kunnen beschermen bij blootstelling aan chemische stoffen. Opgemerkt dient te worden dat de handschoenmaterialen worden getest onder laboratoriumomstandigheden. De onderhavige benadering geeft dan ook geen absoluut oordeel over een optimale bescherming in alle mogelijke praktijksituaties. Hiertoe dient de effectieve bescherming van de handschoen zelf in de praktijk getest te worden.

### ***Resultaat***

Het resultaat van de voorgestelde methodiek is een lijst met handschoenmaterialen die geschikt worden geacht voor de beschreven werksituaties. Zowel op basis van de giftigheid van de stof als ook op basis van de eisen die een werkhandeling aan het handschoenmateriaal stelt. Niet in alle situaties zal de gevolgde methodiek leiden tot een gewenst resultaat. Het is mogelijk dat op basis van de gevolgde methodiek blijkt dat er geen goed handschoenmateriaal beschikbaar is voor de beschreven situatie. Er wordt in die situaties aangeduid dat handschoenen alleen niet voldoende bescherming aan de werknemer kunnen bieden.

Nog niet alle elementen van de benaderingswijze zijn ingevuld of voldoende geëvalueerd, maar de benaderingswijze lijkt in principe geschikt voor toetsing in de praktijk.

### ***Nieuwe ontwikkelingen***

In het kader van RISKOFDERM, een groot EU project (gecoördineerd vanuit TNO), wordt momenteel een "toolkit" ontwikkeld om de risico's van huidblootstelling te evalueren. De "toolkit" moet bruikbaar zijn voor mensen werkzaam in het MKB. Net als in bovenstaande benadering worden de R-zinnen en "Material Safety Data Sheets" als uitgangspunten gebruikt voor het schatten van de hazard van de chemische stof. Met behulp van reeds bestaande data over huidblootstelling en kennis over belangrijke determinanten van blootstelling (op de achtergrond) wordt getracht een inschatting te

maken van de huidblootstelling zoals deze voorkomt op de werkplek. Afhankelijk van het risico is het mogelijk om de blootstelling via diverse routes te reduceren. De gebruiker wordt op een zodanige manier door het systeem geleid dat automatisch de arbeidshygiënische strategie gevolgd wordt. Mogelijkheden om het huidige handschoenselectie systeem daarin te implementeren worden momenteel bekeken.

### ***Literatuur***

Best, 1995. "Comprehensive guide to select chemical resistant Best gloves for various amounts of exposure", Version 3, Copyright © Best Manufacturing Company.

Council directive 67/548/EEC of 27th June 1967 on the approximation of laws regulations and administrative provisions relating to classification, packaging and labelling of dangerous substances, Official Journal of the EC No.96 of 16.8.1967.

Forsberg K., and L.H. Keith, 1995, Instant Gloves and CPC database, Version 1.2, Copyright © by Instant Reference Sources. Inc. And Digital Liaisons, Austin, TX 78731.

Forsberg K., and L.H. Keith, 1988, Chemical Protective Clothing Performance Index Book, Radian Corporation, Austin, Texas.

KCL databank, Hantschutz Modul 1, copyright © Kächele Cama Latex GmbH.

Schipper, H.J., Mahieu, C.M., Stevenson, H., Brouwer, D.H., 1998. Strategievoor een optimale inzet van beschermende handschoenmaterialen. TNO Report V97.571. TNO Nutrition and Food Research, Zeist

---

#### **\*Correspondentieadres**

Mw. H. Schipper  
TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek  
Postbus 360  
3700 AJ ZEIST





## Kwantitatieve risicoschatting van beroepsmatige blootstelling aan cytostatica bij apothekersassistenten

*P. van Balen\**, Nederlands Kanker Instituut / Antoni van Leeuwenhoek ziekenhuis, Amsterdam, K. Simons, Ziekenhuis Apotheek Midden Brabant, Tilburg.

### ***Inleiding***

Op dit moment zijn ongeveer 50 cytostatica geregistreerd in Nederland en deze worden voornamelijk gebruikt in de behandeling van kankerpatiënten. Cytostatica zijn celtgroeiremmende middelen met ook toepassingen gericht op het onderdrukken van het immuunsysteem van patiënten. Op basis van hun farmacologische en farmakinetische eigenschappen worden ze in een aantal klassen ingedeeld: DNA-binding, blokkeren DNA-enzymen, antimetabolieten, blokkade van de celdeling.

IARC (International Agency for Research on Cancer) heeft er meer dan 10 als type I carcinogeen geclassificeerd en meer dan 15 als type II. Bijna allemaal vertonen ze in 1 of meerdere testen mutagene eigenschappen en allemaal zijn ze teratogeen.

Het gebruik van cytostatica vertoont vanaf de tweede wereldoorlog een exponentiele groei waarbij het gebruik ongeveer per decade verdubbelt. De belangrijkste redenen daarvoor liggen in de introductie van nieuwe technieken, het succes van combinatietherapieën (synergetische effecten) en de verbeterde ondersteunende therapieën waardoor een hogere dosis mogelijk is geworden. Steeds vaker wordt daardoor de therapie poliklinisch gegeven of zelfs in de thuissituatie.

### ***Bereiding***

In Nederland worden cytostatica door apothekersassistenten voor toediening gereed gemaakt in biologische veiligheidskabinetten (LAF-kast) die vaak zijn geplaatst in hiervoor gereserveerde ruimten. Door die ontwikkeling zijn apotheken waarschijnlijk de werkplek geworden waar de grootste verzameling aan kankerverwekkende stoffen aanwezig is.

Steeds vaker wordt “de bereiding” in clean-roomachtige ruimten, waarbij naast goed te reinigen oppervlakken bijzondere aandacht is besteed aan de drukhuishouding.

Apothekersassistenten dragen als beschermende kleding: chirurgische maskers, latex handschoenen met een lange manchet en schorten. In eerste instantie zijn deze maatregelen getroffen om ervoor te zorgen dat de cytostatica onder aseptische condities worden bereid. Echter aanvullende maatregelen zijn getroffen om de blootstelling van apothekersassistenten aan deze stoffen te beperken. De latex-handschoenen zijn vervangen door dikkere, de chirurgische maskers zijn in een aantal gevallen vervangen door P2- of P3-maskers en de schorten zijn vervaardigd van materiaal dat waterafstotend is of zelfs chemisch resistent.

## ***Vraagstelling***

Diverse onderzoeken tonen aan dat onder deze condities toch verspreiding van cytostatica in de ruimte optreedt (veegproeven) en wordt in de urine van apothekersassistenten cytostatica gedetecteerd, zelfs als zij niet zelf de specifieke cytostatica bereid hebben. Aangezien blootstelling aan cytostatica als een potentieel gezondheidsrisico kan worden beschouwd zijn een drietal vragen relevant:

1. Wat zijn de determinanten die de blootstelling bepalen?
2. Is het mogelijk om deze determinanten te conceptualiseren?
3. Biedt het concept aangrijpingspunten om de blootstelling te reduceren?

## ***Determinanten van blootstelling***

Apothekersassistenten kunnen cytostatica binnenkrijgen via de huid of door inademing. Hoewel theoretisch mogelijk lijkt inslikken geen belangrijke opnameroute. Gezien de werkwijze en aangezien slechts een enkel cytostaticum als vluchtig wordt beschouwd lijkt huidopname de belangrijkste blootstellingparameter. De meest dominante bronnen zijn besmette oppervlakken: primaire verpakking, besmette werkoppervlakken, indirect besmette oppervlakken. Verder kunnen handschoenen worden besmet door besmetting met aerosolen doordat de kunststof stop met een naald wordt doorboord terwijl de flacon onder druk staat. Ook treden tijdens het bereiden lekkages op zodat flacons, injectiespuiten, toedieningssystemen en werkoppervlakken worden besmet.

In Nederland zijn zo'n 900 apothekersassistenten min of meer dagelijks blootgesteld aan cytostatica

## ***Cyclofosfamide***

Om de blootstelling aan cytostatica inzichtelijk te maken en daardoor de risico's, wordt vaak gebruik gemaakt van cyclofosfamide (CF). CF is een breed toegepast cytostaticum dat in ongeveer 10% van de therapieën wordt gebruikt. De relatieve bijdrage aan de blootstelling neemt echter af omdat de therapeutische toepassingen met cyclofosfamide geleidelijk afnemen en vervangen wordt door andere. CF is een genotoxische stof die zijn therapeutische werkzaamheid ontleent aan de eigenschap om aan DNA te binden en daardoor de replicatie en transcriptie blokkeert. CF wordt beschouwd als een stof met een gemiddelde carcinogene potentie, en heeft een zeer lage detectiegrens in arbeidshygienisch onderzoek zoals veegproeven of biologische monitoring in urine. In Nederland heeft met name Sessink het meeste onderzoek naar blootstelling aan cytostatica uitgevoerd. Hij schatte met behulp van biologische monitoring de gemiddelde opname van CF door apothekersassistenten in Nederland tussen de 3,6-18 g/dag.

Op basis van dierproeven en humane data schatte hij het jaarlijkse kanker risico ten gevolge van blootstelling aan CF op  $293 * 10^{-6}$ /mg CF/kg lichaamsgewicht. Dit betekent dat iemand van 70 kg en per jaar 70 mg CF binnenkrijgt een risico van 0,03% heeft om kanker te krijgen. Dat is een factor drie boven het verbodrisico dat door de overheid wordt gehanteerd. Een opname van 18 g/dag leidt bij 200 werkdagen tot een jaarlijkse opname van 3.6 mg. Een apothekersassistent van 70 kg heeft dan een risico van 0.0015% op het krijgen van kanker. Dit ligt onder het verbodrisico maar boven het verwaarloosbare risico.

### ***Conceptualisering***

Om een indruk te krijgen van de opname van CF door apothekersassistenten zijn een tweetal modellen ontwikkeld.

Model 1 gaat uit dat de resultaten van veegproeven van verspreiding van CF in de werkomgeving een maat zijn voor de blootstelling. Deze blootstelling is vertaald naar een jaarlijkse opname van cyclofosfamide.

Model 2 gaat uit van een gemiddelde lekkage tijdens de bereiding en deze is vertaald naar een besmetting van de werkomgeving. Verder zijn in dit model aanvullende gegevens uit de literatuur gebruikt om het model te preciseren.

De modellen zijn toegepast op een groep van 15 apothekersassistenten in de apotheek van een groot streekziekenhuis met drie locaties. Apothekersassistenten werken 8 uur per dag, 5 dagen per week, 48 weken per jaar, 40 jaar en zijn 70 kg.

#### ***Model 1.***

1. Bereken de totale besmetting van de LAF-kast op basis van de veegproeven (zie bijlage).
2. Bereken de totale huidopname tijdens de bereiding door directe besmetting van de handschoenen.
3. Bereken de totale huidopname tijdens de bereiding door transfer van besmet oppervlak.
4. Bereken de totale huidopname door huidbesmetting door schoonmaakwerkzaamheden.
5. Bereken de totale opname door inhalatie.
6. Bereken het individuele risico.

#### ***Model 2.***

1. Schat de gemiddelde lekkage tijdens een bereiding.
2. Bepaal het aantal bereidingen op jaarbasis.
3. Bepaal de totale lekkage op jaarbasis.
4. Vul in model 1 vanaf stap 2.

## **Resultaten.**

Uit model 1 komt een besmetting van de LAF-kast van 6,5 mg CF. De opname van CF door de groep apothekersassistenten ten gevolge van die besmetting bedraagt 15 g, wat neerkomt op een opname van 1 g CF/jaar/apothekersassistent. Omgerekend is dat een risico van 0,0000003% ( $0,003 * 10^{-6}$ ) op het krijgen van kanker.

Uit model 2 komt een gemiddelde lekkage per bereiding van 20 l. Met een concentratie van 20 mg/ml en 1000 bereidingen leidt dat tot het vrijkomen van 200 mg CF. De opname door de groep apothekersassistenten door deze besmetting is 2 mg wat neerkomt op een individueel kankerrisico van  $0,56 * 10^{-6}$  (0,000056%).

## **Discussie.**

Uit de beide model-berekeningen lijkt het risico voor kanker voor de onderzochte groep apothekers assistenten te liggen onder het verwaarloosbaar risico. Dit wijkt af van de resultaten die Sessink een aantal jaren geleden vond. Een belangrijke oorzaak daarvoor is dat Sessink in zijn risicobenadering er van uitging dat apothekersassistenten de werkzaamheden met cytostatica iedere dag uitvoeren, terwijl dat in de praktijk niet zo blijkt te zijn. De praktijk in veel ziekenhuisapotheken lijkt te zijn dat de werkzaamheden door een (selecte) groep apothekersassistenten volgens een roulatieschema worden uitgevoerd. Doordat in die situatie de blootstelling cyclisch optreedt, met langere perioden waarbij geen opname plaats vindt, ligt het individuele risico lager.

Verder is het goed voorstelbaar dat de technieken die bij de bereiding worden gebruikt in combinatie met gehanteerde werkwijze er voor zorgt dat de blootstelling in de loop van de tijd is gereduceerd. In de onderzochte apotheek leidde de introductie van periodieke omgevingsmonitoring er toe dat schoonmaakprocedures werden aangescherpt (Ros et al). Medewerkers werden zich meer bewust van de oorzaken van verspreiding van cytostatica in de werkomgeving en de mogelijkheden om dat te voorkomen.

Uit de modelberekeningen blijkt dat schoonmaken van besmette oppervlakken een belangrijk blootstellingsrisico is. Maatregelen om de opname van CF te verlagen door bijvoorbeeld de keuze voor een andere soort handschoen verlagen het risico verder. Het gebruik van modelberekeningen kan dus een hulpmiddel zijn om de effectiviteit van maatregelen in een kosten-effect analyse te onderzoeken.

## **Bronnen.**

- Ros, J.J.W., Simons, K.A., Verzuil, J.M., Bijl, G.A. de, Pelders, M.G. (1997). Evaluatie van een schoonmaakprocedure voor de bereiding van cytostatica in een ziekenhuisapotheek. *Ziekenhuisfarmacie* 13 (1), p.p. 10-13.
- Sessink, P.J.M. (1996). Monitoring occupational exposure to anti-neoplastic agents. Katholieke Universiteit Nijmegen.

## ***Bijlage: Formules***

*Besmetting LAF-kast (week):*

$$B_w = \sum_{j=1}^5 \sum_{i=1}^j C_{\max_i} * \frac{X_i}{W_i}$$

Waarin:

$B_w$  = maximale besmetting oppervlakte LAF-kast/week

$C_{\max}$  = maximale besmetting van het gecontroleerde oppervlak in de LAF-kast

$X_i$  = oppervlakte van het gecontroleerde oppervlak in de LAF-kast

$W_i$  = oppervlakte veegproef

$j$  = dagen in de week

$i$  = aantal onderzochte oppervlakken

*Jaarbesmetting:*

$$B_y = 48 * B_w$$

Waarin:

$B_y$  = Besmetting LAF-kast/jaar

*Huidblootstelling*

De huidblootstelling komt tot stand door directe besmetting van de handschoen bij bereiding en transfer van besmette oppervlak op de handschoen.

*Bereiding:*

$$H_d = B_y * 2 * \frac{\text{hand}}{X_t} * P_f * H_f * \frac{w}{d}$$

Waarin:

$H_d$  = huidblootstelling door depositie

hand = oppervlakte huid op de hand

$X_t$  = totale oppervlak LAF-kast

$P_f$  = permeatiefactor handschoen

$H_f$  = huidopnamefactor

$w$  = aantal uren dat directe besmetting mogelijk is/dag

$d$  = totaal aantal uren dat bereiding plaats vindt/dag

*Huidblootstelling door transfer:*

$$H_t = \frac{X_h}{X_t} * T_f * B_y * P_f * H_f * \frac{d - w}{d}$$

waarin:

$H_t$  = huidblootstelling door transfer

$X_h$  = oppervlakte LAF-kast die door handschoenen kan worden aangeraakt

$T_f$  = transfer factor van oppervlak naar handschoen

*Huidbesmetting door schoonmaken:*

$$H_c = n * P_f * S_f * H_f * \sum_{i=1}^i C_{i_{\max}} * \frac{X_i}{W_i}$$

waarin:

$H_c$  = huidbesmetting door schoonmaken

$n$  = het aantal keren dat wordt schoongemaakt

$S_f$  = correctiefactor voor natte handschoen

sommatie = de totale besmetting

*Inademing:*

$$I = B_y * p_f * r_f$$

Waarin:

$I$  = blootstelling door inademing

$p_f$  = beschermingsfactor van de kast (concentratie buiten / concentratie binnen)

$r_f$  = fractie die wordt ingeademd

De sommatie van alle blootstellingsmomenten geeft de opname per jaar.

---

**\*Correspondentieadres**

P. van Balen

Nederlands Kankerinstituut Afd. DVS

Plesmanlaan 121

1066 CX AMSTERDAM

## Blootstelling aan cytostatica in het ziekenhuis

*S. Hilhorst*\*, W. Fransman, T. Meijster, H. Kromhout, Universiteit Utrecht, Institute for Risk Assessment Sciences, afd. Gezondheidsleer

### **Inleiding**

In opdracht van het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid is een onderzoek uitgevoerd naar de 'Blootstelling aan cytostatica in het ziekenhuis: stand der techniek op het gebied van beheersmaatregelen'. Directe aanleiding vormde het grootschalig epidemiologisch onderzoek naar reproductietoxische effecten bij ziekenhuispersoneel (Peelen et.al., 1999). In dat onderzoek zijn effecten aangetoond van blootstelling aan cytostatica op de voortplanting. Staatssecretaris Hoogervorst van het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid heeft in 1999 naar aanleiding van de resultaten van dit onderzoek aangekondigd maatregelen voor de beheersing van blootstelling aan cytostatica vast te leggen in beleidsregels. Deze regels zullen als leidraad dienen voor zowel werkgevers als de Arbeidsinspectie. Als basis voor de beleidsregels is het nodig de huidige stand van de techniek op het gebied van beheersing van blootstelling aan cytostatica te bepalen.

Dit onderzoek is uitgevoerd door de afdeling Gezondheidsleer (IRAS) van Universiteit Utrecht, in samenwerking met TNO Arbeid en TNO Voeding, afdeling Blootstellingsonderzoek. In 2000 is dit onderzoek naar de stand der techniek op het gebied van beheersmaatregelen uitgevoerd. Het onderzoek bestond uit drie fasen, (1) inventarisatie van de stand van zaken, (2) aanvullend arbeidshygiënisch onderzoek en (3) analyse van de kosten en baten. In deze presentatie zal het tweede deel van het onderzoek worden toegelicht.

### **Doel**

Het arbeidshygiënisch onderzoek had de volgende doelstellingen:

- in kaart brengen van niet-onderzochte (besmette) oppervlakken, blootstellingroutes en -groepen;
- evalueren van de effectiviteit van getroffen beheersmaatregelen.

### **Methoden**

Het onderzoek heeft zich gericht op tot nu toe niet-onderzochte (besmette) oppervlakken en andere blootgestelde groepen. Zo is de buitenkant van infuuszakken en spuiten en de huid van een kuurpatiënt geveegd. Ook zijn het beddengoed en gebruikte schoonmaakdoekjes geanalyseerd. Met urineonderzoek is onderzocht of opname van cyclofosfamide plaatsvindt bij werknemers van de schoonmaak- en transportdienst.



Daarnaast zijn getroffen beheersmaatregelen geëvalueerd door het nemen van veeg- en urinemonsters. Door herhaling van de metingen van Peelen *et al.* (1999) in hetzelfde ziekenhuis bij dezelfde personen en oppervlakken, is onderzocht of het pakket van maatregelen de blootstelling heeft verlaagd. Tevens zijn veegmonsters van een po voor en na het spoelen en het patiëntentoilet na het schoonmaken genomen om de effectiviteit van beheersmaatregelen direct te bepalen.

De metingen zijn in de periode van mei tot begin juli 2000 in drie ziekenhuizen in Nederland uitgevoerd.

Het onderzoek is beperkt tot de blootstelling en opname van cyclofosfamide. Andere cytostatica konden niet met een voldoende lage detectiegrens worden geanalyseerd of werden niet in voldoende mate toegepast in de onderzochte ziekenhuizen.

## ***Resultaten en discussie***

Niet-onderzochte (besmette) oppervlakken, blootstellingroutes en -groepen

Uit de beddengoedmonsters, de veegmonsters van de huid van de patiënt en de schoonmaakdoekjes van het sanitair blijkt dat de patiënt na de toediening een belangrijke bron van besmetting met cytostatica van de omgeving is.

Het *beddengoed* is besmet met cyclofosfamide tot wel 78500 ng per 100 cm<sup>2</sup> (range: 1,6 – 800 ng/m<sup>3</sup>). De besmetting van het totale beddengoed zal een aantal factoren hoger liggen aangezien slechts drie stukken van 100 cm<sup>2</sup> uit het beddengoed zijn geknipt. Onduidelijk blijft of daadwerkelijk transfer van cyclofosfamide van het beddengoed naar de omgeving plaatsvindt. Uit de analyse blijkt niet of de cyclofosfamide in de matrix van het beddengoed zit of beschikbaar kan komen voor opname. Daarnaast is het ook onduidelijk wat de blootstellingroute is. De transfer zou theoretisch via de huid door contact met het besmette oppervlak maar ook via de lucht bijvoorbeeld in de vorm van besmette huidschilfers en textiel deeltjes plaats kunnen vinden.

Uit de *veegmonsters van de huid van de patiënt* (range: 300 – 15500 ng/veegmonster) blijkt dat cyclofosfamide voorkomt in zweet van patiënten die cyclofosfamide toegediend hebben gekregen.

Ook analyse van de *schoonmaakdoekjes* laten zien dat het sanitair besmet is met cyclofosfamide door excreta van de patiënt. De mediane besmetting met cyclofosfamide van het sanitair is 27000 ng.

De besmetting van het beddengoed, huid van de patiënt en het schoonmaakdoekje laten een verband zien met de kuur van de patiënt. Zo leidt een vijfmaal hogere dosis tot een tienmaal hogere besmetting van het beddengoed. Na correctie voor de toegediende dosis is het kussen het meest besmet, gevolgd door de plek in het midden van het matrasslaken dat zichtbaar besmet is, de rug en het niet-zichtbaar besmette gedeelte van het midden. Het is aannemelijk dat zweet een grote bijdrage levert aan de

besmetting van het beddengoed. De kussenmonsters hebben de hoogste besmetting waarschijnlijk door speeksel. De zichtbare vervuiling met urine en faeces draagt in een aantal beddengoedmonsters waarschijnlijk bij aan de verhoogde besmetting van het matraslaken.

Ondanks een hoge besmetting van het schoonmaakdoekje is in de urinefracties van negen meetdagen bij vijf *schoonmakers* is geen detecteerbare hoeveelheid cyclofosfamide in de urine aangetroffen. Ook op de meetdag bij een medewerker van de *transportdienst* (mogelijk blootstelling aan besmet beddengoed) is geen cyclofosfamide in de urine aangetroffen.

### ***Effectiviteit van getroffen beheersmaatregelen***

De gebruikte *schoonmaakprocedures* blijken voor 65 tot 97% toereikend te zijn voor het verwijderen van de cyclofosfamide-besmetting. Ondanks dat in de helft van de gevallen 97% van de besmetting verwijderd wordt, blijft nog een aanzienlijk hoeveelheid cyclofosfamide achter op de toiletbril en -rand; 0,2 tot 2,4 ng/cm<sup>2</sup>.

Het reinigen van de po in een *pospoeler* met omkeermechanisme blijkt wel te voldoen. Bij twee metingen waar de po is geveegd na het reinigen is geen cyclofosfamide gedetecteerd. De pospoeler zelf is daarentegen wel verontreinigd met cyclofosfamide.

Ondanks de getroffen beheersmaatregelen vindt nog steeds opname van cyclofosfamide plaats. Op 13% van de 15 meetdagen bij vijf *verpleegkundigen op de polikliniek* en op 21% van de 24 meetdagen bij acht *verpleegkundigen op de verpleegafdeling* is cyclofosfamide in de urine aangetoond (0,10 ng/ml).

Ondanks dat in dit onderzoek specifieke blootstellingsituaties (verzorging van een patiënt die cyclofosfamide kreeg toegediend) zijn opgezocht is geen directe relatie tussen een positieve meetdag en de uitgevoerde taken op de meetdag aangetoond. Een verklaring hiervoor is dat de uitscheiding van cyclofosfamide niet binnen 24 uur plaatsvindt, zodat taken aan de verkeerde uitscheidingsperiode worden gekoppeld. Een andere verklaring is dat er een relatie is met taken die niet worden gerapporteerd in het urinedagboekje zoals het afhalen van beddengoed of contact met oppervlakken die niet binnen een specifieke taak vallen zoals het aanraken van een patiënt.

Uit *vergelijking van de resultaten van 2000 met eerder verricht urineonderzoek in 1997* blijkt dat het percentage positieve meetdagen op de verpleegafdeling gelijk is gebleven. Waarschijnlijk wordt de blootstelling op de verpleegafdeling voornamelijk bepaald door het verschonen van beddengoed en taken, waarbij contact met de patiënt optreedt. Deze taken zijn tussen 1997 en 2000 niet veranderd in frequentie en manier van uitvoering.

Op de polikliniek is het percentage positieve meetdagen wel gedaald van 19% in 1997 tot 11% in 2000. Dit kan worden verklaard doordat in 1997 nog de infuuszak met een spike werd aangeprikt, terwijl in 2000 men gebruik maakte van (semi-) gesloten infuussystemen. Tevens zijn in 1997 meer toedieningen verricht met cyclofosfamide

(67%) in vergelijking met de metingen in 2000 (33%). In verhouding was in 1997 meer cyclofosfamide beschikbaar. Daarmee is ook de omgevingsbesmetting gedaald in vergelijking met 1997. Aangezien op de polikliniek de blootstelling voor het grootste deel wordt bepaald door contact met besmette oppervlakken tijdens toedieningstaken, is dit naar alle waarschijnlijkheid de reden dat het percentage positieve meetdagen is gedaald.

De monsters zijn slechts op één cytostaticum geanalyseerd. Zodoende zijn de metingen uitsluitend uitgevoerd rondom toedieningen met cyclofosfamide. Dit had tot gevolg dat enkel bij intraveneuze toediening van cyclofosfamide is gemeten aangezien de andere toedieningsvormen zoals blaasspoeling niet voorkwamen met cyclofosfamide. Cyclofosfamide is gebruikt als tracer voor alle cytostatica. Op de meeste afdelingen (en vaak bij dezelfde patiënt) worden echter nog vele andere cytostatica dan cyclofosfamide toegepast, waardoor de resultaten een onderschatting geven van de besmetting door en de blootstelling aan alle cytostatica.

### ***Conclusie***

Geconcludeerd kan worden dat bij een duidelijk zichtbare bron, het cytostaticum zelf, veel beheersmaatregelen voorhanden zijn. Zo kan cytostatica worden bereid in een aparte ruimte in de apotheek in een veiligheidswerkbank met de nodige persoonlijke bescherming. Ook kan bij toediening tegenwoordig gebruik worden gemaakt van toedieningsystemen die gebruiksvriendelijk zijn en blootstelling aan cytostatica voorkomen of sterk verminderen. Uit het onderzoek blijkt dat de patiënt na de toediening van cytostatica een belangrijke bron van besmetting wordt. Dit deel van de route die het cytostaticum door het ziekenhuis maakt is echter minder goed afgedekt. In de eerste plaats omdat deze bron niet altijd wordt (h)erkend, maar vooral omdat het moeilijk is om beheersmaatregelen toe te passen in relatie tot een mensvriendelijke omgang met de patiënt.

### ***Dankwoord***

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van en grotendeels gefinancierd door het ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid. De analyses zijn uitgevoerd door Exposure Control in Nijmegen. Wij willen de ziekenhuizen die mee hebben gewerkt aan het arbeidshygiënisch onderzoek bedanken voor de gedeeltelijke financiering van de analyses. Daarnaast willen wij de arbeidshygiënist van de ziekenhuizen (Remko Houba, Tamara Onos, Elisabeth Brouwer en Els de Vries) bedanken voor de coördinatie en facilitering. In het bijzonder willen wij de ziekenhuismedewerkers bedanken, voor de medewerking aan het blootstellingonderzoek.

---

\* **Correspondentieadres** Mw.ir. S. Hilhorst, Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer Postbus 238 6700 AE WAGENINGEN

## Semi-quantitative dermal exposure assessment: dream or reality? A first validation step

*B.N. van Wendel de Joode\**, Department of Chemical Exposure Assessment, TNO Chemistry, Zeist, Environmental and Occupational Health Group, Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS), Utrecht University, H. Kromhout, S.K.M. Hilhorst, Environmental and Occupational Health Group, Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS), Utrecht University, R. Vermeulen, Occupational Epidemiology Branch, National Cancer Institute, Bethesda, J.J. van Hemmen, Department of Chemical Exposure Assessment, TNO Chemistry, Zeist

### **Introduction**

Prior to quantitative dermal exposure assessment it is informative to estimate dermal exposure semi-quantitatively. However, validated methods to assess dermal exposure semi-quantitatively are non-existent. We are currently developing a DerRmal Exposure Assessment Method (DREAM) that, amongst others, determines pathways contributing to dermal exposure such as ‘dermal contact with a contaminated working environment’. Within this scope, the degree of contamination of surfaces present in the working environment is estimated. The aim of our study was to investigate whether contamination scores obtained by DREAM for surfaces present in the working environment, corresponded with the measured contamination levels at these surfaces. In a medical centre, semi-quantitative surface contamination scores were assessed for anti-neoplastic drugs by applying DREAM, and compared with measured cyclophosphamide (an anti-neoplastic drug) levels.

### **Methods**

At five departments of a Dutch medical centre, two occupational hygienists identified surfaces possibly contaminated with anti-neoplastic drugs by hospital personnel during working activities. Consequently, per department, for each surface a DREAM-contamination score was determined by summing the contamination-scores of all tasks carried out at within a department. The contamination score at task level was formed by the product of the estimated ‘probability-of-contamination-value’ (no=0/ possibly=1/ yes=3) and the ‘intensity-of contamination-value’ (= the concentration of anti-neoplastic drugs containing the agent handled) (residue=1/ mixture=3/ pure=10)’.

Subsequently, at every department a number of surfaces were wiped with 20 ml 0.03 M NaOH-solution and two tissues. In addition, samples of bed sheets used by patients receiving cyclophosphamide treatment were taken. Samples were stored at  $-20^{\circ}\text{C}$ , extracted with 120-140 ml NaOH-solution (0.03M), and cyclophosphamide concentrations were determined using GC-MS analysis.

De DREAM-scores were plotted against measured contamination levels ( $\text{ng}/\text{cm}^2$ ) and the Spearman correlation coefficient was calculated. In addition, surfaces were divided

into four categories on basis of their DREAM scores: 0= no; 0-10=very low; >10-30=low; >30-100=moderate contamination. High contamination, a DREAM score of more than 100, did not occur.

**Table 1.** DREAM contamination categories compared with measurements (ng/cm<sup>2</sup>)

DREAM contamination category	GM	95%CI	Groups differ? P-values			
			No	Very Low	Low	Moderate
No (n=22)	0.02	0.01 – 0.04	.	0.15	<0.01	<0.01
Very low (n=21)	0.07	0.04 – 0.13	.	.	0.28	<0.01
Low (n=44)	0.16	0.10 – 0.25	.	.	.	<0.01
Moderate (n=22)	3.81	2.01 – 7.20	.	.	.	.

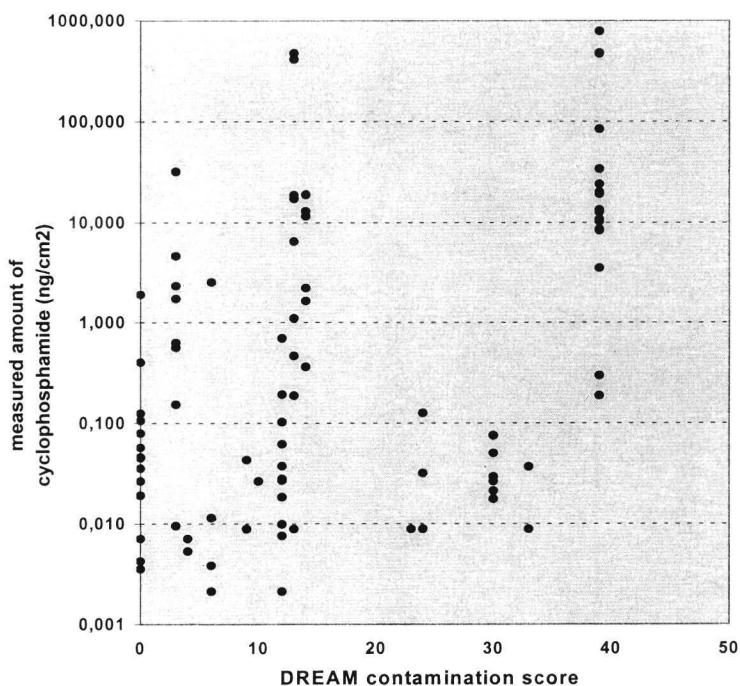
## Results

Figure 1 shows the DREAM-scores of surfaces present in the working environment compared with measured cyclophosphamide values on these surfaces. In general, surfaces with a higher DREAM-score corresponded with higher cyclophosphamide contamination levels. However, due to large variations in actual measured contamination per DREAM contamination score, the correlation was moderate (Spearman correlation coefficient  $r=0.48$ ,  $p=0.0001$ ). The DREAM category ‘moderate contamination’, had statistically significant higher cyclophosphamide levels than other categories ( $p<0.01$ ) (Table 1). In addition, the ‘low contamination’ category differed significantly from ‘no contamination’ ( $p<0.01$ ).

## Discussion

A moderate correlation was observed between DREAM contamination scores and measured cyclophosphamide contamination levels. This may be explained by the method used to estimate the

semi-quantitative scores, which were task-based only including contamination due to workers’ activities. However, they did not include contamination of the work environment through none-task-related factors such as contamination caused by patients (excreta). In addition, the semi-quantitative scores concerned contamination by anti-neoplastic agents in general where the quantitative assessment only concerned cyclophosphamide.



**Figure 1:** DREAM contamination scores versus measurements (ng/cm<sup>2</sup>).

### **Conclusion**

The results suggest that semi-quantitative assessment of contamination of the working environment may provide useful information. However, inventories should go beyond a task-based approach and consider additional sources of contamination. The approach applied to DREAM will be developed further.

---

#### **\*Correspondentieadres**

Mw.drs. B. van Wendel de Joode  
Universiteit Utrecht  
IRAS EOHgroup  
Postbus 238  
6700 AE WAGENINGEN



## Kosten en opbrengsten van beheersmaatregelen

*E.P. Miedema*\*, TNO Arbeid, Hoofddorp

### *Inleiding*

In artikel wordt aandacht besteed aan kosten en (eventuele) opbrengsten die verbonden zijn aan de invoering van beheersmaatregelen gericht op de beperking van blootstelling aan cytostatica. Naast de veiligheids- en gezondheidsaspecten spelen economische aspecten van beheersmaatregelen een rol bij de beslissing om bepaalde beheersmaatregelen te implementeren.

Het in kaart brengen van kosten van arbo-investeringen (waaronder de beheersmaatregelen vallen) is over het algemeen een wat eenvoudiger taak dan die van opbrengsten, maar ook het specificeren van kosten is niet geheel vrij van discussie. Daarmee zou de neiging kunnen ontstaan dan maar helemaal af te zien van een dergelijke exercitie (Mossink & Koningsveld, 2000). De waarde echter, van een poging om kosten en opbrengsten in kaart te brengen, kan naast de cijfermatige uitkomsten, gelegen zijn in het bekend worden met argumenten die een rol gespeeld hebben bij de besluitvorming en de bewustwording van economische aspecten die aan het hele proces verbonden zijn. Van belang is te onthouden dat kosten (investeringen) voor de baten uitgaan.

Opbrengsten van beheersmaatregelen waardoor veiliger gewerkt wordt zijn vaak pas op langere termijn zichtbaar. Daarnaast zijn er een aantal factoren te noemen waarom opbrengsten van investeringen in arbeidsomstandigheden (in dit geval beheersmaatregelen) niet altijd even eenvoudig zijn aan te geven (Mossink & Koningsveld, 2000):

- de samenhang tussen gezondheidsklachten en factoren in het werk is niet altijd even duidelijk;
- er zijn nog geen gestaafe kwantificeringen van effecten van betere arbeidsomstandigheden bekend;
- er zijn nauwelijks empirische gegevens met betrekking tot effectiviteit van arbo-investeringen op gezondheid en verzuim;
- de hoogte van verzuim is van zeer veel factoren afhankelijk, arbeidsomstandigheden en gezondheidsklachten zijn nauwelijks als factor te isoleren.

In veel kosten en baten analyses worden effecten op de gezondheid van medewerkers meegenomen. Veelal worden dan ook ramingen omtrent kosten door verzuim en uitval naar WAO gemaakt (zie bijvoorbeeld (Koningsveld & Thé, 1999)). Voor het huidige onderzoek blijven de gezondheidsaspecten beperkt tot kwalitatieve gegevens en worden geen verzuim en WAO ramingen gedaan omdat hiervoor eenvoudigweg geen gegevens beschikbaar zijn.



Een deel van de implementatie kosten, de directe kosten, namelijk investeringen en aanschaf prijzen van materialen, per beheersmaatregel zijn in kaart gebracht. Vervolgens wordt een totaal beeld van de kostenraming voor een ziekenhuis gegeven. De opbouw is steeds naar kosten en opbrengsten per taak, te weten:

- bereiding
- toediening en afkoppelen
- verzorging van de patiënt
- schoonmaak en afval
- transport
- calamiteiten
- persoonlijke bescherming
- beleid

Aan het eind van dit artikel zal worden weergegeven wat voor een ziekenhuis de totale kosten en opbrengsten van beheersmaatregelen zijn.

### *Aannames en uitgangspunten*

In dit onderzoek is geen uitsplitsing gemaakt voor de verschillende typen ziekenhuizen, aangezien ook de diverse kostenposten, waaronder de loonkosten in de verschillende ziekenhuizen nogal van elkaar kunnen verschillen (NZI, 1999). De kosten worden berekend voor een gemiddeld ziekenhuis met 4000 bereidingen per jaar. Ook wordt er vanuit gegaan dat uitsluitend bereidingen voor de intraveneuze toediening via een infuus plaatsvinden. Eén kuur zal bestaan uit vier cytostatica, zodoende vinden 1000 toedieningen per jaar plaats. Het ziekenhuis beschikt over een oncologie-verpleegafdeling met acht patiëntenkamers en een aparte toedieningsruimte voor de dagbehandeling van patiënten.

Voor de berekeningen zijn de kosten (waaronder soms ook opbrengsten) onderverdeeld in de volgende categorieën:

- investeringen
  - investeringen gedaan voor aanschaf van een apparaat (bijvoorbeeld veiligheidskabinet);
  - bijkomende kosten bij investering, zoals aanleg stroomvoorziening, luchtverversing e.d. (het gaat hier niet om kosten van gebruik, zoals stroom verbruik, dit valt onder beheerskosten).
- overige aanschafkosten
  - aanschaf eenmalige producten;
  - aanschaf meervoudige bruikbare producten.

- personele kosten
  - meer/minder kosten personeelsinzet door invoering beheersmaatregel (uitgedrukt in tijd en/of geld. Een schatting naar meer/minder tijd wanneer hiervan geen registratie wordt bijgehouden;
  - kosten door inzet (extra) personeel (bijvoorbeeld extra schoonmaakdienst).
- beheerskosten
  - kosten (extra) verbruik aangeschafte middelen (bijv. stroom, lucht en water);
  - kosten (extra) afvalstroom. onderscheid maken tussen speciaal en normaal afval;
  - kosten onderhoud/instandhouden duurzame middelen.
- overige kosten
  - kosten voor opleiden/voorlichten personeel voor werken met nieuwe middelen;
  - kosten die niet in een van de andere categorieën kan worden onder gebracht.

In gevallen waar kwantitatieve gegevens met grote moeite of zelfs helemaal niet te achterhalen waren, is gewerkt met schattingen. Wanneer hier aanleiding toe was, is gebruik gemaakt van een minimale en een maximale schatting. Schattingen zijn gedaan op basis van bestaand materiaal, kennis van betrokkenen en de eigen vakkennis.

Voor de kostenberekeningen wordt telkens uitgegaan van de kosten op jaarbasis voor een gemiddeld ziekenhuis. Op basis van de beschikbare gegevens en kennis zijn een aantal veronderstellingen gemaakt over het aantal bereidingen en toedieningen, het verbruik van materialen, de afvalstroom, de verbruikte tijd e.d.

Voor de jaarlijkse lasten van investeringen is gekozen voor de volgende afschrijvingsperioden:

- investeringen in ruimtes en gebouwen wordt een periode van 10 jaar gehanteerd;
- investeringen in apparatuur 5 jaar;
- investeringen in 'hightech' apparatuur 3 jaar;
- kleine bedragen voor duurzame goederen worden in één jaar afgeschreven.

In veel gevallen kan wel redelijk worden aangegeven welke investeringen en diverse aankopen gedaan zijn, maar wat betreft de lopende kosten (voor onderhoud e.d.) is dit een stuk lastiger. Sommige posten zullen dan ook pro memorie (pm) worden opgevoerd. Per taak zal worden aangegeven wat niet achterhaald is (of kon worden) en ook de reden waarom dit niet mogelijk was.

### ***Kosten en opbrengsten per ziekenhuis op jaarbasis***

In deze paragraaf zal een totaal overzicht worden gegeven van de kosten en opbrengsten verbonden aan de invoering van beheersmaatregelen. Bij de berekeningen per taak is steeds uitgegaan van een gemiddeld ziekenhuis waar 4000

cytostaticabereidingen en 1000 toedieningen per jaar plaats vinden. De totale kosten zullen ook op basis van deze eenheid berekend worden.

Uit tabel 1 blijkt dat een gemiddeld ziekenhuis dat nog geen beheersmaatregelen heeft ingevoerd, jaarlijks tussen de fl.400.000 en fl.550.000 moet investeren om te voldoen aan de 'stand der techniek'. Doorgaans zal een ziekenhuis al een aantal beheersmaatregelen hebben getroffen, zoals een apotheek die voldoet aan de normen (veiligheidswerkbank, ventilatie, inrichting cleanroom) en bij bepaalde taken wordt (gedeeltelijk) gebruik gemaakt van handschoenen. In dat geval zal men minder kosten hebben, tussen de fl.350.000 en fl.400.000.

Het verschil tussen de minimale en maximale investering wordt vooral veroorzaakt door de keuze van de infuussystemen.

In de berekening wordt vanuit gegaan dat toediening en verpleging gecentraliseerd worden. Wanneer echter de toediening en verpleging verspreid blijven over meerdere afdelingen (oncologie, urologie e.d.) zullen de kosten navenant hoger uit vallen. Er moeten dan meerdere kamers en/of afdelingen verbouwd worden en meer apparaten dienen te worden aangeschaft. Ook zal meer voorlichting richting verpleegkundigen en schoonmakers nodig zijn. Een berekening van de kosten bij verspreide toediening en verpleging is niet gemaakt, maar duidelijk is dat centralisatie voordeliger is.

Een groot deel van de kosten komt ten laste van de aanschaf van de persoonlijke beschermingsmiddelen. Bij de minimale investering van fl.400.000 aan beheersmaatregelen komt iets meer dan de helft van de kosten tot rekening van het gebruik aan persoonlijke beschermingsmiddelen. Bij het maximale bedrag van fl.550.000 komt ongeveer 40% van de kosten door de persoonlijke beschermingsmiddelen.

Hoewel in dit hoofdstuk de kosten én de baten van de beheersmaatregelen worden beschreven, zijn voornamelijk enkel de kosten gekwantificeerd. Slechts in een beperkt aantal gevallen zijn de baten in geld uit te drukken, zoals de tijdsbesparing bij het gebruik van (semi-)gesloten toedieningsystemen en de besparing op oude toedieningsystemen. Echter, gedurende het onderzoek zijn meerdere aspecten naar voren gekomen die al baten te kwalificeren zijn, maar niet te kwantificeren. Zo is een grotere veiligheid van en op het werk een belangrijke motivatie om bepaalde beheersmaatregelen in te voeren ondanks de daaraan gekoppelde kosten. Ook nauwkeurigheid bij de toediening en bereiding (bijv. bij toediening met behulp van de spuitpomp) en klantvriendelijkheid (bijv. geruststelling patiënt) spelen ook een belangrijke rol.

Eén van de belangrijkste baten door de invoering van de beheersmaatregelen, is de reductie van de blootstelling en het daaraan gekoppeld gezondheidsrisico. Dit zijn echter opbrengsten waarvan het effect pas op langere termijn gemeten kan worden.

**Tabel 1.** Overzicht van totaal kosten verbonden aan beheersmaatregelen voor beperking blootstelling aan cytostatica op jaarbasis (bedragen in guldens)

Taak	investering		bijkomend <sup>1</sup>		personeel		beheers		overig		Totaal kosten	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Bereiding	6.000	25.000	34.000	123.000	667	4.000	400	400			41.067	152.400
Toediening	12.000	31.000	11.067	11.067	-334	-2.000					22.733	40.067
Patiënt verzorging	83.100	102.100	7.370	7.370							90.470	109.470
Schoonmaak en afval			600	600			8.000	8.000			8.600	8.600
Transport	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calamiteiten			1.000	1.000							1.000	1.000
Persoonlijke bescherming			211.640	211.640							211.640	211.640
Voorlichting & beleid					9.440	9.440			8.000	15.000	17.440	24.440
Totaal min	101.100		266.637		9.773		8.400		8.000		392.950	
Totaal max		158.100		355.637		11.440	8.400			15.000		547.617

1    bijkomende aanschaffkosten (ook disposables)

## *Conclusies*

### Kosten en baten

Op basis van een gemiddeld ziekenhuis (4000 bereidingen per jaar; 1000 intraveneuze kuren van vier cytostatica, één oncologieafdeling met acht patiëntenkamers en één kamer voor de poliklinische toediening) is een berekening gemaakt voor de jaarlijkse kosten van het pakket beheersmaatregelen. Een ziekenhuis dat nog geen beheersmaatregelen heeft ingevoerd, moet jaarlijks tussen de fl.400.000 en fl.550.000 investeren om te voldoen aan de 'stand der techniek'. Doorgaans zal een ziekenhuis al een aantal beheersmaatregelen hebben getroffen, zoals een apotheek die voldoet aan de normen (veiligheidswerkbank, ventilatie, inrichting cleanroom) en bij bepaalde taken wordt (gedeeltelijk) gebruik gemaakt van handschoenen. In dat geval zal men minder kosten hebben, tussen de fl.350.000 en fl.400.000.

Het verschil tussen de minimale en maximale jaarlijkse investering wordt vooral veroorzaakt door de keuze van de infuussystemen.

In de berekening wordt vanuit gegaan dat toediening en verpleging gecentraliseerd worden. Wanneer echter toediening en verpleging verspreid blijven over meerdere afdelingen (oncologie, urologie e.d.) zullen de kosten navenant hoger uit vallen. Er moeten dan meerdere kamers en/of afdelingen verbouwd worden en meer apparaten worden aangeschaft. Ook zal meer voorlichting richting verpleegkundigen en schoonmakers nodig zijn. Een berekening van de kosten bij verspreide toediening en verpleging is niet gemaakt, maar duidelijk is dat centralisatie voordeliger is.

Een groot deel van de kosten komt ten laste van de aanschaf van de persoonlijke beschermingsmiddelen. Bij de minimale investering van fl.400.000 aan beheersmaatregelen komt iets meer dan de helft van de kosten tot rekening van het gebruik aan persoonlijke beschermingsmiddelen. Bij het maximale bedrag van fl.550.000 komt ongeveer 40% van de kosten door de persoonlijke beschermingsmiddelen.

Opbrengsten van de beheersmaatregelen zijn minder simpel aan te geven, te kwantificeren en in geld uit te drukken. In enkele gevallen zoals door tijdsbesparing bij toediening en besparing op oude toedieningsystemen, die niet meer hoeven te worden aangeschaft, zijn bedragen te noemen. Andere (niet financiële) opbrengsten zijn te vinden in toegenomen klantvriendelijkheid (naar de patiënt) en toegenomen nauwkeurigheid bij de bereiding en toediening. Eén van de belangrijkste baten door de invoering van de beheersmaatregelen, is de reductie van de blootstelling en het daaraan gekoppeld carcinogeen en reprotoxisch gezondheidsrisico. Het effect daarvan is echter niet op korte termijn zichtbaar en moeilijk kwantificeerbaar.

#### **\*Correspondentieadres**

E. Miedema,  
TNO Arbeid,  
Postbus 718,  
2130 AS HOOFFDORP

## Beroepsmatige blootstelling aan antibiotica in veevoer

*S.C.H.A. Tijssen\**, M. Groenewold, J.G.M. Bessems en E.A. Preller, TNO Chemie, afdeling Blootstellingsonderzoek en afdeling Toxicologische Risicobeoordeling, Zeist

### *Inleiding*

Blootstelling aan antibiotica kan van invloed zijn op het ontstaan van resistente bacteriestammen. Daarom staat toepassing van antibiotica, onder meer als groeibevorderaar in veevoer, nogal eens ter discussie. Het betreft dan risico's voor de algemene bevolking. Over de risico's van beroepsmatige blootstelling aan antibiotica in veevoer is weinig bekend. In 1998 heeft de Gezondheidsraad de mogelijke effecten van groeibevorderaars (AMGBs) onderzocht. Het resultaat heeft ertoe geleid dat het gebruik van antibiotica als groeibevorderaar steeds meer aan banden wordt gelegd. Voor het gebruik van antibiotica als geneesmiddel zijn geen beperkingen. Doel van deze (explorerende) studie is om een eerste indruk te krijgen van de risico's voor de gezondheid van, met name, blootstelling door inhalatie aan antibiotica in veevoer voor medewerkers die betrokken zijn bij de productie (veevoer- en diergeneesmiddelenindustrie) en toediening (veehouders) van veevoer.

### *Opzet van het onderzoek*

Om een risicobeoordeling uit voeren is eerst informatie verzameld over het gebruik van antibiotica in veevoer (hoeveelheden, percentages) en de effecten voor de gezondheid. Dit is gedaan door het uitvoeren van een search in de literatuur en op internet. Ook zijn deskundigen geraadpleegd. Op basis van de verzamelde informatie is de populatie at risk vastgesteld nl. werkers in de veevoerindustrie, boeren en medewerkers in de diergeneesmiddelen industrie. Varkensboeren werden gekozen als de worst case vertegenwoordiger van de boeren omdat het meeste diervoer dat gebruikt wordt bij varkens antibiotica bevat en zij de grootste hoeveelheid (droog) voer gebruiken.

Gegevens over de blootstelling van werknemers uit deze groepen zijn verzameld door het uitvoeren van literatuuronderzoek, het uitvoeren van een aantal bedrijfsbezoeken (aan een mengbedrijf en aan een geneesmiddelenfabrikant) en een telefonische enquête onder varkensboeren. Op basis van de informatie is een indruk verkregen van de processen, activiteiten en functies die leiden tot een mogelijke blootstelling aan antibiotica.

Voor de relevante activiteiten en/of functies is een schatting uitgevoerd van de (inhaleerbare) stofblootstelling. Hierbij is uitgegaan van een reasonable worst case (RWC) benadering, waarbij wordt aangenomen dat het 90ste percentiel van de beschikbare dataset deze waarde het best benadert. Het (mogelijke) reasonable worst case blootstellingsniveau aan antibiotica gedurende de geselecteerde activiteiten en functies is geschat door de blootstellingwaarden en concentraties waarin antibiotica

worden gebruikt in de producten (veevoer, premixen en pure antibiotica) met elkaar te vermenigvuldigen.

Op basis van beschikbare toxicologische gegevens zijn voor de antibiotica die in veevoer worden gebruikt indicatieve gezondheidkundige grenswaarden (IGGs) afgeleid. Een beperking hierbij is dat de beschikbare databases en internet-sites geen informatie bevatten over antibiotica die als groeibevorderaar wordt gebruikt. Op basis van beschikbare informatie over ADIs en de NO(A)ELs zijn prliminaire OELs afgeleid. Deze worden beschouwd als indicatieve gezondheidkundige grenswaarden (OELs) en blijken erg laag te zijn, nl. (0,004 - 25 mg/dag). Voor antibiotica in gebruik als groeibevorderaars kon geen grenswaarde worden afgeleid.

Een risico-index wordt bepaald door de geschatte blootstelling aan antibiotica voor een specifieke situatie te vergelijken met de betreffende OEL. Deze index geeft voor de verschillende activiteiten en functies aan hoe groot de kans op overschrijding van deze IGG is. Een risico-index van meer dan 1 geeft weer dat een overschrijding van de OEL mogelijk is tijdens een bepaalde activiteit of voor een bepaalde functie.

Er wordt zowel een minimum als een maximum index berekend. Het minimum geeft de situatie weer voor een product met de laagste concentratie antibiotica en het maximum voor een product met de hoogste blootstellingswaarde. Beide waarden zijn de uitersten van realistische werksituaties. Er is voor elke situatie gerekend met zowel de hoogste als de laagste OEL.

## ***Resultaten van het onderzoek***

### **Antibiotica**

Antibiotica worden in diervoer gebruikt als geneesmiddel en als groeibevorderaar. Het zijn chemicaliën die worden geproduceerd door specifieke typen bacteria of schimmels en ze worden gebruikt om bacteriële infecties te bestrijden. Bij dieren worden antibiotica gebruikt als geneesmiddel om een infectie te behandelen, om preventief infecties te voorkomen bij dieren die een risico lopen en als groeibevorderaar.

Het meest worden antibiotica als groeibevorderaar gebruikt. De dosis is dan laag, maar de gebruikte hoeveelheid hoog. Bij varkens, kalkoenen en kippen worden de grootste hoeveelheden groeibevorderaar gebruikt (hoeveelheid en percentage). Indien antibiotica als geneesmiddel worden gebruikt (bij een individueel beest of bij een groep) is de dosis doorgaans hoog, maar de gebruikte hoeveelheid laag.

In Nederland zijn ca. 1200 bedrijven betrokken bij de productie, vervaardiging en verkoop van veevoer en ca. 20.000 werknemers. Elk jaar wordt ca. 30 biljoen ton veevoer gebruikt. In Nederland werd in 1990 300.000 kg antibiotica gebruikt als therapeuticum. Het additionele gebruik van antibiotica als groeibevorderaar werd geschat op ca. 300.000 kg.

De gezondheidseffecten van antibiotica voor blootgestelde werknemers kunnen worden onderscheiden in toxicologische en microbiologische. Als gezocht wordt naar effecten van het gebruik van antibiotica als medicijn, worden vaak bijwerkingen genoemd. Bij effecten door blootstelling wordt meestal ingegaan op effecten door orale opname. Maar een paar studies melden effecten van dermale of inhalatoire blootstelling. Genoemd worden onder meer teratogeniteit en overgevoeligheid. Ook wordt beroepsastma genoemd. In het project is slechts beperkt ingegaan op de mogelijke ontwikkeling van restentie en kruis-resistentie voor antibiotica die bij de mens worden gebruikt. Hoewel er nog veel discussie over dit onderwerp gaande is en nog niet alle vragen zijn beantwoord, staat vast dat er een relatie is tussen het gebruik van antibiotica bij dieren en het optreden van resistente bacteriestammen in blootgestelde dieren en het ontstaan van zoönotische infecties van resistente bacteriestammen bij de mens.

### Schatting van de blootstelling

De volgende producten kunnen worden onderscheiden als het gaat om blootstelling aan antibiotica in de productie en het gebruik van veevoer:

1. Veevoer zonder antibiotica:  
Veevoer bestaande uit verschillende componenten maar zonder antibiotica.
2. Premixen voor compleet veevoer:  
Mengsels van voedingsadditieven waaronder antibiotica en groeibevorderaars.
3. Premixen voor gemedicineerd veevoer:  
Producten om te mengen met veevoer om gemedicineerd voer te verkrijgen
4. Veevoer met additieven, inclusief antibiotica (compleet veevoer):  
Veevoer met additieven dat meestal wordt verkregen door veevoer te mengen met een premix (ad 2).
5. Gemedicineerd veevoer:  
Veevoer met geneesmiddelen, meestal verkregen door veevoer te mengen met een premix met geneesmiddel (ad 3).



**Tabel 1.** Overzicht van de gebruikte data voor de risico-schatting voor werknemers gedurende productie en gebruik van veevoer.

Populatie at risk	Proces	Functie	Product	RWC stof (mg/m <sup>3</sup> )	Antibiotica in bron (%)	Blootstelling (g/m <sup>3</sup> )	Dagdos (g/dag)	Preliminaire OEL (g/dag)		Risico-index		Risico-index	
								Hoge OEL	Lage OEL	Laagste blootstelling	Hogste blootstelling	Hoge OEL	Lage OEL
Veevoer industrie	Productie premix	Operator Inpakker	Antibiotica met AMGB	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
			Premix met AMGB	6,6	0,02 - 1,2	1,3 - 80	13 - 799	*	*	*	*	*	*
	Productie veevoer	Andere functies	Premix met AMGB	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
		Overige functies	Veevoer met AMGB	6,1	0,0001 - 0,006	0 - 0,4	0,1 - 3,7	*	*	*	*	*	*
		Inpakker	Veevoer met AMGB	13,3	0,0001 - 0,006	0 - 0,8	0,1 - 8	*	*	*	*	*	*
Varkens-Boeren	Productie geneedici- neerd voer	Pers- Operator	Veevoer met genees-middel	5,8	0,0033 - 0,1	0,2 - 5,8	1,9 - 58	4,2 - 2500	0,5	0	0	14	14
		Inpakker	Veevoer met genees- middel	13,3	0,0033 - 0,1	4 - 133	44 - 1332	4,2 - 2500	1	0	0	32	32
		Varkens- boeren	Veevoer met AMGB	1,5	0,0033 - 0,04	0 - 0,6	0,5 - 6	*	*	*	*	*	*
			Veevoer met genees- Middel	1,5	0,0033 - 1	0 - 15	5 - 150	4,2 - 2500	0,1	0	0	32	32
Genees- Middelen industrie	Productie premix voor geneedici- neerd voer		Top-dressing	*	*	*	*	4,2 - 2500	*	*	*	*	*
		Dumpen van ingre- dienten	Antibiotica	1,37	* - 100	* - 1370	* - 13700	4,2 - 2500	*	*	0,5	3262	3262
		Afvullen	Premix	1,75	0,66 - 8	11,6 - 140	116 - 1400	4,2 - 2500	27,5	0	0,1	333	333
			Top-dressing	1,75	0,008 - 1,25	0,1 - 22	14 - 219	4,2 - 2500	0,3	0	0	52	52

\*: Geen informatie beschikbaar of niet mogelijk om met de beschikbare informatie een berekening te maken.

Voor toelichting: zie tekst

De blootstellingsschatting voor de relevante activiteiten en/of functies wordt in tabel 1 weergegeven voor zover informatie beschikbaar was. Per groep werknemers at risk worden activiteiten en functies onderscheiden. Ook wordt aangegeven voor welke bron (product) de blootstellingsschatting is uitgevoerd. De reasonable worst case blootstelling aan stof wordt gerapporteerd evenals het percentage antibiotica in het betreffende product. De combinatie van beiden leidt tot een blootstellingsrange, die omgerekend is naar een dagdosis. Deze wordt gecombineerd met de OEL en leidt tot de risico-indexen (voor zowel producten met een lage concentratie antibiotica/ laagste blootstelling) als voor die met een hoge concentratie/hogste blootstelling.

### ***De risicoschatting***

#### **Veevoerindustrie**

Voor de productie van premixen met AMGBs en veevoer met AMGBs kon, door het ontbreken van een OEL, geen risico-index worden afgeleid.

Voor gebruik van antibiotica in de productie van veevoer werden risico-indexen berekend voor operators en inpakkers. De indexen varieerden tussen 0 en 32. De hoogste index werd berekend voor de inpakkers.

#### **Varkensboeren**

Voor het maken van de risicoschatting is gekozen voor een worst case benadering. Aangenomen werd dat alle stof van veevoer (25% van de totaalstofblootstelling) antibiotica bevat. In de praktijk zal ook stof worden gevonden met geen of minder antibiotica. Ook wordt top-dressing gehanteerd. De risico-index voor varkensboeren die worden blootgesteld aan gemedicineerd veevoer varieert van 0 tot 3,6. Ondanks het feit dat de risico-index voor gebruik van antibiotica met een lage OEL in producten met een hoge concentraties hoger is dan 1, is er slechts een klein probleem voor varkensboeren omdat een worst case aanname werd gedaan dat al het stof van veevoer antibiotica bevat. Dit is niet erg aannemelijk.

#### **Geneesmiddelenindustrie**

Een risico-index werd berekend voor het dumpen van ingrediënten en het afvullen van premixen en top-dressings in de geneesmiddelenindustrie. De reasonable worst case levels zijn gebaseerd op beperkte data afkomstig van één fabrikant. De berekende risico-index voor de productie van premix of top-dressing varieert van 0 tot 3262. Vooral het gebruik van antibiotica met een lage OEL verdient de aandacht.

### ***Conclusies en aanbevelingen***

Gezondheidseffecten van antibiotica in veevoer kunnen worden onderscheiden in toxicologische en microbiologische. De informatie in de literatuur beperkt zich tot

contact dermatitis, beroepsastma en de overdracht van resistente bacteriestammen of resistente determinanten.

Er is beperkt inzicht in de blootstellingsniveaus die tot toxicologische effecten kunnen leiden. Er is geen inzicht in blootstellingsniveaus die leiden tot het ontstaan van resistente bacteriestammen bij de mens.

De blootstellingsniveaus voor de werknemers in de veevoerindustrie, geneesmiddelenindustrie en varkensboeren die mogelijk worden blootgesteld aan antibiotica moeten als indicatief worden geschouwd omdat ze gebaseerd zijn op aannames over de gebruikte hoeveelheden antibiotica en de duur van de activiteit.

Op basis van de beschikbare informatie zijn er duidelijke aanwijzingen dat werkers in de veevoerindustrie die blootgesteld worden aan antibiotica een risico lopen op toxicologische effecten. De risicoschatting voor toxicologische effecten op basis van de preliminaire OEL laat zien dat een overschrijding mogelijk is. Het risico op het ontstaan van microbiologische effecten kan echter niet worden uitgesloten. Het verschijnen van resistente bacteriestammen door het gebruik van antibiotica is waarschijnlijk een effect met nog grotere consequenties.

In volgorde van prioriteit zou in een vervolg van het project de volgende informatie moeten worden achterhaald:

- Inzicht verkrijgen in de risico's voor het ontstaan van resistente bacteriestammen bij werknemers betrokken bij de productie en het gebruik van veevoer veroorzaakt door blootstelling aan antibiotica in stof. De volgende info is hiervoor noodzakelijk:
  - Blootstellingsniveaus die leiden tot het ontstaan van resistente bacteriestammen in de werker.
  - Nauwkeurigere gegevens over inhalatoire blootstellingsniveaus in de productie van gemedicineerd veevoer.
  - De relevantie van dermale blootstelling.
- Een nader onderzoek naar de effecten van antibiotica voor dieren op de variabiliteit van endogene microflora in blootgestelde werknemers.
- Een nader onderzoek naar de toxiciteitsprofielen van deze antibiotica (gevaarsidentificatie, dosis respons relatie en een dosis effect analyse).

---

**\*Correspondentieadres**

Mw. S. Tijssen  
TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek  
Postbus 360  
3700 AJ ZEIST

## Kwartsstofblootstelling in de bouwnijverheid

*E. Tjoe Nij\**, F. Steffens, J. Spierings, P. Borm, D. Heederik, Universiteit Utrecht, Institute for Risk Assessment Sciences, Divisie Gezondheidsleer

### *Inleiding*

Blootstelling aan stof in de bouwnijverheid is een moeilijk beheersbaar probleem. De ontwikkeling van technieken om met hoge energie overdracht kwartsbevattend materiaal te bewerken is sneller gegaan dan de ontwikkeling van beheerstechnieken. Over het algemeen geldt de regel dat hoe hoger de energie overdracht, hoe meer en hoe fijner stof er kan ontstaan. Het stof in de bouwnijverheid bevat vaak kwarts, omdat veel met kwartsbevattende materialen wordt gewerkt. Overschrijdingen van de MAC waarde voor kwarts zijn in de bouwnijverheid eerder regelmaat dan uitzondering.

Alhoewel bouwstof veel kwarts kan bevatten, is silicose in het verleden nooit als echte bouwvakkersberoepsziekte geclassificeerd. Echter, in 1999 werd aan 17 nieuwe gevallen van silicose uit de Duitse bouwnijverheid compensatie verleend (HVBG, 1999). Totaal komt hiermee het aantal ex-werknemers in de bouwnijverheid die op basis van silicose in 1999 compensatie kreeg op 384. Recent is in Nederland een omvangrijke effectenstudie uitgevoerd bij 1335 werknemers uit de bouwnijverheid met hoge blootstelling aan kwarts houdend stof, waarbij aanwijzingen voor een verhoogd risico op een zogenaamde gemengd stof pneumoconiose (2,9%) zijn gevonden (Tjoe Nij, Burdorf et al., 1999). Slechts bij 0,8% van deze populatie zijn vroege aanwijzingen gevonden voor nodulaire silicose. De gemeten effecten (pneumoconiose) zijn minder uitgesproken dan te verwachten zou zijn bij vergelijkbaar hoge kwartsblootstellingen als in de mijnbouw.

Omdat silicose pas optreedt na het verstrijken van een bepaalde latentietijd, rijst enerzijds de vraag of overtuigende kwartsgerelateerde effecten op de luchtwegen pas in de toekomst goed meetbaar zullen zijn. Anderzijds zou ook sprake kunnen zijn van modificatie van bouwstof door andere factoren in het stof. Uit onderzoek in de mijnbouw is ook naar voren gekomen dat de effecten van het kwarts gemodificeerd kunnen worden, waarbij er factoren zijn die de toxiciteit van kwartsstof kunnen verlagen, maar ook factoren die de toxiciteit juist kunnen verhogen.

Behalve onderzoek naar het kwartsgehalte van respirabel bouwstof, is tot dusver weinig onderzoek verricht naar de samenstelling van bouwstof en de toxische potentie van dit stof. Een blootstellingonderzoek is uitgevoerd tegen de achtergrond van het effectenonderzoek bij 1335 werknemers in de bouwnijverheid.

### *Doelstelling*

Doel van het uitgevoerde onderzoek is om een inschatting te maken van het risico op ernstigere vormen van pneumoconiose dan tot nu toe aangetoond is.

Als hypothese wordt gesteld dat ernstigere vormen van silicose in de toekomst nog kunnen optreden, omdat de latentietijd voor deze aandoening voor het grootste deel van de werknemers in de bouwnijverheid nog niet verstreken is. Een andere hypothese is dat factoren in het bouwstof voorkomen die de toxiciteit hiervan modificeren.

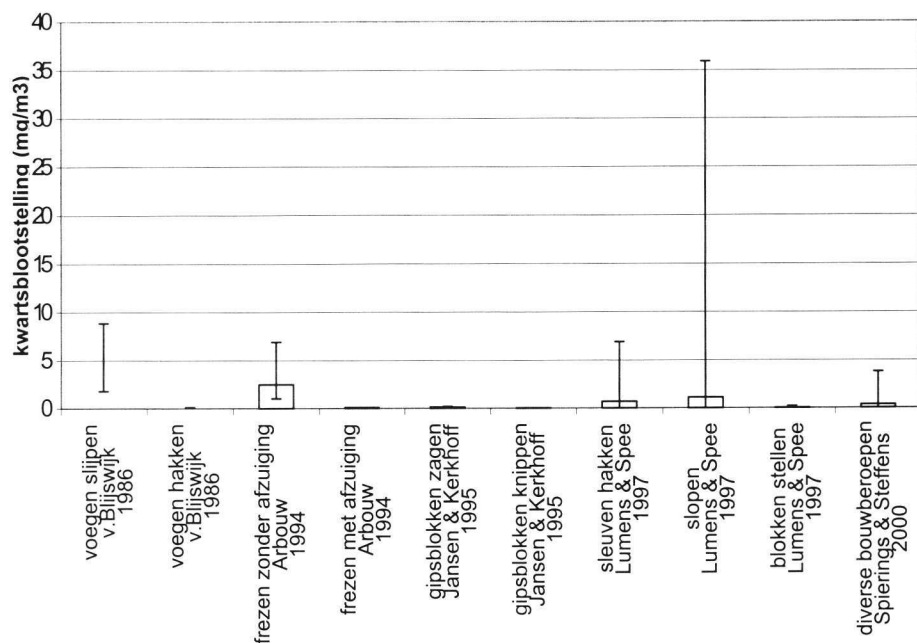
### ***Kwartsstofblootstelling (historisch perspectief)***

In 1999 is kwartsstof blootstelling gemeten bij renovatievoegers, sleuvenhakkers, slopers, blokkenstellers en schoonmakers in de bouw. Het betrof respirabel stofmetingen ( $n=68$ ) gedurende een hele werkdag bij 34 werknemers van bouwberoepsgroepen die ook in de effectenstudie (Tjoe Nij, Burdorf, Lumens, & Heederik, 1999) onderzocht zijn. De gemeten concentraties respirabel kwarts komen voor de eerste drie groepen (gemiddeld respectievelijk  $0,56 \text{ mg/m}^3$ ,  $0,84 \text{ mg/m}^3$  en  $0,25 \text{ mg/m}^3$ ) ruim boven de MAC waarde ( $=0,15 \text{ mg/m}^3$ ) voor kwarts in de bouwnijverheid uit. Eerdere onderzoeken bij diverse bouwberoepsgroepen in Nederland tonen ook concentraties ver boven de MAC waarde aan (fig. 1). Uit de gegevens blijkt dat de gemeten blootstellingwaarden in de loop der jaren steeds hoger zijn geworden, waarbij de hoogste waarden in 1997 zijn gerapporteerd (200 maal de MAC waarde). Maar ook in 1986 werden reeds concentraties gemeten die ver boven de huidige MAC waarde liggen. Van voor 1986 zijn geen Nederlandse blootstellinggegevens vermeld in de literatuur. De laatste metingen uit 1999 geven weliswaar lagere kwartsgehalten weer, maar 35% van de metingen lag boven de MAC waarde van  $0,15 \text{ mg/m}^3$ .

Ook in de internationale literatuur zijn kwartsblootstellinggegevens in de bouwnijverheid schaars, maar net als in Nederland treden veelvuldig grenswaarde overschrijdingen op.

### ***Toxiciteit bouwstof***

Een eerste aanzet om de toxiciteit van het bouwstof nader te bestuderen is gedaan door met behulp van een 'scanning' elektronen microscoop (SEM) bouwstofmonsters te bekijken. Bij SEM wordt een zeer fijne elektronenbundel door de condensor- en objectieflenzen gefocusseerd op het oppervlak van een object, dat door het opdampen van een zeer dunne laag Au (goud) in staat is elektronen af te geven. De elektronenbundel maakt aan het oppervlak (secundaire) elektronen vrij, die via een collector-detector systeem worden aangezogen en na versterking naar een kathodestraalbuis worden gestuurd. Van ieder punt van het bestraalde preparaatoppervlak wordt een weergave op de kathodestraalbuis verkregen.



**Figuur 1.** Gemiddelde kwartzblootstelling en blootstellingsrange in de Nederlandse bouwnijverheid.

Van inhaleerbaar stof, stationair gemonsterd tijdens voegen hakken, sleuven frezen, betonboren en slopen zijn elektronenmicroscopische opnamen gemaakt bij het 'Dept of Fibre & Particle Toxicology van de 'Medical Institute for Environmental Hygiene' in Düsseldorf, Duitsland. De filters hadden allen een hoge stofbelading. De stofconcentraties van de monsters voor de SEM analyse lagen tussen de  $1 \text{ mg/m}^3$  (betonboren met waterkoeling) en  $26 \text{ mg/m}^3$  bij het sleuven frezen. Op de SEM opnamen is te zien dat in de stofmonsters ook kleine deeltjes met een doorsnede van 200 tot 300 nanometer voorkomen. Uit analyse bleek de hoofdcomponent van de meeste grotere deeltjes silicium te zijn. De kleinere deeltjes (kleiner dan  $500 \text{ nm}$ ) zijn met de beschreven techniek niet nader te analyseren. Naast de hele kleine deeltjes zijn ook de wat grotere (respirabele) kristallijne kwartsdeeltjes ( $1\text{-}5 \text{ }\mu\text{m}$ ) duidelijk herkenbaar.

Bij betonboren waren op het filter veel deeltjes van rond de 200 tot 300 nm waar te nemen, naast deeltjes van tussen de 5 en  $10 \text{ }\mu\text{m}$ . Bij het koppensnellen zijn op het filter zuivere kwartsdeeltjes van tussen de 1 en  $5 \text{ }\mu\text{m}$  gedetecteerd en ook wat van de hele kleine deeltjes. Bij het voegen hakken bestonden de deeltjes vooral uit silicium en calcium, hetgeen duidt op een mengsel van kwarts en gips. Er werden ook zeer veel hele kleine deeltjes gemeten. Bij het sleuven frezen waren de deeltjes vrij groot (rond

de 5 tot 10  $\mu\text{m}$ ) en hadden een poreuze structuur. Bij het slopen werden naast kwartsdeeltjes ook een aantal andere elementen, zoals aluminium en titanium gemeten. De deeltjes waren over het algemeen groter dan 1  $\mu\text{m}$ .

### ***Discussie en conclusie***

Uit de weergegeven meetreeksen blijkt dat kwartsstofblootstellingen in de loop der jaren steeds hoger zijn geworden, al moeten deze gegevens met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden, omdat het een breed scala aan beroepsgroepen en te bewerken materialen betreft. Alleen de laatste metingen geven wat lagere blootstellingen aan dan in 1997 zijn gemeten, maar dit zou ook een gevolg kunnen zijn van de selectie van de populatie. Een uitgebreider meetprogramma is vereist om een goed beeld van de huidige blootstellingsniveaus te krijgen, maar aangezien de ook bij de werknemers die zelf geen stof veroorzaakten, sprake was van een zeker risico op grenswaardeoverschrijding is niet te verwachten dat er bouwsituaties zijn waar geen risico is op grenswaardeoverschrijding. Bij de gemeten blootstellingswaarden biedt het dragen van persoonlijke beschermingsmiddelen, zoals die in de bouwnijverheid sporadisch gebruikt worden, geen soelaas, omdat daarmee de blootstelling niet voldoende gereduceerd kan worden.

Indien wordt uitgegaan van een latentietijd van 20 jaar voor het ontwikkelen van silicose, en ervan wordt uitgegaan dat ook voor 1986 al sprake was van hoge kwartsblootstelling zouden de vroege effecten van silicose nu meetbaar moeten zijn. De vroege effecten zijn mogelijk milder dan bij vergelijkbare blootstellingsconcentraties en blootstellingsduur in de mijnbouw, omdat de toxische effecten van het bouwstof gemodificeerd worden.

De SEM foto's tonen duidelijk aan dat veel kristallijne kwartsdeeltjes tussen de 1 en de 5  $\mu\text{m}$  voorkomen in het stof dat vrijkomt bij het koppensnellen. Dit was ook de beroepsgroep waar in het effectenonderzoek de meeste aanwijzingen voor silicose waren. Van deeltjes tussen de 2 en 5  $\mu\text{m}$  zet zich tot circa 50% neer in het alveolaire deel van de longen. Bij het sleuvenfrezen waren de stofdeeltjes veel poreuzer, overeenkomstig het materiaal waarin werd gefreesd.

Over de schadelijke effecten van kwartsdeeltjes rond de 200 á 300 nm is weinig bekend, maar gezien het veelvuldig voorkomen van deze kleine deeltjes op een aantal stofmonsters is nader onderzoek gewenst. Van de kleinere deeltjes zet zich minder dan 20% neer, maar bij hoge stofconcentraties zijn dit toch nog aanzienlijk veel deeltjes. Mogelijk veroorzaken deze kleine deeltjes net als deeltjes van sigarettenrook meer bronchitisachtige effecten dan verbindweefseling van longweefsel. In het effectenonderzoek werden inderdaad veel hoestklachten gerapporteerd, hetgeen deze theorie zou kunnen ondersteunen.

Geconcludeerd kan worden dat de toxiciteit van bouwstof vermoedelijk zeer variabel is en sterk afhangt van het te bewerken materiaal en de bewerkingsmethode. De gezondheidseffecten op de luchtwegen die in de bouwnijverheid voorkomen, zoals hoesten, forse longfunctiedalingen en gemengd stof pneumoconiose zijn vermoedelijk niet allen primair geassocieerd met het kwartsgehalte van het bouwstof, maar met een combinatie van stoffeigenschappen.

---

**\*Correspondentieadres**

Mw.ir. E. Tjoe Nij  
Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer  
Postbus 80176  
3508 TD UTRECHT





## De afval- en compost industrie: overzicht van blootstellings- en effecten-onderzoek in Nederland

I. Wouters\*, J. Douwes, G. Doekes, D. Heederik, Institute for Risk Assessment Sciences, Divisie Gezondheidsleer, Utrecht.

### *Inleiding*

Sinds ruim 10 jaar wordt in Nederland de organische fractie van het huishoudelijk afval zoveel mogelijk apart ingezameld. Het zogeheten groente-, fruit en tuinafval (GFT-afval) kan verwerkt worden tot een nuttig eindproduct, n.l. compost. Daarnaast ontstaan de laatste jaren ook andere stromen van afval biomassa, bijvoorbeeld gebruik van slib bij het opwekken van elektriciteit. De scheiding van het GFT-afval en het restafval vindt veelal plaats aan de bron, in het huishouden. De vertering en omzetting van het afval door schimmels en bacteriën tot compost start echter reeds in de woning. In GFT-emmers in woningen en in biobakken buiten de woning is dan ook meestal sprake van uitbundige groei van schimmels en bacteriën. Het huishoudelijk afval, en in het bijzonder GFT-afval, kan daarom een belangrijke bron zijn van microbiële blootstelling, zowel in het woon- als in het werksmilieu. Onder microbiële blootstelling worden niet alleen de levende schimmels en bacteriën gerekend, maar ook dode micro-organismen en hun celwandbestanddelen en uitscheidingsproducten, zoals bacteriële endotoxinen en schimmel  $\beta(1\rightarrow3)$ -glucanen.

Uit eerder onderzoek in diverse werksituaties met hoge microbiële blootstelling is bekend dat inademing van microbiële agentia de oorzaak kan zijn van diverse luchtwegaandoeningen, o.a. als gevolg van specifieke allergieën en andere afweer- en ontstekingsreacties in zowel de bovenste (neus, keel) alsook de diepere luchtwegen en longen. Daarnaast kunnen bij zeer hoge blootstelling aan micro-organismen en hun toxinen acuut toxische effecten optreden, met als gevolg koorts en andere griepachtige verschijnselen, beschreven als het zgn. organic dust toxic syndroom (ODTS). Andere waargenomen symptomen bij een hoge organisch stof belasting zijn: irritatie van ogen, neus, keel en huid, en klachten van het maagdarmkanaal als misselijkheid en diarree.

Tot een aantal jaren geleden waren er vrijwel geen gegevens voorhanden met betrekking tot aard en omvang van blootstelling aan microbiële agentia bij werknemers in de afvalophaal en afvalverwerkende industrie. In de afgelopen jaren zijn er binnen Nederland een aantal onderzoeken uitgevoerd onder werknemers van composteer-installaties en afvalinzamelingsdiensten, om de niveau's van blootstelling aan organisch stof en microbiële agentia vast te stellen. In een aantal van deze studies zijn ook mogelijke gezondheidseffecten onderzocht. Een overzicht van de resultaten van deze studies zal in deze presentatie worden gegeven.

## **Methoden**

Inhaleerbaar stof metingen werden stationair en/of persoonlijk uitgevoerd met behulp van PAS6 of GSP stofmonsternamen. De hoeveelheid stof werd gravimetrisch bepaald. Het stof werd geëxtraheerd waarna de hoeveelheid endotoxinen in het extract werd bepaald met de kinetische LAL assay en de hoeveelheid  $\beta(1\rightarrow3)$ -glucanen in het extract werd bepaald met een inhibitie Enzyme Immuno Assay.

Levensvatbare schimmel en bacterie concentraties werden gemeten middels stationaire monsternamen volgens de N6 modificatie van de Andersen sampler. De hoeveelheid schimmels werd bepaald door monsternamen op DG18 agar bodems en de hoeveelheid bacteriën werd bepaald door monsternamen op TSA agar bodems.

Bij een aantal van de uitgevoerde studies werd naast de blootstellingsniveau's tevens het voorkomen van mogelijke gezondheidseffecten bepaald. Middels vragenlijstonderzoek werd het voorkomen van symptomen onderzocht. Er werd bloed afgenomen en in het bloed serum werd aanwezigheid van antilichamen gericht tegen schimmels bepaald met Enzyme Immuno Assays. Tevens werden bij een deel van de onderzoekspopulatie zogenaamde neuslavages verricht (spoeling van de neus) ten einde de hoeveelheid ontstekingscellen en ontstekingsmediatoren in de neus te bepalen.

## **Resultaten**

Tabel 1 geeft een overzicht van de blootstellingsniveau's van inhaleerbaar stof, endotoxinen, glucanen over een werkdag, en van levensvatbare schimmels en bacteriën concentraties zoals gevonden in de verschillende studies in de afval- en compost industrie in Nederland. Werknemers in de compost industrie waren blootgesteld aan hogere concentraties organisch stof dan afvalophalers, en in beide takken van industrie werd de voorgestelde gezondheidkundige advieswaarde van de Gezondheidsraad voor endotoxinen van 50 EU/m<sup>3</sup> en de wettelijke grenswaarde voor endotoxinen van 200 EU/m<sup>3</sup> regelmatig overschreden. De gemeten concentraties aan levensvatbare schimmels en bacteriën waren eveneens hoog, zo hoog dat metingen middels de Andersen sampler meestal niet mogelijk bleek wegens maximale begroeiing van groeimedium platen.

De blootstelling voor functies waarbij een voertuig bestuurd werd (shovel/vrachtwagenchauffeur) was lager dan voor andere functies (productiemedewerker /belader). Tevens bleek dat de technische onderhoudsfuncties samenhangen met hoge blootstellingsniveau's. Binnen de groep van afvalophalers werd er geen verschil gevonden tussen de blootstelling bij het ophalen van GFT-afval en rest-afval, alhoewel er wel behoorlijke verschillen in blootstellingsniveau's tussen de verschillende jaren optraden. Dit verschil tussen jaren kan mogelijk verklaard worden door het verschil in temperatuur tijdens de meetjaren.

**Tabel 1.** Range van blootstellingsniveau's bij bedrijven in de huishoudelijk afval verwerkende industrie.

Soort bedrijf	Sub-functies/afdelingen	Inhal. (mg/m <sup>3</sup> )	Stof	Endotoxinen (EU/m <sup>3</sup> )	Glucanen (µg/m <sup>3</sup> )	Schimmels <sup>2</sup> (KVE/m <sup>3</sup> x 10 <sup>3</sup> )	Bacterien <sup>2</sup> (KVE/m <sup>3</sup> x 10 <sup>3</sup> )
Tunnel compostering	Controle ruimtes (S)	Nd <sup>1</sup> – 0.67				Nd – 23	Nd – 23
1994	Opslag rijpe compost (S)	0.25 – 0.96		8	Niet bepaald	>63 – >93	>63 – >93
	Bewerkingsruimtes (S)	2.72 – 10.25		> 8 – 4550		>91 – >93	>91 – >93
Ophaaldienst	Beladers grof vuil	0.6 – 44.9		19 – 2695	0.50 – 210.11	-	-
	Beladers GFT + Rest	0.4 – 0.7		20 – 34	1.4	-	-
Stort	Bulldozer chauffeurs	0.9 – 1.0		24 – 32	Nd	15 – >86	8 – >86
Veld compostering	Productie medewerkers	0.8 – 4.6		74 – 1668	1.06	21 – >86	5 – >86
	Technisch pers. Compost	1.9 – 8.5		258 – 1622	0.30 – 41.70	10 – 68	10 – >86
1994	Technisch pers. Overig	2.5 – 3.0		61 – 238	2.74 – 9.57	30 – >86	6 – 7
Vuilnis ophalers GFT	Chauffeur	Nd – Nd		47 – 666	Niet bepaald	-	-
	Belader	Nd – 4.4		57 – 5356		1 – 12	0.1 – >19
1995	Stortbordes (S)	Nd – Nd		247 – 1367		-	-
Tunnel compostering	Bulldozer chauffeur	Nd – 12.2		Nd – 357	Nd – 4.83	-	-
jaar 1	Technisch personeel	0.7 – 7.3		141 – 3544	1.03 – 53.23	>100 – >100	>100 – >100
	Leidinggevende/controleur	0.5 – 22.8		107 – 1678	1.40 – 10.38	3	>100
1995	Productie medewerkers	Nd – 5.3		220 – 1712	Nd – 13.18	>100 – >100	>100 – >100
Tunnel compostering	Bulldozer chauffeur	Nd – 5.7		7 – 1314	Nd – 1.44	Niet bepaald	Niet bepaald
jaar 2	Technisch personeel	0.5 – 2.9		24 – 299	2.00 – 14.12		
	Leidinggevende/controleur	Nd – 1.6		60 – 842	Nd – 5.68		
1996	Productie medewerkers	Nd – 4.3		25 – 5965	1.05 – 11.96		
Vuilnis ophalers	Chauffeur	Nd – 2.2		Nd – 124	Nd – 5.9	-	-
GFT+rest	Chauffeur/belader	Nd – 5.0		8 – 422	Nd – 24.8	-	-
1997	Belader	Nd – 9.1		Nd – 7182	Nd – 30.8	1 – 2000	0.1 – 30

(S) Alleen stationaire metingen uitgevoerd

<sup>1</sup> Nd = niet detecteerbaar

<sup>2</sup> Schimmel en bacterie metingen zijn alleen stationair uitgevoerd en weerspiegelen momentopnamen.

**Tabel 2.** Mediaan en range van ontstekingscellen en ontstekingsparameters zoals gevonden in neuslavage vloeistof van afvalwerkers en controles bij neuslavage studies in de afvalverwerkende industrie.

Neuslavage parameter		Controles		Composteerders/afvalophalers	
		Ochtend Med (range)	Middag Med (range)	Ochtend Med (range)	Middag Med (range)
Tunnel jaar 1 1995	compostering	0.9 (0.2 – 120)	0.5 (0.2 – 1.5)	4.3** (0.7 – 17)	7.0*** (1.0 – 16.2)
	Interleukin 8 (pg/ml)	34.8 (8.0 – 416.3)	21.4 (7.0 – 166.7)	159.7*** (46.7 – 374.2)	173.3*** (53.0 – 409.4)
	Interleukin 6 (pg/ml)	niet bepaald	niet bepaald	niet bepaald	niet bepaald
Tunnel jaar 2 1996	compostering	1.9 (0.2 – 17.4)	1.9 (0.2 – 2.5)	3.4 (1.0 – 13.0)	4.7** (0.4 – 25.9)
	Interleukin 8 (pg/ml)	96.6 (37.2 – 215.2)	92.5 (19.7 – 131.2)	109.5 (35.0 – 273.3)	137.4** (60.0 – 258.5)
	Interleukin 6 (pg/ml)	0.9 (<0.2 – 10.8)	1.3 (<0.2 – 28.2)	0.7 (<0.2 – 11.6)	3.7 (<0.2 – 15.0)
Vuilnis GfT+rest 1997	ophalers	2.6 (0.1 – 34.9)	0.7 (0.2 – 7.3)	2.3 (0.1 – 219)	1.5* (0.2 – 198)
	Interleukin 8 (pg/ml)	142.3 (43.3 – 819.5)	132.1 (27.3 – 412.6)	260.8* (16.5 – 705.1)	155.6 (18.6 – 571.3)
	Interleukin 6 (pg/ml)	1.7 (<0.9 – 4.83)	1.4 (<0.9 – 4.05)	0.94 (<0.9 – 34.8)	1.3 (<0.9 – 4.05)

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001 Wilcoxon test afvalwerkers versus controles.

Bij drie van de in tabel 1 opgenomen studies (de laatste 3) werd tevens een gezondheidsonderzoek uitgevoerd. Luchtwegklachten werden regelmatig gerapporteerd zowel bij composteerders als afvalophalers, met name symptomen zoals droge hoest, hoesten met opgeven van slijm en verstopte neus en/of niezen. Een specifieke allergie tegen schimmellallergenen en/of thermofiele actinomyceten werd niet gevonden bij werknemers in deze industrieën. Titters van IgE en IgG antilichamen tegen schimmels of actinomyceten waren niet significant hoger in de composteerders of afvalophalers dan in controles. Composteerders en afvalophalers vertonen beiden een verhoogde mate van ontstekingsreacties in de neus vergeleken met controles, waarbij het aantal ontstekingscellen en concentraties van ontstekingsmediatoren in de neuslavage vloeistof verhoogd zijn ten opzichte van een controle populatie (tabel 2), waarbij de verschillen het grootst zijn na de werkdag. In de afvalophalers studie bleek dat een verhoogde (boven de mediaan) concentratie van IL8 en totaal cellen in de neuslavage na de werkdag vaker voorkwam bij personen die luchtwegklachten, zoals hoest, slijm ophoesten, piepen op de borst, verstopte of loopneus, rapporteerden (RR range van 1.6-7.7,  $p < 0.05$  voor IL8 en 1.5-2.3,  $p < 0.1$  voor cellen).

### ***Conclusies***

Werknemers in de afval-ophaal en afval-verwerkende industrie zijn blootgesteld aan concentraties microbiële agentia waarbij gezondheidseffecten te verwachten zijn. Het is waarschijnlijk dat deze blootstelling leidt tot ontstekingen in de (bovenste) luchtwegen onafhankelijk van een allergische reactie, wat mogelijk de aanwezige luchtwegsymptomen verklaart.

---

#### **\*Correspondentieadres**

Mw. I. Wouters  
Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer  
Postbus 80176  
3508 TD UTRECHT



## Blootstelling aan diisocyanaten in Nederland

*R.J. Snippe\**, J.H.J. Gijsbers, H.L. van Drooge, E.A. Preller, TNO Chemie, Afdeling Blootstellingsonderzoek, Zeist

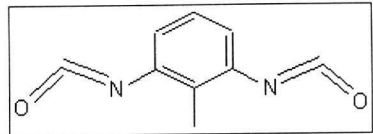
### Achtergrond

Allergische luchtwegaandoeningen vormen een belangrijke groep van beroepsziekten. Naast allerlei biologische stoffen (zoals meelstof of proefdierallergenen) is er ook een aantal laag-moleculaire ‘chemische’ stoffen dat een allergie kan veroorzaken. Deze chemische allergenen worden gezien als belangrijke veroorzaker van beroepsastma in geïndustrialiseerde landen.

Door de auteurs is onderzoek verricht naar de blootstelling aan enkele chemische allergenen, waaronder diisocyanaten. Het onderzoek had tot doel inzicht te verschaffen in het gebruik van deze stof in Nederland, de te verwachten blootstellingsniveau's en de mate waarin deze blootstelling leidt tot het optreden van allergische luchtwegklachten. In eerste instantie is informatie verworven middels literatuurstudie en gesprekken met vertegenwoordigers van bedrijven, branche-organisaties en andere deskundigen. Om de blootstelling aan diisocyanaten beter te kunnen kwantificeren is in een beperkt aantal branches een aantal inventariserende metingen verricht.

### Diisocyanaten

Kenmerkend voor isocyanaten is de aanwezigheid van één of meer reactieve  $-N=C=O$  groepen (Afbeelding 1). Deze groepen reageren sterk met vele stoffen, zoals water, polyolen, aminen, zuren en basen en zijn tevens de meest waarschijnlijke oorzaak van de sensibiliserende eigenschappen van deze stoffen. Bij diisocyanaten is sprake van een molecuul met twee van deze reactieve groepen. Deze monomeren zijn de eenvoudigste vorm van isocyanaat. Enkele veel gebruikte diisocyanaten en hun fysische eigenschappen zijn weergegeven in tabel 1.



**Afbeelding 1.** 2,6-TDI

**Tabel 1. Fysische eigenschappen van drie veelgebruikte diisocyanaten**

Stofnaam	Afkorting	Smeltpunt (°C)	Kookpunt (°C)	Dampdruk (Pa bij 20°C)
Hexamethyleen diisocyanaat	HDI	-55	255	7
4,4-Methyleendifenyl diisocyanaat	MDI	37	172	$4 \cdot 10^{-4}$
2,4- en 2,6- Tolueen diisocyanaat (mengsel)	TDI	12,5 – 22	247	1,3



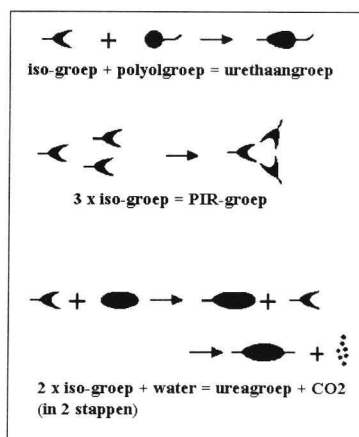
Diisocyanaten komen zelden als zuivere stof (100% monomeer) voor. Ze komen meestal voor als mengsel van monomeren, derivaten en soms volledig gepolymeriseerde vormen.

- monomeren zijn moleculen met twee reactieve  $-N=C=O$  groepen;
- onder derivaten wordt hier verstaan: alle stoffen, anders dan monomeren, die minimaal één vrije  $-N=C=O$  groep bevatten. Dit zijn bijvoorbeeld monomeren waarbij één reactieve groep is geblokkeerd door een (mogelijk reversibele) reactie met een ander molecuul, of moleculen die meer dan twee reactieve  $-N=C=O$  groepen bevatten en bestaan uit meerdere aan elkaar gekoppelde monomeren. In alle gevallen bezitten deze derivaten vrije  $-N=C=O$  groepen en hebben daardoor eveneens sensibiliserende eigenschappen.
- polymeren zijn moleculen waarvan beide reactieve groepen volledig zijn geblokkeerd. Deze 'nieuwe' verbindingen hebben geen sensibiliserende eigenschappen ten gevolge van isocyanaatgroepen meer. Wél kan soms bij thermische degradatie van deze polymeren opnieuw isocyanaat worden gevormd.

## Gebruik

Het gebruik van diisocyanaten is veelzijdig, maar duidelijk afgebakend. Deze stoffen worden gebruikt voor de vervaardiging van polyurethaan, in welke vorm dan ook. Dit polyurethaan kan hard- of zachtschuim zijn, maar bijvoorbeeld ook worden toegepast in verf, lijm of synthetisch gipsverband. De uitgangsstoffen zijn steeds isocyanaat en polyol. Daarnaast kunnen isocyanaten reageren met water of met elkaar. Enkele mogelijke reacties zijn weergegeven in afbeelding 2.

De reactiviteit van isocyanaat met water wordt overigens regelmatig overschat. Nogal eens werd door bedrijven meegedeeld, dat eventueel vrijkomende isocyanaatdamp vrijwel direct zou reageren met waterdamp in de lucht. Uit metingen blijkt, dat deze veronderstelling onterecht is.



**Afbeelding 2.** Chemische reacties

## Blootstelling

De hoogte van de blootstelling wordt vooral bepaald door het type diisocyanaat (dampspanning), de procestemperatuur, de geautomatiseerdheid/geslotenheid van het proces en het al dan niet optreden van aerosolvorming. In veel gevallen lijkt de industrie er de afgelopen decennia in geslaagd te zijn de blootstelling aan

diisocyanaten omlaag te brengen. Waar mogelijk zijn de vluchtiger diisocyanaten vervangen door minder vluchtige types en wordt gebruik gemaakt van allerlei gemodificeerde diisocyanaten. Hierin schuilt echter ook een gevaar: deze gemodificeerde isocyanaten kunnen evenzeer allergene eigenschappen hebben, maar krijgen mogelijk minder aandacht omdat er in Nederland geen MAC-waarden voor bestaan.

### ***Beroepsastma en sensibilisatie***

Beroepsastma wordt gekenmerkt door perioden van acute reversibele luchtwegvernauwing (obstructie) en verhoogde prikkelbaarheid van de luchtwegen veroorzaakt door inhalatie van specifieke stoffen aanwezig op de werkplek. Binnen beroepsgebonden astma wordt onderscheidt gemaakt in twee soorten: de allergische en niet- allergische variant. Bij de allergische variant zijn de luchtwegklachten het gevolg van een specifieke immuunrespons. Diisocyanaten kunnen allergisch beroepsastma veroorzaken na een eenmalige hoge blootstelling of na herhaalde of constante blootstelling. Is een persoon eenmaal gesensibiliseerd, dan kunnen zeer lage concentraties diisocynaat (ruim beneden de MAC-waarde) al voldoende zijn om een asthma-aanval te induceren. De luchtwegklachten zijn veelal dermate ernstig, dat de werknemer zijn functie niet langer kan vervullen en (in het minst ongunstige geval) zal worden overgeplaatst naar een andere afdeling in het bedrijf.

Belangrijke kenmerken van een allergische aandoening zijn het feit dat slechts een deel van de mensen die aan een stof blootgesteld zijn uiteindelijk ook klachten ontwikkelt en dat er een latentietijd van enkele weken tot vele jaren kan bestaan tussen een eerste blootstelling en het ontstaan van symptomen.

Bij de ontwikkeling van allergisch beroepsastma door diisocyanaten lijken vooral de blootstellingsfactoren (zoals hoogte, duur en patroon van de blootstelling) van invloed te zijn; in de meeste studies kon geen invloed van persoonsgebonden risicofactoren (bijvoorbeeld atopie en roken) worden aangetoond. Er zijn tevens aanwijzingen dat ook huidblootstelling aan diisocyanaten kan leiden tot sensibilisatie, waarna bij de inhalatie van diisocyanaten luchtwegklachten op kunnen treden.

### ***Blootstelling aan diisocyanaten in Nederland***

Blootstelling aan diisocyanaten blijkt in Nederland in meer dan twintig toepassingsgebieden op te kunnen treden, waarbij naar schatting minimaal 15000 personen worden blootgesteld.

Voor zes branches bestaat een redelijke zekerheid dat de blootstellingsniveau's de MAC-waarden (TGG 8 uur of TGG 15 min; resp. 0,005 ppm en 0,02 ppm, voor zowel TDI als MDI en HDI) kunnen overschrijden. Dit betreft de volgende toepassingen (met vermelding van de geschatte omvang van de populatie die in Nederland wordt blootgesteld aan MAC-overschrijdende concentraties diisocynaat):

- Productie van MDI (50 personen);
- Synthese van PUR-zachtschuim (10 personen);
- Synthese van harsen (250 personen);
- Isolatie van wikkeldraad (150 personen);
- Gebruik van coatings in autospuiterijen (2500 personen);
- Gebruik van coatings elders (3800 personen).

In totaal worden bij deze zes toepassingen naar schatting circa 6800 werknemers aan dergelijke hoge concentraties diisocyanaten blootgesteld. Van de isolatie van wikkeldraad en het gebruik van coatings is vastgesteld dat er een hoog risico op overschrijding van de MAC-waarden bestaat en dat de circa 6500 personen die binnen deze toepassingsgebieden werkzaam zijn regelmatig aan dergelijke hoge concentraties isocyanaten worden blootgesteld. Voor de productie van MDI, de synthese van PUR-zachtschuim en de synthese van harsen bestaat waarschijnlijk een hoog risico op overschrijding van de MAC-waarden en worden van de circa 435 binnen deze toepassingen werkzame personen naar schatting 310 personen, veelal minder frequent en/of slechts bij specifieke werkzaamheden (zoals onderhoud of monsternamen), aan hoge concentraties diisocyanaten blootgesteld. Voor de overige toepassingen geldt, dat de blootstelling aan diisocyanaten de MAC-waarden naar verwachting niet zal overschrijden.

Bij de overige toepassingen is het risico op overschrijding van de MAC-waarden geclassificeerd als “laag” of “waarschijnlijk laag”. Enkele voorbeelden van toepassingen uit deze groepen zijn (met geschatte omvang van de blootgestelde populatie):

- Gieten van metaal in met polyurethaan gebonden vormzand (3000 personen);
- Productie van kunstvezel (10 personen);
- Productie van coatings (200 personen);
- Gebruik van synthetische gipsverbanden (2700 personen);
- Productie van PUR-hardschuim (535 personen).

Hieruit mag niet de conclusie worden getrokken dat bij deze overige toepassingen geen risico op allergisch beroepsastma voorkomt. Voor de meeste toepassingen is de informatie ontoereikend om overschrijding van de MAC-waarden uit te kunnen sluiten en zouden in uitzonderlijke situaties of op enkele bedrijven hogere concentraties diisocyanaten voor kunnen komen. Daarnaast is niet duidelijk of de Nederlandse MAC-waarden voldoende bescherming bieden tegen sensibilisatie door diisocyanaten. Verder kan sensibilisatie optreden door huidcontact of door inhalatie van derivaten van diisocyanaten. In beide gevallen ontbreekt regelgeving.

### ***Incidentie van allergisch beroepsastma in Nederland***

Door het ontbreken van een goed functionerend beroepsziekten-registratiesysteem (onderrapportage) is het moeilijk na te gaan in welke mate de blootstelling aan diisocyanaten leidt tot het optreden van allergische luchtwegaandoeningen. Wel bleek uit gesprekken met deskundigen uit de Nederlandse praktijk, dat astma door blootstelling aan diisocyanaten met enige regelmaat wordt aangetroffen in de spreekkamer. De beschikbare buitenlandse registratiesystemen kunnen slechts een beeld geven van de verhouding van diisocyanaat-geïnduceerd astma ten opzichte van overige gevallen van beroepsastma. Het aandeel van als diisocyanaat-geïnduceerd beroepsastma varieert van 3% (Finland) tot 25% (Canada). In het algemeen wordt aangenomen, dat ongeveer 1 tot 10% van de werknemers met een beroepsmatige blootstelling aan diisocyanaten astma ontwikkelt. Voor de geschatte populatie van in Nederland aan diisocyanaten blootgestelde werknemers van 15000 personen zou dit betrekking hebben op 150 tot 1500 personen. De werkelijke incidentie zal waarschijnlijk hoger zijn, omdat werknemers met beroepsastma naar een andere functie kunnen worden verplaatst, waarna hun plaats in het (productie)proces zal worden ingenomen door een nieuwe medewerker.

### ***De arbeidshygiënische praktijk***

Hoewel de voorliggende studie specifiek op inhalatoire blootstelling was gericht, bestaat de indruk, dat de relevantie van huidblootstelling op de werkplek wordt onderschat. Vaak wordt wel aandacht besteed aan het voorkomen van inhalatoire blootstelling, maar zijn werknemers niet afdoende beschermd tegen huidblootstelling. In een aantal gevallen werd tijdens bedrijfsbezoeken ook daadwerkelijk huidblootstelling geconstateerd (ondanks het gebruik van handschoenen), meestal door onzorgvuldigheid bij het omgaan met vloeibare diisocyanaten (bij aftappen, overschenken of spuitwerkzaamheden). Vooral in de bovengenoemde toepassingsgebieden met een hoge inhalatoire blootstelling bestaat ook een reële kans op blootstelling via de huid.

Tevens werd opgemerkt dat de werknemers die een risicovolle taak uitvoeren (zoals verfspuiters) zelf wel goed beschermd zijn, maar dat ander personeel in dezelfde ruimte zich minder bewust is van de mogelijke blootstelling aan isocyanaten. Voorbeelden hiervan zijn: onbeschermd werknemers die een spuithal als doorgangsruijnte gebruiken en een persoon die aanwijzingen gaf aan verfspuiters en daartoe gemakshalve zijn halfgelaatsmasker maar steeds afzette, terwijl hij (overigens zonder enige huidbescherming) in de spuitnevel stond.

Tot slot moet blootstelling aan isocyanaten niet uitsluitend worden beschouwd als een arbeidshygiënisch probleem, maar ook als een veiligheidsprobleem. Het ondoordacht handelen bij een incident kan immers voldoende zijn om sensibilisatie te veroorzaken. Hier zijn helaas voorbeelden van.

Voor de individuele werknemer is het daarom van belang om zich bewust te zijn van de gevaren van isocyanaten, zich altijd tegen (huid-)blootstelling te beschermen bij het hanteren van isocyanaten en te weten hoe te handelen bij incidenten. De arbeidshygiënist kan een bijdrage leveren aan dit bewustzijn en dient alert te zijn op het vóórkomen van huidblootstelling en onvermoede blootstellingssituaties.

*Bovenstaande tekst is gebaseerd op een onderzoek dat in 1999 en 2000 werd verricht door de afdeling Blootstellingsonderzoek van TNO Voeding, in opdracht van het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid. De resultaten van dit onderzoek worden gepubliceerd door het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid onder de titel: Chemische Allergenen in Nederland – een onderzoek naar de blootstelling aan diisocyanaten en zuuranhydriden in Nederland; verkrijgbaar via VUGA, Den Haag. Bij het schrijven van dit abstract was dit rapport nog in druk.*

---

**\*Correspondentieadres**

Ir. R. Snippe  
TNO Chemie Afd. Blootstellingsonderzoek  
Postbus 360  
3700 AJ ZEIST

## Schoonmaakwerk en het risico op astma

*J.P. Zock\**, Institut Municipal d'Investigació Mèdica, Barcelona, H. Kromhout, Institute for Risk Assessment Sciences, Universiteit Utrecht, M. Kerkhof, Gezondheidswetenschappen en Epidemiologie, Faculteit der Medische Wetenschappen, Rijksuniversiteit Groningen.

### ***Beroepsastma***

Astma is een chronische ontstekingsziekte van de luchtwegen, meestal samengaan met een specifieke bronchiale hyperreactiviteit (BHR). Het klinische beeld wordt gekarakteriseerd door aanvallen van omkeerbare luchtwegobstructie, hetgeen leidt tot symptomen zoals piepen op de borst en kortademigheid. Astma kan worden veroorzaakt en/of verergerd door vele omgevingsfactoren, waaronder blootstelling op de werkplek. In geïndustrialiseerde landen zoals Nederland is beroepsastma de meest voorkomende werkgerelateerde luchtwegaandoening. Beroepsastma kan worden veroorzaakt door stoffen met een allergene werking of een irriterende werking. Uit epidemiologische studies onder de algemene bevolking zijn diverse beroepen met een verhoogd risico op astma naar voren gekomen, waaronder verfspuiters, bakkers, boeren, metaalwerkers, houtzagers, verpleegkundigen, kapsters en proefdierwerkers. Via bedrijfstakspecifiek onderzoek zijn verantwoordelijke producten en/of componenten geïdentificeerd. Er bestaat thans een lijst van meer dan 200 specifieke blootstellingen die geassocieerd worden met werkgerelateerde astma. Deze omvat hoogmoleculaire allergenen van dieren, planten of micro-organismen, enzymen, laagmoleculaire chemicaliën, metalen en hout.

### ***Astma bij schoonmakers***

Schoonmaakwerk is tot op heden nog relatief weinig in verband gebracht met astma. Wel is bekend dat schoonmakers worden blootgesteld aan een scala van chemicaliën, waaronder ook stoffen die in verband zijn gebracht met beroepsastma. In de European Community Respiratory Health Survey (ECRHS) werd op systematische wijze in 12 geïndustrialiseerde landen het risico op astma bij verschillende beroepsgroepen geëvalueerd. Deze studie omvatte ruim 15.000 mannen en vrouwen uit de algemene bevolking van 20 tot 44 jaar oud. In tabel 1 zijn de beroepen met een verhoogd risico op astma weergegeven. De groep schoonmakers heeft een tweemaal zo hoog risico op astma als kantoorpersoneel, dat consistent aanwezig was in bijna alle 12 landen in deze analyse. Bovendien is in de tabel te zien dat schoonmakers een aanzienlijk deel van de beroepsbevolking vormen (2,8%), wat het een relevant maatschappelijk gezondheidsprobleem maakt.

**Tabel 1:** Beroep en astmarisico in 12 landen van de ECRHS

Beroepsgroep	Aantal	OR <sup>1</sup>
Boeren	71	2,6 (1,3–5,4)
Schilders	65	2,3 (1,0–5,3)
Plastics werkers	34	2,2 (0,6–8,3)
Schoonmakers	443	2,0 (1,3–2,9)
Verfspuiters	56	2,0 (0,7–5,3)
Agrarisch overig	181	1,8 (1,0–3,2)
Textiel	212	1,6 (0,9–2,7)
Kantoorpersoneel	8878	1,0 (Referentie)

<sup>1</sup> Odds Ratio (95% betrouwbaarheidsinterval) voor BHR en astma symptomen of medicatie ten opzichte van kantoorpersoneel, gecorrigeerd voor geslacht, leeftijd, rookgewoonte en regio

Gegevens over specifieke beroepsmatige blootstellingen waren echter niet geïnventariseerd binnen de ECRHS, zodat gefundeerde hypothesen over mogelijk beroepsastma bij schoonmakers in deze fase niet mogelijk waren. Binnen de Spaanse populatie van de ECRHS zijn in een vervolgstudie karakteristieken van het schoonmaakwerk in kaart gebracht.

### *Risicofactoren voor astma bij Spaanse schoonmakers*

Respondenten die in het Spaanse deel van de ECRHS hadden aangegeven te werken als schoonmaker werd een telefonische enquête afgenomen. Er werden vragen gesteld over karakteristieken van het schoonmaakwerk, uitgevoerde taken en specifieke schoonmaakmiddelen. Een eerste indeling betrof de plaats waar werd schoongemaakt. In tabel 2 staat het risico op astma voor verschillende groepen weergegeven. In de tabel is te zien dat het verhoogde risico werd bepaald door het schoonmaken van woningen. De categorie ‘andere gebouwen’ omvatte met name scholen, winkels, ziekenhuizen en kantoren.

**Tabel 2:** Risico op astma onder Spaanse schoonmakers

Beroepsgroep	Aantal	RR (95% CI) <sup>1</sup>
Alle schoonmakers	91	1,7 (1,1–2,5)
└> Telefonische enquête	73	1,7 (1,1–2,6)
└> Schoonmakers interieur	67	1,7 (1,1–2,7)
└> Woningen	21	3,3 (1,9–5,8)
└> Andere gebouwen	46	1,0 (0,5–2,0)

<sup>1</sup> Relatief risico (95% betrouwbaarheidsinterval) voor astma symptomen of medicatie ten opzichte van kantoorpersoneel, gecorrigeerd voor geslacht, leeftijd, rookgewoonte en regio

Vervolgens werden binnen de groep van 21 werksters (schoonmaaksters van woningen) de activiteiten en produkten gerelateerd aan het astmarisico. In tabel 3 staat het risico op astma onderverdeeld naar het wel of niet uitvoeren van een schoonmaakactiviteit.

**Tabel 3:** Risico op astma<sup>1</sup> bij 21 Spaanse werksters naar activiteit

Activiteit	Ooit	Nooit
Vegen / stofzuigen	3,8 (2,1–6,8)	1,3 (0,2–9,1)
Vloer moppen	3,6 (2,0–6,4)	1,7 (0,2–13)
Vloer in de was zetten	2,9 (1,1–7,9)	3,5 (1,8–6,8)
Meubels reinigen	3,8 (2,1–6,8)	1,3 (0,2–9,2)
Meubels in de was zetten	4,0 (1,9–8,8)	2,8 (1,3–6,1)
Tapijt reinigen	3,6 (1,8–7,5)	3,0 (1,3–6,8)
Sanitair schoonmaken	3,8 (2,1–6,8)	1,3 (0,2–9,2)
Keuken reinigen	3,9 (2,2–7,0)	1,1 (0,2–8,1)
Ramen zemen	3,5 (2,0–6,3)	1,7 (0,2–12)

<sup>1</sup> Relatief risico (95% betrouwbaarheidsinterval) voor astma symptomen of medicatie ten opzichte van kantoorpersoneel, gecorrigeerd voor, geslacht, leeftijd, rookgewoonte en regio

Het risico lijkt voornamelijk te worden bepaald door het reinigen van keukens, sanitair en meubels. Er was echter een grote overlap tussen de categorieën, wat een eenduidige interpretatie bemoeilijkt. In tabel 4 staat het risico op astma onderverdeeld naar het wel of niet gebruiken van een bepaald produkt.

**Tabel 4:** Risico op astma<sup>1</sup> bij 21 Spaanse werksters naar produkt (type schoonmaakmiddel)

Produkt	Ooit	Nooit
Ammonia	3,4 (1,9–5,9)	2,4 (0,3–17)
Oplosmiddelen	3,7 (1,3–10)	3,2 (1,7–6,1)
Was	4,3 (2,2–8,7)	2,3 (0,9–5,8)
Geparfumeerde middelen	3,2 (1,8–5,9)	3,7 (0,9–15)
Sprays <sup>2</sup>	3,5 (2,0–6,2)	0,0 (–)
└> Glas sprays	3,8 (2,0–7,1)	2,2 (0,7–6,9)
└> Meubel sprays	3,7 (1,8–7,7)	2,8 (1,2–6,4)
└> Oven sprays	4,1 (1,6–10)	2,9 (1,5–5,8)

<sup>1</sup> Relatief risico (95% betrouwbaarheidsinterval) voor astma symptomen of medicatie ten opzichte van kantoorpersoneel, gecorrigeerd voor, geslacht, leeftijd, rookgewoonte en regio

<sup>2</sup> Uit spuitbus of vernevelaar



Tabel 4 suggereert dat het risico samengaat met het gebruik van was (voor meubels of vloeren), en het gebruik van schoonmaaksprays. Het actieve bestanddeel van oven sprays is natronloog, terwijl glas sprays met name alcoholen bevatten.

### ***Risico op astma bij Nederlandse schoonmakers***

Het Nederlandse deel van de ECRHS was geen onderdeel van de internationale analyse, maar inmiddels is de analyse ook uitgevoerd voor de Nederlandse gegevens. In 1992 werden in het kader van de ECRHS in drie verschillende Nederlandse regio's 2629 mannen en vrouwen van 20 tot 70 jaar onderzocht. De vragenlijst bevatte meer gedetailleerde informatie over het beroep dan in andere landen. Negenenvijftig personen (2,2%) gaven aan te werken als schoonmaker. In tabel 5 staat het risico op astma onder schoonmakers weergegeven. Het risico was het hoogst onder diegenen die woningen (n=3), scholen (n=9), of winkels/horeca (n=3) schoonmaakten ('particulier'). Ook 'technische' schoonmakers (n=11) leken een verhoogd risico te hebben, terwijl schoonmakers van ziekenhuizen/bejaardenhuizen (n=11), kantoren (n=7) en anderen werkend via een schoonmaakbedrijf (n=15) geen verhoogd risico lieten zien.

**Tabel 5:** Risico op astma onder Nederlandse schoonmakers

Beroepsgroep	Aantal	Astma	RR (95% CI) <sup>1</sup>
Kantoorpersoneel	975	6,7%	1 (Referentie)
Schoonmakers	59	16,9%	2,1 (1,1–4,2)
└> Particulier	15	33,3%	3,9 (1,5–10)
└> Bedrijf	33	9,1%	1,0 (0,3–3,3)
└> Technisch	11	18,2%	2,7 (0,6–11)

<sup>1</sup> Relatief risico (95% betrouwbaarheidsinterval) voor astma symptomen of medicatie ten opzichte van kantoorpersoneel, gecorrigeerd voor geslacht, leeftijd, rookgewoonte en regio

### ***Conclusies en vervolg***

De analyse van het Nederlandse deel van de ECRHS sluit aan bij bevindingen uit buitenlandse studies, en laat zien dat schoonmaakwerk ook in Nederland een risico op astma met zich mee brengt. Dit lijkt te variëren met het type schoonmaakwerk, maar het ontbreken van specifieke informatie over gebruikte produkten tijdens het werk maakt interpretatie niet mogelijk. Tijdens het recent gestarte vervolgonderzoek van de ECRHS zullen, onder meer in Nederland, aan alle schoonmakers aanvullende vragen worden gesteld over uitgevoerde taken en gebruikte produkten tijdens schoonmaakwerk. Zo zullen specifieke blootstellingen kunnen worden vastgesteld die verband houden met (beroeps)astma door schoonmaakwerk.

\*Correspondentieadres, Dr.ir. J. Zock, Institut Municipal d'Investigació Mèdica Doctor Aiguader, 80 E-08003 BARCELONA, SPANJE

## The development of a rational approach to determine thresholds for occupational sensitisers: an example of rat urinary aeroallergen

*M.J. Nieuwenhuijsen\**, V. Putcha, S. Gordon, Imperial College of Science, Technology and Medicine, London, D. Heederik University of Utrecht, P. Cullinan, K.M. Venables, A.J. Newman Taylor, Imperial College of Science, Technology and Medicine, London

Allergies to occupational sensitisers are frequently reported, but little is known about safe exposure levels. Almost one thousand cases of occupational asthma were reported in the UK in 1994 alone and this is likely to be a severe underestimate. The aim of this study was to determine in a cohort of laboratory animal workers i) if there is a threshold for airborne rat urinary allergen (RUA) and if so, ii) what the threshold is.

For this analyses we used an existing cohort, which comprised 342 newly employed laboratory animals workers who started work at 2 research sites between 1.1.1986 and 31.12.1993, and had worked for at least one month at the site. They did not have exposure to laboratory animals before work at the sites. A field work campaign was started in 1990 and included six monthly site visits until the end of 1993. At each visit participants were asked to complete a questionnaire enquiring into symptoms, and if present, the date of their onset and the relationship with work, and personal characteristics such as gender, age and smoking habit. The symptoms of interest were chest (tightness, wheeze or whistling, or difficulty in breathing), eye (itching) or nose (itching, sneezing, running or blockage) and skin (itchy) symptoms, and were considered work-related if they improved at weekends or on absence from work for a week or more, or if they resulted from contact with laboratory rats. Hundred and three participants reported work related symptoms which started after work at the sites, of which 36 reported chest symptoms, 71 eyes or nose symptoms and 47 skin symptoms (all work-related and starting after work at the sites). Also, skin prick testing was carried out, as a measure of sensitisation with positive and negative controls, rat urine extract and common inhalant allergens such as grass pollen, house dust and cat fur. Forty six participants had a positive skin prick test to rat urine extract. A large personal exposure sampling programme was carried out to obtain estimates of personal exposure to airborne rat urinary allergen for the cohort members. Two hundred and seventy eight personal samples over a work shift, one hundred and ninety samples for specific tasks (e.g. cleaning, feeding, experimental work), and a number of stationary background samples were collected.

Advanced statistical techniques are used to model exposure-response relationships and to determine if there is a threshold. Results of our analysis will be presented during the symposium.

---

**\*Correspondentieadres**

Dr.ir. M.J. Nieuwenhuijsen, PhD

TH Huxley School of Environment Imperial College of Science, Technology & Medicine Royal  
School of Mines

LONDON SW7 2BP ENGLAND

## Veiligheid en organisatiecultuur van een zware industrie

*P.H.J.J. Swuste\**, F. Guldenmund, A. Hale, Sectie Veiligheidskunde, Technische Universiteit Delft

### ***Samenvatting***

Het artikel behandelt de resultaten van twee studies, die met een interval van 9 jaar zijn uitgevoerd in een Nederlandse staalfabriek. De studies hebben de kwaliteit van het veiligheidsmanagement systeem vastgesteld en de veiligheidscultuur in kaart gebracht. Interventies om het management te verbeteren zijn voorgesteld, maar bleken tijdens nauwelijks succesvol te zijn. De resultaten van de cultuur meting gaven duidelijk aan waarom de interventies hadden gefaald. Het is de vraag of een wijziging van de veiligheidscultuur noodzakelijk is voor een verbetering van het veiligheidsniveau van de fabriek.

### ***Inleiding***

In de staalindustrie is het werk vaak gevaarlijk en smerig. De hoge energie-inhoud van de materiaalstroom, de grote gewichten en de hoge temperaturen, zijn daar debet aan. Het productieproces is verregaand geautomatiseerd. Hierdoor is onder normale procescondities de afstand tussen gevaarbron en werknemer doorgaans zodanig groot, dat er geen grote risico's aanwezig zijn. Tijdens processtoringsen verandert dit drastisch en nemen de gevaren en de risico's zeer snel toe.

De onderzochte organisatie is een staalfabriek en onderdeel van het staalbedrijf. Het proces in de staalfabriek is serieel, grote hoeveelheden grondstoffen of tussenproducten met hoge temperaturen worden overgegoten van de ene 'pan' in de andere of in een installatie. Tijdens de eerste studie zijn 580 mensen werkzaam in de fabriek. Dit aantal is sinds 1993 middels reorganisaties teruggebracht tot 350. De fabriek heeft een vol continu vijf ploegen rooster.

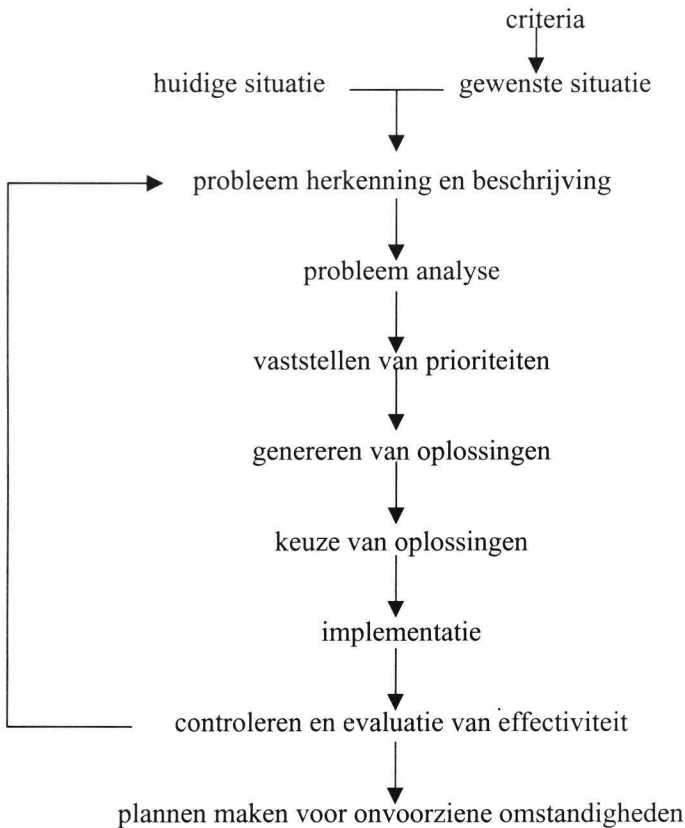
Resultaten worden gepresenteerd van twee studies bij dezelfde fabriek, die met een interval van 9 jaar zijn uitgevoerd. Aanleiding voor de eerste studie (1989-1993) was de constatering van de directie van het staalbedrijf dat het veiligheidsniveau zeer ongunstig afstak bij de procesindustrie. Veiligheid zou niet 'leven op de werkvloer', was de aanname. Het staalbedrijf als geheel had een Lost Time Accident (LTA) rate van 4,0/100 manjaar, een factor 5 hoger dan de procesindustrie. In haar beleidsplan heeft de directie een doel gesteld van reductie van 40% binnen een periode van 3 jaar.

Het veiligheidsmanagement systeem is onderzocht met een speciale aandacht voor het lerend vermogen van de organisatie voor incidenten en ongevallen. In de tweede studie (1997-1998) is de organisatiecultuur van het bedrijf in kaart gebracht. Wederom was de tegenvallende ongevalfrequentie de aanleiding voor het onderzoek, ondanks de toegenomen aandacht voor veiligheid en initiatieven om daarin verbeteringen aan te brengen.

## Vraagstelling en methode van onderzoek

1989-1993 studie

Bij de onderzoekshypothesen van de studie is uitgegaan van de probleem-oplossende cyclus (figuur 1). Dit proces-georiënteerde en normatieve model van een veiligheidsmanagement systeem is gebruikt om de kwaliteit van de veiligheidszorg van de fabriek vast te stellen.



**Figuur 1.** Probleem oplossende cyclus

Drie hypothesen zijn geformuleerd als mogelijke verklaring voor de hoge ongevalfrequentie:

- 1 De ongevallen zijn niet zichtbaar voor de organisatie, of niet zodanig geformuleerd dat ze oplosbaar zijn (probleemherkenning en -analyse);

- 2 Zij die actie moeten ondernemen zijn geen eigenaar van het probleem. Het genereren van oplossingen verloopt niet adequaat;
- 3 De problemen zijn bekend en de nodige stappen voor oplossingen worden ondernomen, maar de communicatie, de besluitvorming en de terugkoppeling van de resultaten verloopt suboptimaal (oplossingen tot en met de terugkoppeling naar huidige situatie).

Bij het onderzoek zijn vier verschillende databronnen geraadpleegd:

- Gevaaranalyse, met een onderscheid in de normale en de gestoorde processtroom.
- Ongevalanalyse vanaf 1989. De resultaten, samen met de gevaaranalyse, geven aan of de organisatie de hoge gevaar/risico locaties weet te beheersen (hypothese 1 en 2)
- Documentanalyse van verslagen van relevante vergaderingen, van onderzoek en meldingen van gevaarlijke situaties, de gele kaarten. De documentanalyse gaf inzicht in het eigendom van veiligheidsproblemen (hypothese 2)
- Semi-gestructureerde interviews 75 uitvoerenden en 13 managers over gevaren en risico's van werkplekken, kwaliteit van ongevalonderzoek en beheersing van gevaren door de organisatie (2e en 3e hypothese)

#### 1997-1998 studie

Tijdens de tweede studie is de normatieve benadering van een veiligheidsmanagement systeem verlaten ten gunste van de veiligheid gerelateerde normen en waarden van de organisatie. Er zijn twee onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Heeft de staalfabriek een specifieke organisatiecultuur en is deze cultuur te meten?
2. Heeft de organisatiecultuur een invloed op het veiligheidsniveau van de fabriek?

#### ***Organisatiecultuur***

Velen zijn ervan overtuigd dat menselijk gedrag vooral geleid wordt door de normen en waarden in de organisatie met betrekking tot veiligheid en veilig werkgedrag. Verondersteld wordt dat het onderscheid tussen succesvolle en minder succesvolle ondernemingen op het gebied van veiligheid voornamelijk wordt bepaald door de wijze waarop zij in staat zijn deze normen en waarden, en daarmee het menselijk gedrag, positief te beïnvloeden. Dit verklaart de belangstelling van zowel wetenschappers als managers voor organisatiecultuur en veiligheidscultuur als specifieke invulling daarvan. In de wetenschap kan cultuur in al haar manifestaties goed dienst doen als 'verklarende variabele' voor allerlei organisatorische fenomenen. In de dagelijkse praktijk zien managers in organisatiecultuur een begrip dat hun een bondig maar veelomvattend inzicht verschaft in hun organisatie.

Het onderzoek naar veiligheidscultuur heeft nog geen algemeen aanvaard model of unanieme methodiek opgeleverd. Veiligheidscultuur wordt vaak als veiligheidsklimaat via een schriftelijke vragenlijst onderzocht. Bij het onderzoek naar veiligheidsklimaat wordt de perceptie gemeten van leden over de veiligheid in de organisatie, de, veelal bewuste, normen en waarden ten aanzien van veiligheid. Dit type onderzoek zal ten hoogste het 'hoe' ten aanzien van veiligheid in de organisatie opleveren, maar niet het 'waarom'.

In het door ons ontwikkelde raamwerk is primair gekozen voor de benadering van Schein, die stelt iedere organisatie een unieke cultuur bezit, gedragen door een samenhangend stelsel van grondbeginselen of basisassumpties. Het model van Schein onderscheidt een kern en twee daaromheen liggende lagen (zie tabel 1). Deze lagen worden als manifestaties van de kern beschouwd. De buitenste laag wordt gevormd door de artefacten. Dit zijn de meest zichtbare aspecten van een organisatiecultuur maar het moeilijkst te interpreteren in termen van de onderliggende cultuur (i.c. de basisassumpties). De middelste laag wordt aangeduid met 'espoused values', de beleden normen en waarden. Dit zijn bijvoorbeeld de officiële standpunten die men desgevraagd aan een buitenstaander meedeelt. De kern van een organisatiecultuur tenslotte, wordt gevormd door de basisassumpties. Dit is een samenhangende set van impliciete, onbewuste beginselen die veel invloed heeft op het denken en handelen van de leden binnen de organisatie. Vanwege het karakter van de basisassumpties - onbewust, impliciet, onzichtbaar - moeten deze afgeleid, of 'ontcijferd', worden uit de beleden normen en waarden en de artefacten.

Veiligheidscultuur is te definiëren als die aspecten van de organisatiecultuur die een doorwerking hebben op de attitudes en het gedrag met betrekking tot het verlagen of verhogen van risico. Deze definitie gaat er niet van uit dat zich bij voorbaat specifieke basisassumpties over veiligheid binnen de organisatie hebben gevormd.

Voor de vorming van een organisatiecultuur zijn twee processen verantwoordelijk, externe adaptatie en interne integratie. Een organisatie zal eerst geregeld aan (externe) problemen het hoofd dienen bieden. Oplossingen die tijdens deze crises worden gegenereerd, kunnen deel uit gaan maken van de basisassumpties in die organisatie

Een bedrijf dat slechts door productieverhoging het hoofd boven water weet te houden, zal productie de hoogste prioriteit geven, ook in tijden dat het voortvarend gaat. Hierna volgt een interne integratie. De werkzame maatregel(en) en de daaraan ten grondslag liggende aannamen gaan deel uitmaken van de impliciete basisassumpties binnen de organisatie. Dit is een leerproces dat door de leiders in de organisatie - al dan niet bewust - gestuurd wordt.

De hier geschetste benadering is niet ontwerpgericht of voorschrijvend van aard. De resultaten van de diagnose worden niet vergeleken met een normatief model of veiligheidsideaal. De achterliggende gedachte hierbij is dat het meer oplevert om op zoek te gaan naar de 'rek' binnen de organisatie en de vrijheidsgraden waarbinnen de (veiligheid)organisatie geoptimaliseerd kan worden. Het gaat erom dat voorstellen

voor interventies bij de specifieke organisatie passen en niet uitgaan van een blauwdruk van veiligheidscultuur, want daarop gebaseerde voorstellen zijn gedoemd te mislukken.

**Tabel 1.** De drie lagen van cultuur, hun zichtbaarheid en gegevensbronnen

Cultuurniveaus	Mate van zichtbaarheid	Voorbeelden van data
<div style="border: 1px solid black; padding: 10px; margin-bottom: 10px;"> <p>A. Observeerbare gedragspatronen (artefacten)</p> </div> <p style="text-align: center;">↑ ↓</p>	<p>zichtbaar, maar vaak niet goed te ontcijferen in termen van de onderliggende cultuur (i.c. de basisassumpties)</p> <p style="text-align: center;">↑</p>	<p>Uitlatingen, vergaderingen, rapporten, kledingvoorschriften, posters</p>
<div style="border: 1px solid black; padding: 10px; margin-bottom: 10px;"> <p>B. Beleden normen en waarden (espoused values)</p> </div> <p style="text-align: center;">↑ ↓</p>	<p>relatief expliciet en bewust</p> <p style="text-align: center;">↑</p>	<p>Trainingsprogramma's, procedures, werkinstructies, uitlatingen, maatregelen, attitudes</p>
<div style="border: 1px solid black; padding: 10px;"> <p>C. Basisassumpties omtrent:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• De aard van werkelijkheid en waarheid</li> <li>• De aard van tijd</li> <li>• De aard van ruimte</li> <li>• De aard van de menselijke natuur</li> <li>• De aard van menselijke activiteit</li> <li>• De aard van menselijke relaties</li> </ul> </div>	<p>voornamelijk impliciet want:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vanzelfsprekend</li> <li>• Onzichtbaar</li> <li>• Voorbewust</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Manifesteren zich in de wijze waarop problemen worden opgelost</li> <li>• Moeten verder afgeleid worden uit de artefacten en waarden en door middel van observaties</li> </ul>

De geraadpleegde databronnen zijn voor een groot deel dezelfde als tijdens de 1989-1993 studie. De ongevalanalyse en de documentanalyse, inclusief de gele kaarten en de resultaten van inspectieronden en bedrijfsrondgangen geven informatie over zowel de artefacten als de beleden normen en waarden. De interviews over diverse aspecten van veiligheid in de organisatie en het vragenlijst onderzoek naar de veiligheidsbeleving betreffen vooral de beleden normen en waarden.



# **Resultaten van de 1989-1993 studie**

## Initiële meting en diagnose

De fabriek beschikte niet over een systematische beschrijving van de gevaren per werkplek of per productiefunctie. Hoge temperaturen, straling, stof en chemisch en mechanische gevaren zijn aanwezig bij iedere productiefunctie, lawaai bij iedere installatie, fysieke gevaren bij het gebruik van gereedschap en bij installaties en trillingen bij kraantransport. Tijdens de gestoorde procesgang zijn deze gevaren in versterkte mate aanwezig, inclusief elektrische gevaren bij herstelwerkzaamheden aan installaties. De totale ongevalfrequentie (EHBO) van de fabriek bedroeg 32.3/100 manjaar. Per naar productiefunctie per ploeg per jaar was de frequentie 2.7 (0.4-5.6) en de LTA rate 5.8 (tabel 2)

**Tabel 2 .** Ongevallen en Lost Time Accidents (LTA) per shift per productie functie per jaar in de staalfabriek tijdens de initiële meting en de nameting.

	Initiële meting (1989-1991)			Nameting (1991-1993)		
	Ongevallen (n/ploeg/jaar)	% gestoorde procesgang		Ongevallen (n/ploeg/jaar)	% gestoorde procesgang	
	Totaal	LTA		Totaal	LTA	
Aanvoer grondstoffen	1,5	0,1	20	0,6	0,2	66
Vorbewerking grondstoffen	4,3	0,9	25	3,0	0,8	50
Bewerking tussenproduct	5,6	1,0	65	4,1	1,1	56
Afwerking eindproduct	2,4	0,6	46	0,4	0,1	75
Ondersteunende werkmh.	1,5	0,2	7	0,8	0,2	0
Transport	0,5	0,2	0	0,5	0,4	0
Onderhoud-, storingsdienst	2,5	0,4	48	2,1	0,5	57
Totaal	2,7	0,5	44	1,8	0,5	50
<b>Total/100 manjaar</b>	<b>32,3</b>	<b>5,8</b>		<b>27,5</b>	<b>7,2</b>	

Tot halverwege 1990 had de fabriek geen beschikking over een eigen veiligheidscommissie, maar maakte gebruik van de diensten van de centrale veiligheidsdienst van het bedrijf. De registratie van ongevallen door de centrale dienst is primair bedoeld voor rapportage aan derden. Een ongevalanalyse naar gevaar, werkplek en kwaliteit van maatregelen ontbreekt in deze periode. De gevaarherkenning en de mogelijke acties liep via individuele initiatieven (gele kaarten) en initiatieven van ploegen (werkoverleg en bedrijfskringen).

De meeste gevaren van de ongestoorde procesgang, die tijdens de gevaaranalyse zijn gesignaleerd, worden behandeld in de verschillende vergaderingen of via gele kaarten, met een oververtegenwoordiging van chemische gevaren. Gevaren tijdens de

gestoorde procesgang worden echter nauwelijks aangekaart, terwijl dit aantal 44% van de ongevallen uitmaakte.

Onderwerpen van gele kaarten en van het werkoverleg zijn regelmatig doorverwezen naar de centrale veiligheidsdienst, die onderzoek uitzet naar normoverschrijding en bronopsporing. Maatregelen en effectiviteit van maatregelen zijn geen onderwerpen die de centrale dienst heeft behandeld.

De typen maatregelen uit de documentanalyse en de gele kaarten, zijn samengevat in tabel 3. De maatregelen uit de documentanalyse zijn voor het grootste deel barrière of mensgericht. Het betreft technische oplossingen aan installaties, voorzieningen, procedure voorschriften en persoonlijke beschermingsmiddelen. Vooral de bedrijfskringen bleken zeer effectief in het genereren van technische oplossingen

Bij de gele kaarten was de verhouding tussen de type maatregelen enigszins verschoven ten gunste van de bron, maar nog steeds was de meerderheid van de maatregelen barrière of mensgericht. Deze gele kaarten werden met een zekere regelmaat ingevuld, gemiddeld twee per maand. De gemiddelde responstijd van de kaarten bedroeg 2-3 maanden, met uitschieters van een jaar.

**Tabel 3.** Indeling van type maatregelen, geclassificeerd naar primaire focus en herkomst van gegevens.

	Bron (%)	Barrière (%)	Mens (%)	Geen (%)
<b>1e studie</b>				
Document analyse (1987-1991)	4	44	52	
Gele kaarten voormeting (1989-1991)	21	38	28	13
Gele kaarten nameting (1991-1993)	31	10	13	46
<b>2e studie</b>				
Gele kaarten (1995-1998)	35	42	10	13
Ongevallen (1996-1997)	11	9	24	44

Zowel uit de documentanalyse als uit de gele kaarten blijkt een reactieve respons van de organisatie op veiligheidsproblemen. Er wordt pas gereageerd als er zich problemen hebben voorgedaan.

Uit de interviews bleek, dat de bedrijfsleiding redelijk tevreden was over het door haar gevoerde veiligheidsbeleid. De communicatie over veiligheidsonderwerpen is effectief van werkvloer naar bedrijfsleiding. Dit is vooral het gevolg van een trapsgewijze georganiseerde informatiestroom naar boven. Echter, de bedrijfsleiding overschat de communicatie naar de werkvloer. Deze is veel minder effectief, zoals blijkt bij de introductie van nieuwe machines waar veiligheid pas aandacht krijgt nadat een installatie is geplaatst en ongevallen zich hebben voorgedaan, of bij de ontwikkeling van

veiligheidsinspecties of –procedures. Het gebrek aan een traditie van analyse van ongevaloorzaken komt voort uit de expliciete ‘blaming the victim’ houding van het management en uitvoerenden. Ongevallen worden als ‘normaal’ gezien, ‘ze zijn niet te voorkomen in een staalfabriek’ volgens de geïnterviewden. Het management ondersteunt deze mening door veel aandacht te besteden aan mensgerichte oplossingen voor gevaren. De getroffen maatregelen en de uitkomsten van gele kaarten zijn primair technische oplossingen, die vooral tot doel hebben de invloed van de zwakke schakel van het systeem, de mens, zoveel mogelijk te beperken.

De eerste twee hypothesen zijn bevestigd, de zichtbaarheid (gevaren en ongevallen gestoorde procesgang) en het eigendom (blaming the victim) zijn een probleem voor de organisatie. Dit is het gevolg van een beperkte probleemherkenning. Als deze fase niet adequaat verloopt zullen alle onderliggende fasen van de probleemoplossende cyclus eveneens suboptimaal doorlopen worden. Op het gebied van veiligheid heeft de organisatie veel activiteiten ontwikkeld. De besluitvorming is voor de werkvloer weinig transparant en mist een duidelijke richting. De terugkoppeling en de evaluatie van de effectiviteit van maatregelen zijn nauwelijks ontwikkeld.

### ***Interventies***

De interventies na de diagnose hadden primair tot doel een pro-actieve benadering ten aanzien van veiligheid en risico's binnen de organisatie tot stand te brengen en de organisatie te ondersteunen om de verschillende fasen van de probleemoplossende-cyclus succesvol te laten doorlopen. De drie onderstaande interventies zijn voorgesteld en over genomen:

1. Een storingsanalyse-techniek om in een ontwerpstadium ongeval- en blootstellingsscenario's te voorspellen;
2. Een nieuwe ongevalanalyse techniek is geïntroduceerd om de ‘blaming the victim’ houding te doorbreken en ontwerp, organisatorische en procedurele oplossingen mogelijk te maken;
3. De fabrieksmanager heeft na de diagnose het besluit genomen een veiligheidsbeleidsplan op te stellen en veiligheidsproblemen te ordenen naar mate van belang. De onderzoeksgroep heeft hem hierbij geassisteerd.

### ***Nameting***

Tijdens de nameting bleek, dat geen van de interventies succesvol is geweest.

1. De storingsanalyse techniek heeft haar waarde bewezen bij een panoven, die in aanbouw was. De interventie heeft echter gefaald, daar de techniek nadien bij andere grote technische innovaties nooit meer is toegepast binnen de fabriek.
2. De introductie van de ongevalanalyse techniek is succesvol verlopen. Echter, aan het einde van de interventieperiode bleken de technische oplossingen nog steeds de overhand te hebben en was er geen start gemaakt met een patroonherkenning

binnen de geanalyseerde ongevallen. Ook was er geen aandacht voor de effectiviteit van eerder genomen maatregelen;

3. De interventie met betrekking tot een veiligheidsbeleidsplan is een mislukte. De betrokkenheid van het management was minimaal, ondanks het aanvankelijke enthousiasme voor het plan.

Uit de analyse blijkt dat de initiatieven en interventies, die door een groep buiten de staalfabriek worden geïntroduceerd, eerst enthousiast worden ontvangen en worden ingevoerd. Uiteindelijk beklijven de voorstellen niet en na verloop van tijd sterven ze een zachte dood.

Een indicatie voor verandering is de afhandeling van de gele kaarten. De aantallen ingediende gele kaarten bleven gelijk ten opzichte van de initiële meting en de responstijd bleef ongewijzigd. De brongerichte maatregelen waren toegenomen, echter het aantal kaarten dat niet is beantwoord of zoek is geraakt in de organisatie steeg eveneens (tabel 3).

De ongevalfrequentie neemt af met 15% ten opzichte van de initiële meting. De LTA rate neemt echter toe met 24%. Dit is vooral het gevolg van de reorganisatie in 1993. De afname van de totale ongevalfrequentie is toe te schrijven aan de reductie van ongevallen in de gietsectie (afwerking eindproduct). Dit is het resultaat van een succesvolle bedrijfskring. Dit lokale initiatief had geen relatie met een van de interventies.

### ***Resultaten van de 1997-1998 studie***

De ongevalanalyse van de tweede studie liet een sterke reductie zien van zowel de totale ongevalfrequentie (12.3, afname van 55% sinds 1993), als van de LTA rate (4.0, afname van 44% sinds 1993). Hoewel dit nog steeds een eind verwijderd was van het oorspronkelijke doel, is de afname indrukwekkend en hadden de onderzoekers de indruk, dat de voorgestelde interventies uit de eerste studie alsnog effect gehad blijken te hebben. De analyse van de gegevens van de tweede studie ondersteunde deze aanname echter niet, zoals hieronder zal blijken.

### ***De diagnose***

De bestudeerde artefacten van de organisatiecultuur van de fabriek volgen uit de document- en ongevalanalyse (tabel 3). Zoals tijdens de eerste studie worden er betrekkelijk veel bronmaatregelen genomen na gele kaartmeldingen. De meldingen worden doorgaans als op zichzelf staande aangelegenheden beschouwd. Men wil de problemen zo snel mogelijk oplossen, niet zo systematisch mogelijk. Het gevolg is dat men regelmatig wordt geconfronteerd met dezelfde of vergelijkbare problemen, maar dan op een andere locatie of bij een andere ploeg.

Met de analyse van ongevallen wordt nogal verschillend omgegaan. De ene keer wordt wel een oorzaak aangegeven en eventueel een maatregel genomen, de andere keer ontbreekt een verdere analyse volledig. Dit laatste komt voor als de toedracht van een ongeval ingewikkeld of onduidelijk is. De maatregelen zijn bijna nooit organisatorisch van aard en de mensgerichte maatregelen overheersen. In de interviews is gevraagd naar oorzaken van ongevallen. Zowel de leiding als de werkvloer wijzen een groot aantal van de genoemde oorzaken direct toe aan het slachtoffer, zoals bijvoorbeeld 'even snel iets doen', 'onnadenkendheid' en 'machogedrag'. Ook uit analyses van ongevallen door de organisatie blijkt de eenzijdige nadruk op het slachtoffer. De preventie wordt bij de werkvloer gelegd. Oplossingen worden gezocht in het verhogen van het veiligheidsbewustzijn, goede training, meer informatie en overleg vooraf of meer investeringen.

In de bedrijfsleidingvergadering staat veiligheid als eerste punt op de agenda. De ernst van de meest recente ongevallen wordt besproken en het aantal openstaande meldingen van gevaarlijke situaties. Gedurende dit agendapunt komen slechts enkele mensen aan het woord - de bedrijfschef, de veiligheidscoördinator en een enkele opzichter. Het belangrijkste lijkt de snelheid van het genereren van oplossingen en van het nemen van maatregelen en niet de kwaliteit ervan. Oplossingen worden niet gekozen op basis van vooraf gedefinieerd en uitgewerkt beleid.

De veiligheidscommissie adviseert de bedrijfsleiding over veiligheid in de fabriek. De notulen van die commissie kenmerken zich door lange actiepuntenlijsten. Er zijn geen stukken gevonden waaruit blijkt dat de bestrijding van ongevallen structureel of systematisch wordt aangepakt. Ook hier ligt in de bespreking de nadruk op persoonlijke beschermingsmiddelen en verbetering van instructies en procedures. Informatie over ongevallen, gele kaarten en inspecties wordt nauwelijks met elkaar in verband gebracht en niet gebruikt voor de evaluatie van het veiligheidsniveau van de fabriek.

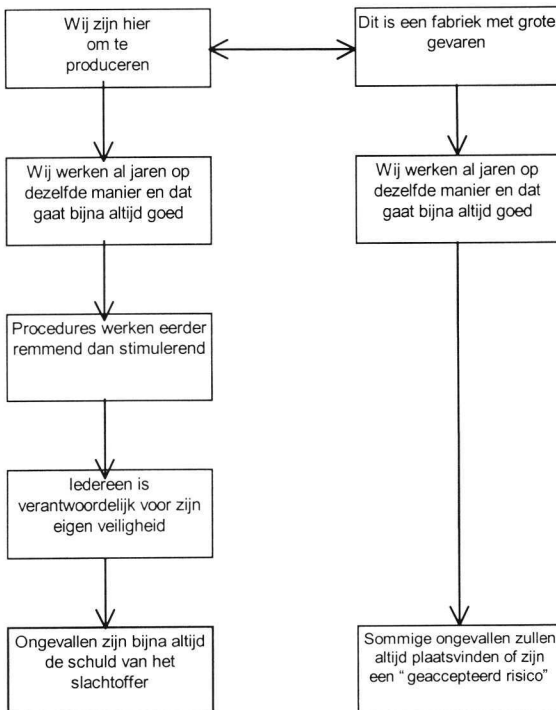
Informatie over beleden normen en waarden is verkregen uit het vragenlijstonderzoek, interviews en de documentenstudie. Het vragenlijstonderzoek laat een homogene respons zien, dat wil zeggen dat werknemers de veiligheid betrekkelijk uniform beleven en consensus bestaat over de gevaarlijke werkplekken en activiteiten. Er was echter een duidelijk verschil tussen werknemers en managers op de meeste schalen. Managers scoorden significant positiever over de mate waarin veiligheid gerealiseerd was in de fabriek. Dit onderscheid werd bevestigd tijdens de interviews, waaruit een duidelijke 'wij tegen hen' sfeer sprak. Ook het oordeel over de veiligheidscommunicatie liet deze tweedeling zien. Werknemers oordeelden veel negatiever dan managers; 'er wordt veel over veiligheid gepraat, maar er gebeurt heel weinig'.

Uit ruim de helft van de interviews blijkt dat veiligheid regelmatig in het gedrang komt. Veel werknemers zeggen risico's te nemen, vaak als gevolg van productiedruk. Verder bleek dat op het moment dat er iets mis gaat veel mensen moeite hebben met

het invullen van hun verantwoordelijkheid voor veiligheid, of de verantwoordelijkheid niet kennen (of niet nemen). Ongevallen en incidenten worden niet gemeld als het niet hoeft en slechts dan geregistreerd als iemand gebruik moet maken van de diensten van de verbandkamer.

### *De basisassumpties*

De vigerende basisassumpties zijn samengevat in figuur 2, in de vorm van twee causale ketens die ten grondslag kunnen liggen aan het optreden van ongevallen en onveilig werkgedrag in de onderzochte fabriek.



**Figuur 2** . De geïdentificeerde basisassumpties van de onderzochte fabriek

De ene keten beschrijft hoe ongevallen kunnen plaatsvinden doordat mensen hun verantwoordelijkheid niet nemen. De verantwoordelijkheden worden bekend verondersteld, hoewel ze niet voortvloeien uit formele documentatie. De andere keten beschrijft hoe ongevallen gebeuren doordat het nemen van risico's algemeen geaccepteerd is. Ten grondslag aan beide causale ketens ligt de notie dat de fabriek nu eenmaal een zeer gevaarlijke fabriek is die reeds veertig jaar bestaat, in welke periode

veel ervaring en routine is opgedaan. De fabriek is een organisatie die in de eerste plaats gericht is op productie. Vanwege de grote gevaren die het productieproces met zich meebrengt, gaat er vanzelfsprekend aandacht uit naar veiligheid maar die aandacht heeft er tot nu toe niet toe geleid dat veiligheid net zo systematisch wordt benaderd als productie of kwaliteit.

De basisassumpties zijn besproken met de leiding van de fabriek. In eerste instantie was dit confronterend en de reactie nogal defensief. Nadat de basisassumpties omgezet waren in een herkenbaar idioom (figuur 2), kwam een vruchtbare discussie op gang. Schein geeft aan waarom het voorhouden van basisassumpties vaak confronterend kan zijn. Zaken die impliciet niet ter discussie staan worden plotseling geëxpliciteerd waardoor men zich ter verantwoording voelt geroepen. De eerste reactie is daarom doorgaans nogal defensief van aard. Een manager geconfronteerd met basisassumpties als deze, kan zich plotseling bewust worden van de distantie tussen hem en de werkvloer en een gevoel van chaos ervaren - een gevoel dat juist hij geacht wordt te controleren.

### ***Discussie***

Ondanks het verschil in opzet hebben beide studies het veiligheidsmanagement systeem en de organisatiecultuur onderzocht. Er is sprake van een homogene cultuur, reactieve technische probleemoplossing door de werkvloer en een weerstand tegen de introductie van een top-down management benadering van veiligheid. Desondanks is de totale ongevalfrequentie gedaald tussen 1989 en 1997 en dit geldt ook voor de LTA-rates. Ongevallencijfers zijn output indicatoren, die zoals bekend, gevoelig zijn voor verschillende vormen van bias. De reducties zijn echter omvangrijk. De kans dat hier slechts sprake is van een artefact is niet waarschijnlijk.

Na afloop van de eerste studie is geconcludeerd, dat de introductie van nieuwe technieken nauwelijks succesvol is geweest. Dit in tegenstelling tot de initiatieven van de werkvloer, die zeer succesvol bleken te zijn. De oorspronkelijke aanname van de directie van het staalbedrijf, dat veiligheid niet op de werkvloer leefde, werd niet gestaafd. In plaats daarvan zag de onderzoeksgroep veel grotere problemen in de houding van het management van de fabriek. De reactieve cultuur is in de periode van de eerste studie niet substantieel gewijzigd en vijf jaar later bevestigt de tweede studie wederom dit beeld..

Het verschil in waardering van veiligheidsinitiatieven binnen de fabriek, die in beide studies naar voren is gekomen, is duidelijk aanwezig en geeft de 'wij tegen hen' sfeer aan, een centraal onderdeel van de cultuur. Deze sfeer wordt ondersteund door de sterke groepsloyaliteit binnen de ploeg en de concurrentiesfeer tussen ploegen. De bedrijfskringen zijn eveneens een voorbeeld van de tweedeling. Werknemers van dezelfde ploeg ontwikkelen, in samenwerking met de chef van de wacht, oplossingen voor processtorings zonder tussenkomst van het midden en hoger management.

Kenmerkend voor een organisatiecultuur is haar onbewuste karakter. Met de aanpak zoals die in dit artikel is beschreven kan inzicht worden gegeven in het (disfunctionele) effect van organisatiecultuur op veiligheid en veilig werkgedrag. Het geeft een verklaring voor de (geringe) effectiviteit van getroffen maatregelen en interventies. Deze zijn vaak niet afgestemd op vooronderstellingen die in een organisatie aanwezig zijn en leiden dus niet tot oplossingen voor waargenomen problemen.

De ontcijferde basisassumpties geven een duidelijke verklaring voor de magere resultaten van de eerste studie. Het is niet verwonderlijk, dat de fabriek niet geïnteresseerd was in de voorspelling van mogelijke ongevalsscenario's als volgens de basisassumptie ongevallen in een staalfabriek onvermijdelijk zijn. Voorspellen en vóórkomen heeft dan geen zin. Eveneens is de organisatie niet geïnteresseerd in een nieuwe ongevalanalyse techniek, als iedere nieuwe procedure die niet tot een hogere productie leidt als een tijdsverspilling gezien wordt.

Resultaten van de bedrijfskringen, die onderdeel zijn van de organisatiecultuur van de fabriek, hebben een daling in de ongevalcijfers teweeggebracht. Hoewel ze zeer technisch georiënteerd en reactief zijn en een voorbeeld zijn van lokale probleemoplossing, geven ze wel het gewenste resultaat.

Op grond van de resultaten is het de vraag of een wijziging in de organisatiecultuur zo noodzakelijk is. Er zit nog veel 'rek' in de organisatie, als de lokale initiatieven als bedrijfskringen worden beschouwd, die tot een aanzienlijke verbetering van het veiligheidsniveau van de fabriek kunnen leiden. Interventies, die deze lokale initiatieven ondersteunen passen binnen de basisassumpties.

---

**\*Correspondentieadres**

Dr. P.H.J.J. Swuste  
TU Delft Sectie Veiligheidskunde  
Jaffalaan 5  
2628 BX DELFT





## Relevante aspecten bij het opstellen van een trillingsbestrijdingsplan

*J.P.J. Oostdijk\**, J.A. Huizer, Adviesbureau Peutz & Associates, Zoetermeer

### ***Inleiding***

Bij de blootstelling aan trillingen tijdens het werk wordt onderscheid gemaakt tussen handarmtrillingen en lichaamstrillingen.

In de industrie treden ten gevolge van een aantal processen, bewerkingen en activiteiten hoge trillingen op in gereedschappen en werkstukken. Handarmtrillingen zijn een gevolg van overdracht van die trillingen naar de handen. De belangrijkste gezondheidseffecten van handarmtrillingen zijn zogenaamde "witte vingers". Daarnaast kunnen ook andere aandoeningen optreden, zoals pijn aan spieren en gewrichten, vervorming van gewrichtsoppervlakken en aantasting van het zenuwstelsel.

Onder lichaamstrillingen wordt verstaan de blootstelling van het gehele lichaam aan mechanische trillingen, doordat contact optreedt met een trillende vloer of trillend werk- of voertuig. Contact treedt daarbij op via voeten (staande personen) en/of zitvlak (zittende personen).

Lichaamstrillingen worden met name ondervonden in:

- industrie (bijvoorbeeld betonindustrie, metaalbewerking, ruimten met trilzeven e.d.);
- voertuigen (vrachtwagens, grondverzetmachines, vorkheftrucks e.d.).

De belangrijkste gezondheidseffecten van lichaamstrillingen zijn rugaandoeningen. Ook afwijkingen in de spijsvertering, evenwichtsstoornissen, afwijkingen aan het gezichtsvermogen, hoofdpijn en slapeloosheid kunnen veroorzaakt worden door lichaamstrillingen.

De kans op gezondheidseffecten ten gevolge van trillingen wordt met name bepaald door de hoogte van de trillingsniveaus, de frequentie van de trillingen, de richting van de trillingen en de blootstellingsduur.

Daarnaast zijn bij handarmtrillingen nog andere factoren van belang voor mogelijke gezondheidseffecten, zoals de werkomstandigheden, greepkracht en lichaamsbouw van de gebruiker.

In Nederland werd in 1999 circa 13% van alle werknemers blootgesteld aan potentieel schadelijke handarmtrillingen en lichaamstrillingen (bron: Arbobalans 2000).

### ***Meetmethoden***

De belangrijkste norm voor het beschrijven van handarmtrillingen in praktijksituaties is de internationale norm ISO 5349 van 1986. Deze norm is in Nederland geaccepteerd als NVN-ISO 5349 van 1995 (Mechanische trillingen; meting en de beoordeling van de

invloed op de mens van via de hand overgebrachte trillingen). Voor lichaamstrillingen betreft dit de internationale norm ISO 2631/1 van 1985 (Evaluation of human exposure to whole-body vibration - part 1: General requirement). Deze normen beschrijven hoe de metingen uitgevoerd en hoe de resultaten bewerkt moeten worden. In de normen worden weegcurven geïntroduceerd, die de gevoeligheid van het menselijk lichaam voor het frequentiespectrum van de trillingen benaderen. De met de weegcurve verkregen gewogen versnelling voor handarmtrillingen wordt aangegeven met het symbool  $a_{h,w}$  (h = hand, w = weighted) en voor lichaamstrillingen met het symbool  $a_w$  (w = weighted).

Behalve voor de frequentie van trillingen wordt tevens gecorrigeerd voor de tijdsduur van blootstelling aan trillingen. Als een gereedschap slechts korte tijd van een 8-urige werkdag wordt gebruikt, wordt het trillingsniveau uitgesmeerd over een periode van 4 uur. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat een periode van 4 uur de normale werktijd is waarin effectief met trillende gereedschappen wordt gewerkt. De formule voor het bepalen van de equivalente versnelling over een periode van 4 uur luidt als volgt:

$$(a_{h,w})_{eq(4)} = (a_{h,w})_{eq(T)} * \sqrt{(T/4)}$$

Voor lichaamstrillingen wordt gemiddeld over een 8-urige werkdag. De formule voor het bepalen van de equivalente versnelling over een periode van 8 uur luidt als volgt:

$$(a_w)_{eq(8)} = (a_w)_{eq(T)} * \sqrt{(T/8)}$$

Hierin zijn  $(a_{h,w})_{eq(T)}$  en  $(a_w)_{eq(T)}$  de gewogen equivalente versnellingen over een periode van T uur. In de normen is tevens aangegeven hoe  $(a_{h,w})_{eq(4)}$  respectievelijk  $(a_w)_{eq(8)}$  berekend kunnen worden indien een werknemer gedurende een dag aan verschillende trillingsniveaus wordt blootgesteld.

Volgens de EG-kaderrichtlijn "Machines" (91/368/EEG) zijn fabrikanten verplicht het frequentiegewogen trillingsniveau van hun gereedschap in de gebruiksaanwijzing op te nemen, indien dit boven de  $2,5 \text{ m/s}^2$  uitkomt. Om een objectieve vergelijking van verschillende fabrikaten en typen van gereedschappen mogelijk te maken is het noodzakelijk gebleken de bedrijfscondities van de gereedschappen scherp te definiëren. In ISO 8662 (Hand-held portable power tools - Measurement of vibrations at the handle) zijn deze bedrijfscondities per type gereedschap omschreven. De norm bestaat thans uit 14 delen, waarvan een aantal in het ontwerpstadium verkeert. De op deze wijze gemeten trillingsniveaus zijn niet algemeen toepasbaar voor het vaststellen van de kans op gezondheidseffecten (niet altijd realistische bedrijfsomstandigheden).

De door leveranciers opgegeven trillingsniveaus zijn alleen vergelijkbaar indien volgens dezelfde norm gemeten is. In de praktijk is dit nog niet altijd het geval, omdat de norm ISO 8662 voor de meeste gereedschappen nog pas sinds kort beschikbaar is. In sommige gevallen worden trillingsniveaus nog opgegeven volgens ISO 5349. Deze waarden mogen niet vergeleken worden met waarden gemeten volgens ISO 8662. Ook onderling kunnen waarden gemeten volgens ISO 5349 slechts met elkaar vergeleken worden als gemeten is onder identieke bedrijfsomstandigheden. Het gevaar van

gemeten waarden volgens ISO 5349 is dat leveranciers zodanige bedrijfscondities kunnen kiezen dat relatief lage trillingsniveaus optreden (dus gunstig voor leverancier).

Gezien het voorgaande is heldere en correcte informatie over de gehanteerde meetmethode derhalve essentieel voor een goede onderlinge vergelijking van trillingsspecificaties.

### ***Wet- en regelgeving***

In het kader van de Arbo-wet heeft de minister de mogelijkheid grenswaarden vast te stellen voor trillingen. In tegenstelling tot geluid is dit voor trillingen nog niet gebeurd. In de literatuur wordt voor de beoordeling gebruik gemaakt van diverse per land verschillende beoordelingsmethodieken. Thans is door de Europese Unie (EU) een voorstel voor een richtlijn voor trillingen opgesteld. Indien de richtlijn definitief wordt vastgesteld, zullen de afzonderlijke lidstaten deze richtlijn in hun afzonderlijke wetgeving moeten opnemen. Tot dan is men gehouden de stand der techniek toe te passen wat betreft trillingsreducerende maatregelen.

In het voorstel van de EU van januari 1999 wordt uitgegaan van de volgende grenswaarden:

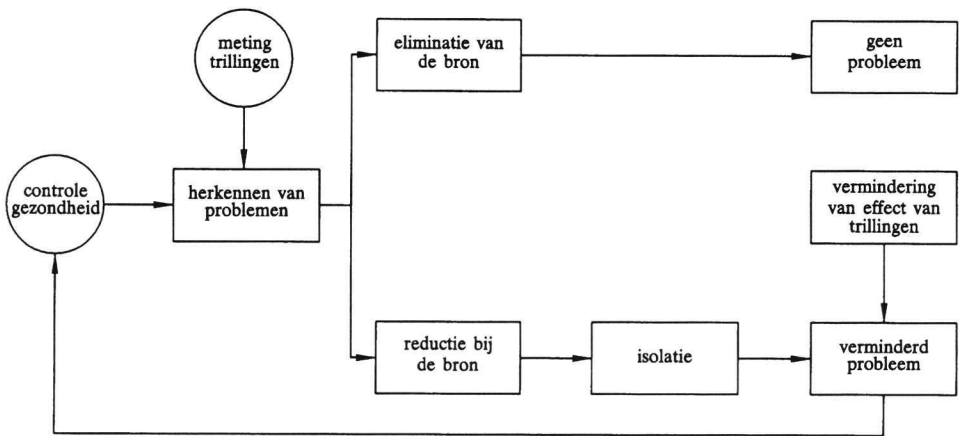
**Tabel 1.** Voorstel grenswaarden van EU van januari 1999

Omschrijving	Maximum blootstellingswaarde in $\text{m/s}^2$	Actiewaarde in $\text{m/s}^2$
Handarmtrillingen		
- $(a_{h,w})_{eq(8)}$ (gemiddelde waarde over werkdag)	5	2,5
- $(a_{h,w})_{eq(1/6)}$ (gemiddelde waarde over 10 minuten)	35	17,5
Lichaamstrillingen		
- $(a_w)_{eq(8)}$ (gemiddelde waarde over werkdag)	0,63	0,5
- $(a_w)_{eq(1/6)}$ (gemiddelde waarde over 10 minuten)	2,5	1,6

### ***Trillingsbestrijdingsplan***

#### **Algemeen**

Voor het opstellen van een efficiënt trillingsbestrijdingsplan is een systematische aanpak noodzakelijk. In figuur 1 zijn de verschillende mogelijke onderdelen van een trillingsbestrijdingsplan aangegeven.



**Figuur 1.** Schema met mogelijke onderdelen van een trillingsbestrijdingsplan (ontleend aan [1])

Een trillingsbestrijdingsplan begint met het **herkennen van mogelijke problemen**. Hierbij kunnen de volgende gegevens gebruikt worden:

- kennis van de werking van gereedschappen en machines;
- opgave van trillingsniveaus door leveranciers;
- klachten van werknemers in het bedrijf of bij vergelijkbare bedrijven;
- meting van trillingen van gereedschappen en machines;
- bepaling van trillingsdosis van werknemers en toetsing aan grenswaarden.

**Het niet of in mindere mate gebruiken (eliminatie) van de trillingsbron** is de meest effectieve oplossing. Dit kan bijvoorbeeld inhouden dat activiteiten geautomatiseerd worden of dat bewerkingen door wijziging van het productieproces worden verminderd of geëlimineerd.

Uiteraard is eliminatie van de trillingsbron in de meeste gevallen niet mogelijk. Dan zal **reductie van de trillingen bij de bron** beschouwd moeten worden. Dit is in eerste instantie een zaak voor de fabrikant van gereedschappen en machines. De gebruiker kan bij de aankoop van nieuwe gereedschappen en machines selecteren op basis van fabrikant-gegevens. Daarnaast is van belang het goed onderhouden van gereedschappen en machines.

**Isolatie van trillingen** is in het algemeen ook een zaak voor de fabrikant van gereedschappen en machines. Door het toepassen van een verende tussenlaag ontstaat een massa-veer-systeem. Echter het toepassen van dergelijke maatregelen kan in sommige gevallen leiden tot een verslechtering van de situatie. Bij trillingen in de buurt van de

eigenfrequentie van een massa-veer-systeem kan door opslingering zelfs een verhoging van de trillingen optreden. Voor toepassing van dergelijke maatregelen is derhalve het volgende vereist:

- kennis van de optredende trillingen van het gereedschap of de machine als functie van de frequentie;
- kennis van trillingsreductie van de verende tussenlaag als functie van de frequentie.

Dit houdt in dat het selecteren van trillingsisolatie weloverwogen moet plaatsvinden. Tevens kan voor sommige bewerkingen het gebruik van speciale trillingsisolerende handschoenen een verbetering opleveren voor de gebruiker.

Bij het **verminderen van het effect van trillingen** kunnen de volgende factoren beschouwd worden:

- instructie en training van gebruikers;
- verbeteren van werkomstandigheden zoals omgevingstemperatuur (witte vingers ontstaan sneller bij lagere temperaturen door vernauwing van de bloedvaten), werkhouding enzovoort;
- beperken van de duur van blootstelling aan hoge trillingsniveaus.

Het **registreren van de gezondheid** van de gebruikers van gereedschappen is van belang voor het herkennen van mogelijke problemen en voor het bepalen of de genomen maatregelen hebben geholpen.

Een zeer belangrijk onderdeel van elk bestrijdingsplan is **informatie en voorlichting**. Alle betrokkenen (managers, leidinggevenden, technici, medici en gebruikers) moeten geïnformeerd worden over de mogelijke problemen en de mogelijkheden voor het verminderen of volledig wegnemen van risico's.

### Technische maatregelen

Het treffen van technische maatregelen is de meest effectieve manier om de gevolgen van trillingen te reduceren. Dit is in eerste instantie een zaak voor de fabrikanten van gereedschappen en machines.

Bij de aankoop van gereedschappen en machines wordt in de praktijk nog weinig aandacht besteed aan de trillingen die een gereedschap produceert. In het kader van een trillingsbestrijdingsplan dient bij aankoop het criterium trillingen toegevoegd te worden. Bij selectie tussen verschillende fabrikaten/types dient gekozen te worden voor het gereedschap met de laagste trillingen, mits de productietijd vergelijkbaar is. Het heeft namelijk geen zin een gereedschap te kiezen dat iets minder trillingen produceert, als hierdoor de productietijd (en daarmee de blootstellingsduur) veel

langer wordt. Hierdoor zou de ondervonden trillingsdosis zelfs kunnen toenemen. Bij het onderling vergelijken van leveranciersgegevens is verder van belang dat trillingsmetingen onder gelijke bedrijfscondities zijn verricht.

### Organisatorische maatregelen

Organisatorische maatregelen die leiden tot een vermindering van gezondheidseffecten zijn:

- het toepassen van alternatieve bewerkingen die lagere trillingen veroorzaken; als voorbeelden kunnen genoemd worden:
- slijpen in plaats van bikken bij het bijwerken van laswerk;
- slagmoersleutels vervangen door niet-slaande moeraanzetters;
- het automatiseren van bewerkingen, bijvoorbeeld door toepassen van een robot of een afstandbediende manipulator;
- het verminderen van bewerkingen (bijvoorbeeld het verminderen van slijpbewerkingen door verbetering van de oppervlaktekwaliteit van gietstukken);
- verbeteren werkomstandigheden als werkhouding, temperatuur en luchtstroom over de handen;
- vermijden van roken van tabak vlak voor of tijdens het werken met trillend handgereedschap, omdat roken, net als koude, de bloedvaten vernauwt (eerder ontstaan van witte vingers);
- trainen en informeren van gebruikers van gereedschappen over de juiste werkwijze en werkhouding;
- beperken van de blootstelling aan trillingen door roulatie van gebruikers;
- het instellen van regelmatige perioden met werkzaamheden zonder trillingsbelasting van bijvoorbeeld enkele minuten per uur tussen werkzaamheden met hoge trillingsniveaus.

Het wezenlijk verminderen van de trillingsbelasting door verkorting van de blootstellingsduur vergt een relatief grote organisatie-inspanning. Het is effectiever om de optredende trillingsniveaus te reduceren.

### Persoonlijke beschermingsmaatregelen

Persoonlijke beschermingsmaatregelen bieden een laatste mogelijkheid om gezondheidseffecten te verminderen als technische en organisatorische maatregelen niet mogelijk zijn of onvoldoende effect hebben. Echter het toepassen van dergelijke maatregelen kan in sommige gevallen leiden tot een verslechtering van de situatie (met name bij laagfrequente trillingen). Dit houdt in dat het selecteren van trillingsisolerende handschoenen weloverwogen moet plaatsvinden.

## Medische voorzorgsmaatregelen

Medische voorzorgsmaatregelen vormen een aanvulling op het nemen van technische maatregelen. Als het niet mogelijk blijkt om met technische maatregelen de risico's van trillingsblootstelling voldoende te reduceren, is het aan te bevelen om de gezondheid van werknemers te controleren. Door het uitvoeren van een medisch onderzoek kan bepaald worden of het verantwoord is dat werknemers beginnen aan of doorgaan met werkzaamheden, waarbij ze aan hoge trillingsniveaus worden blootgesteld.

Een medisch onderzoek naar gezondheidseffecten van trillingen dient bij voorkeur uitgevoerd te worden voordat een werknemer begint met de werkzaamheden en op regelmatige tijden tijdens het uitvoeren van werkzaamheden.

Hierbij kan het volgende beschouwd worden:

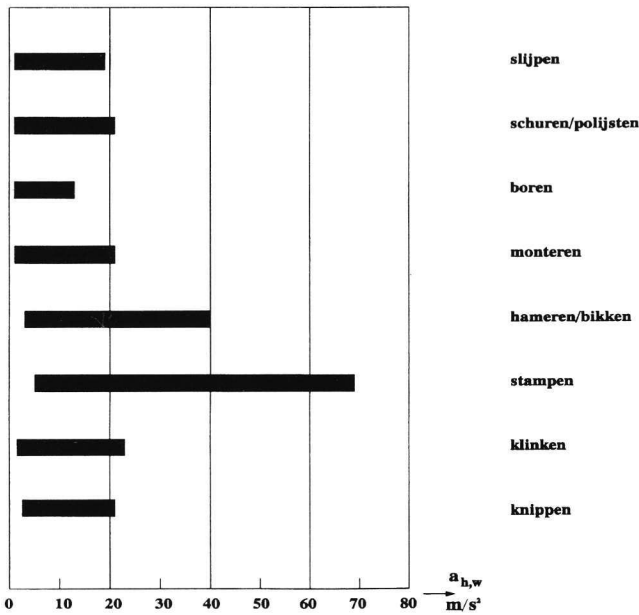
- het algemene medische verleden van de werknemer, met speciale aandacht voor het bloedvat- en zenuwstelsel en andere aandoeningen aan het bovenlichaam;
- arbeidsverleden, met name gericht op werkzaamheden met blootstelling aan trillingen;
- huidige aandoeningen die veroorzaakt zijn door handarmtrillingen.
- Indien het voorgaande daartoe aanleiding geeft, kan één van de volgende medische onderzoeken uitgevoerd worden:
- uitgebreid medisch onderzoek met evaluatie van het bloedvat- en zenuwstelsel zonder speciale medische instrumenten;
- zogenaamde koude-provocatie-test om de mate van optreden van witte vingers te testen;
- röntgenologisch onderzoek van pols-, elleboog- en schoudergewricht, indien dit na uitgebreid medisch onderzoek noodzakelijk blijkt.

### ***Praktijksituatie handarmtrillingen***

In figuur 2 zijn voor een aantal bewerkingen in de metaalindustrie de optredende trillingsniveaus op de greeplocaties van gereedschappen weergegeven.

Voor bijvoorbeeld slijpen liggen de optredende trillingsniveaus tussen de 1 en 20 m/s<sup>2</sup>. De trillingen bij slijpmachines worden veroorzaakt door de onbalans in slijpschijf/steen, de stootkrachten tussen werkstuk en slijpschijf/steen, de aandrijving en overbrenging van de machine of de wrijving tussen werkstuk en slijpschijf/steen. In tabel 2 zijn de mogelijke maatregelen voor slijpmachines vermeld.





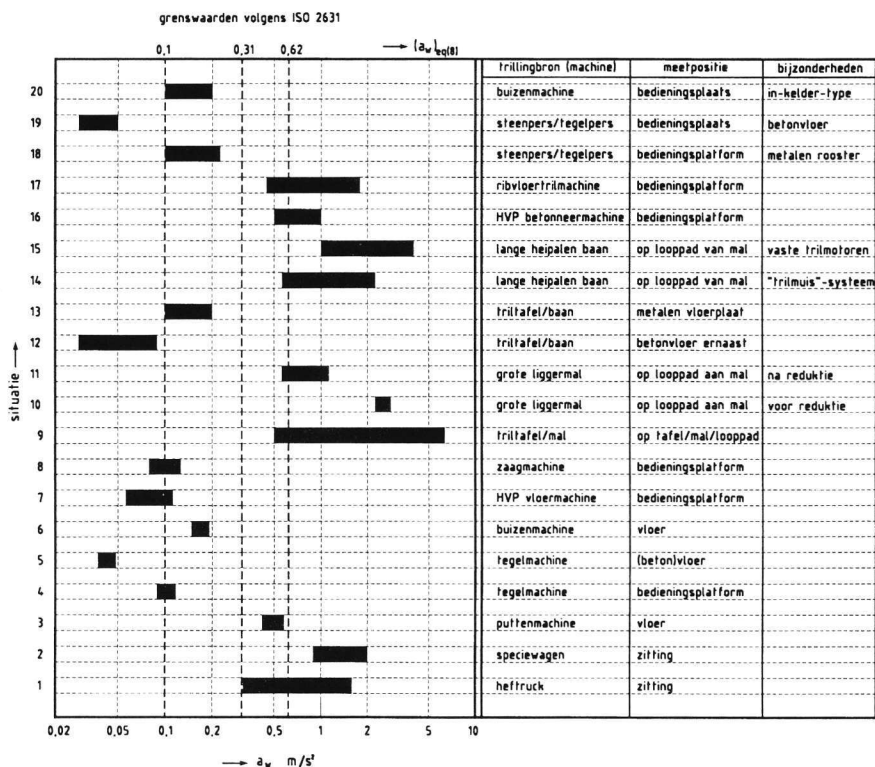
**Figuur 2.** Optredende trillingsniveaus op de greeplocaties bij diverse soorten bewerkingen in de metaalindustrie (ontleend aan [1])

**Tabel 2.** Mogelijke maatregelen voor slijpmachines

Inkoper	Aanschaffen van slijpmachines met trillingsreducerende handgrepen Aanschaffen van slijpmachines met toegevoegde massa aan de uiteinden van de handgrepen of op de beschermkap van de slijpschijf Aanschaffen van slijpmachines met een zelfbalancerend systeem tussen de aandrijving en de bevestiging van de slijpschijf/steen Stellen van trillingseisen aan de leverancier van slijpmachines
Gebruiker	Voorkomen of beperken van het gebruik van slijpmachines door het productieproces te verbeteren Gebruik slijpmachine met voldoende vermogen voor het werk Gebruiken van goede kwaliteit slijpschijven Slijpschijf/steen op de juiste wijze inspannen Op tijd vervangen van versleten slijpschijven Gebruiken van het juiste gereedschap Werkstuk goed vastklemmen Gebruiker trainen in juiste werkwijze Gereedschap goed onderhouden Het toepassen van goed werkende trillingsisolerende handschoenen Verbeteren werkomstandigheden Voorlichting en informatie

# Praktijksituatie lichaamstrillingen

In figuur 3 zijn optredende lichaamstrillingsniveaus weergegeven, die op kunnen treden in de beton(producten)industrie. De trillingen worden met name veroorzaakt door de transportmiddelen (heftrucks en kranen), de stortwagens en het contact met triltafel, trilbanen en mallen.



**Figuur 3.** Optredende lichaamstrillingsniveaus in de beton(producten)industrie (ontleend aan [2])

De mogelijke voorzieningen zijn aangegeven in tabel 3.

**Tabel 3.** Mogelijke maatregelen voor slijpmachines

Tril tafels, Bronggericht	Termineren van aanstootkrachten Wijzigen verdichtingsfrequentie Isolatie
Transportmiddelen, Bronggericht	Toepassen van luchtbanden in plaats van rubberen banden Toepassen van vlakke rijvloer zonder oneffenheden Snelheidsbeperking van rijdend voertuig Toepassen van een afgeveerde stoel
Stortwagens, bronggericht	Zo mogelijk voorkomen dat rijden plaatsvindt op trillende mal Toepassen van vlakke rijvloer of rail zonder oneffenheden
Overdracht- beperkende maatregelen	Toepassen isolatie (let op vermijden van opslingering bij lage frequenties en toenemende trillingsniveaus van machines zelf) Mechanisch ontkoppelen van trillende machines en verblijfplaatsen (apart funderen)

### ***Epiloog***

Door het opstellen van een trillingsbestrijdingsplan worden op een gestructureerde wijze de mogelijke problemen en de mogelijke maatregelen geïnventariseerd. Op deze wijze kan de mate van blootstelling van werknemers aan trillingen op een effectieve wijze worden gereduceerd. Een en ander zal naar verwachting nadere aandacht krijgen als de Europese richtlijn definitief wordt vastgesteld.

### ***Literatuur***

1. Handarmtrillingen in de metaalindustrie, uitgave ROM, Leidschendam
2. Geluid en trillingen in de betonproduktenindustrie, publicatie ministerie Sociale Zaken en Werkgelegenheid S57-11, april 1993, M. Vercammen, J. Koopmans, M. Luykx.

---

#### **\*Correspondentieadres**

Ir. J.P.J. Oostdijk  
Adviesbureau  
Peutz & Associates  
Postbus 696  
2700 AR ZOETERMEER

## Effectiviteit van locale afzuiging bij het storten van poeders in mengers

H. Marquart\*, R. Engel, J. de Cock, TNO Chemie, Afdeling Blootstellingsonderzoek, Zeist

### *Inleiding*

Producten als verf en lijm worden vaak gemaakt door vloeibare en vaste componenten te mengen. Op de mengers is veelal locale afzuiging aanwezig om damp en stof af te vangen en zo de blootstelling te beperken. In een literatuuronderzoek was ons gebleken dat er maar weinig bruikbare gegevens bestaan om algemene uitspraken te doen over de mate waarin deze afzuiging de blootstelling reduceert. Gegevens over de effectiviteit van locale afzuiging zijn van belang voor modelmatige beoordeling van blootstelling en voor een eerste oordeel vooraf over het te verwachten effect van het aanbrengen van een locale afzuiging. Daarbij is de praktische effectiviteit van meer belang dan de theoretische of experimenteel bepaalde effectiviteit. De praktische effectiviteit omvat ook sub-optimaal gebruik van apparatuur en de invloed van handelingen die eventueel de effectiviteit van de afzuiging beïnvloeden. Daarom werd een studie gedaan naar de praktische effectiviteit van locale afzuiging met betrekking tot stofblootstelling. Deze studie levert bruikbaar inzicht voor bedrijven en hun adviseurs en kennis over reductiewaarden die in modellen kunnen worden gehanteerd.

### *Opzet en methode*

In deze studie werd gekozen voor een interventie-onderzoek. Het doel was om bij 10 bedrijven zo veel mogelijk dezelfde situaties te bemeten, een keer met en een andere keer zonder werkende locale afzuiging. Zo kan een directe berekening van de effectiviteit van de betreffende afzuiging worden gemaakt. Om de vergelijkbaarheid tussen de situaties met en zonder afzuiging zo groot mogelijk te maken werd er naar gestreefd de volgende zaken gelijk te houden:

- de menger waarin gestort werd;
- de werknemer die de stortingen uitvoerde;
- de producten die op de dag van meting in de menger werden gemaakt.

Ook werd geprobeerd andere activiteiten met stofblootstelling door de betreffende werker zo veel mogelijk te voorkomen.

Om de mogelijke invloed van “leereffecten” te verkleinen werd in de helft van de bedrijven eerst de dag met afzuiging bemeten en in de andere helft eerst de dag zonder afzuiging. Er werd gepoogd een “representatief” beeld te verkrijgen van wat bij dit

soort bedrijven wordt aangetroffen, door grote en kleinere bedrijven en verf-, lijm- en (consumenten)farmaceutische bedrijven om medewerking te vragen.

De inhaleerbare fractie werd verzameld met de IOM monsterkop. Zowel de blootstelling tijdens de daadwerkelijke stortactiviteiten, als de totale dagblootstelling werd bepaald, door twee meetsets te gebruiken: een die alleen tijdens het storten werd aangezet en een die de hele dag monsterde.

Allerlei relevante additionele werden genoteerd om de vergelijkbaarheid van de twee meetdagen per bedrijf achteraf te kunnen bepalen. Specifieke gegevens over de lokale afzuiging die werden verzameld waren de afstand van de afzuigopening tot de plek van storten, de aan- of afwezigheid van een scherm of kap, grootte van de stortopening en luchtsnelheid in de afzuigopening. Ook werd visueel een indruk van de juiste positionering van de afzuiging verkregen.

## Resultaten

De minima en maxima van enkele parameters die mogelijk de blootstelling bepalen worden gegeven in tabel 1.

**Tabel 1.** Minima en maxima van enkele parameters die mogelijk de blootstelling bepalen (per werker per meetdag)

Parameter	Minimum	Maximum
Aantal separate stormmomenten (batches)	1	20
Totaal gewicht aan poeders gestort (kg)	330	11369
Aantal zakken gestort (per dag)	18	305
Totale duur van stormmomenten (min)	20	222
Duur van andere activiteiten met stofblootstelling per dag (min)	20	231
Stortopening (maten: lengte × breedte)	55-25	115-115

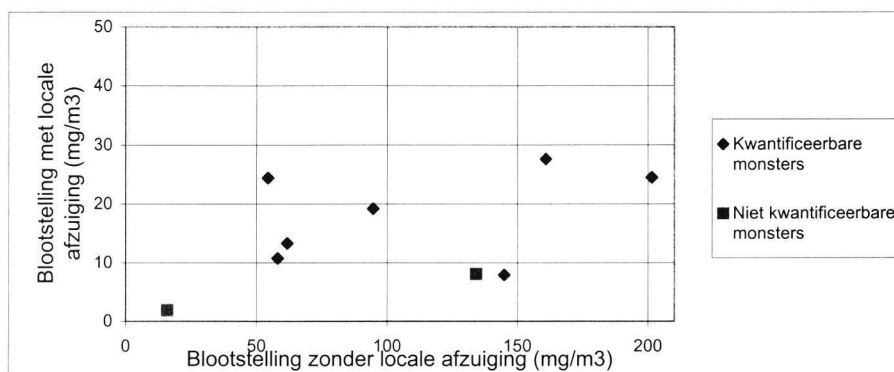
Gegevens over de lokale afzuiging, alsmede een subjectief waardeoordeel gebaseerd op afstand tot de stortplek, positionering en aan- of afwezigheid van kap of scherm zijn samengevat in tabel 2.

**Tabel 2.** Samengevatte gegevens over de lokale afzuigingen, geclusterd per subjectief oordeel over de afzuiging

Subjectief beoordeelde kwaliteit <sup>a</sup>	Positionering	Kap	Scherms	Luchtsnelheid in afzuigopening (m/s)	Luchtsnelheid in het stortvlak (m/s)
Goed (n = 6)	Goed	Ja of nee	Ja of nee	1,7-24,0	0,6-1,5
Redelijk (n = 3)	Goed of redelijk	Nee	Ja of nee	1,5-16,2	0,2-0,7
Slecht (n = 1)	Redelijk	Nee	Ja	4,8-6,2	0,2-0,3

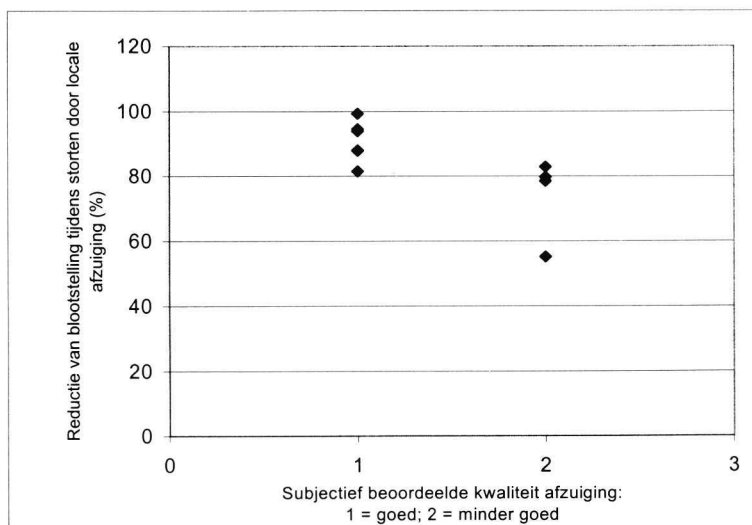
<sup>a</sup> subjectief oordeel over de vermoedelijke kwaliteit van de afzuiginstallatie op basis van de plaats van de afzuiging ten opzichte van de daadwerkelijke stortplek, de aanwezigheid van een kap en/of een scherm en de grootte van het stortgat

De daggemiddelde blootstelling aan inhaleerbaar stof bij normaal werkende afzuiging op de menger bedroeg tussen  $0,8$  en  $12 \text{ mg/m}^3$ . De blootstelling tijdens het storten was in die situaties tussen  $1,9$  en  $27,3 \text{ mg/m}^3$ . In drie van de vier gevallen met de laagste waarden ( $1,9$ - $8,1 \text{ mg/m}^3$ ) tijdens storten geschat was de blootstelling onder de kwantificeringsgrens en werd voor de stofblootstelling de helft van de kwantificeringsgrens genomen. Op de dag zonder afzuiging was de daggemiddelde blootstelling aan inhaleerbaar stof tussen  $1,6$  en  $24,3 \text{ mg/m}^3$  en de blootstelling tijdens storten zonder afzuiging tussen  $15,9$  en  $420 \text{ mg/m}^3$ . Op verzoek van de bedrijfsleiding werd bij drie bedrijven de afzuiging niet gedurende de hele of alle stortperiodes uitgeschakeld, omdat de stofemissie onacceptabel werd geacht. Dit betrof de twee bedrijven met de hoogste waarde tijdens storten zonder afzuiging ( $202$  en  $420 \text{ mg/m}^3$ ) en een bedrijf met een gemiddelde waarde ( $94,6 \text{ mg/m}^3$ ). Bij deze bedrijven zou de daggemiddelde waarde dus hoger zijn geweest als de hele stortperiode zonder afzuiging was gewerkt. Alle blootstellingwaarden tijdens storten met en zonder afzuiging zijn grafisch met elkaar vergeleken in figuur 1. Bij de drie bedrijven waarbij de waarde met afzuiging niet meetbaar was is de waarde gebaseerd op de helft van de kwantificeringsgrens.



**Figuur 1.** Blootstelling tijdens storten met en zonder lokale afzuiging. De x-as is bij  $210 \text{ mg/m}^3$  afgekapt, waardoor de waarde van een bedrijf met een zeer effectieve afzuiging ( $420 \text{ mg/m}^3$  zonder en  $2,8 \text{ mg/m}^3$  met afzuiging) buiten beeld valt.

De effectiviteit van de lokale afzuiging was in één geval slechts 55%. Het ontwerp van deze afzuiging werd vooraf als slecht beoordeeld. In alle andere gevallen lag de effectiviteit tussen 75 en 99%. Er lijkt een voorspellende waarde te bestaan voor een subjectieve observationele beoordeling van de kwaliteit van de afzuiging, zoals blijkt uit figuur 2, waarin bedrijven met een als redelijk of slecht geclassificeerde afzuiging zijn samengenomen.



**Figuur 2.** Reductie van blootstelling tijdens storten afgezet tegen de subjectieve beoordeling van de kwaliteit van de lokale afzuiging.

Een sterke relatie tussen gemeten effectiviteit en gemeten luchtsnelheid in het stortoppervlak lijkt niet te bestaan, hoewel de afzuiging met de laagste effectiviteit wel werd gevonden bij een van de twee mengers met de laagste luchtsnelheid in het stortoppervlak.

## Discussie

Het storten van poeders in mengers zonder lokale afzuiging leidt tot erg hoge blootstelling met bij slechts een bedrijf een daggemiddelde blootstelling ruim onder de norm voor hinderlijk stof ( $1,6 \text{ mg/m}^3$ ). Alle andere daggemiddelde blootstellingen waren op de dag zonder lokale afzuiging hoger dan  $8 \text{ mg/m}^3$ . Kortdurende blootstelling tijdens het storten zonder lokale afzuiging bereikt met gemak waarden boven  $100 \text{ mg/m}^3$ . Locale afzuiging is dus beslist noodzakelijk bij dit werk. In de praktijk blijkt de lokale afzuiging in de door ons onderzochte bedrijven de blootstelling tijdens het storten met 55 tot 99% te verlagen. Zelfs met lokale afzuiging op de menger kan de daggemiddelde blootstelling echter nog verrassend hoog zijn. Er waren liefst vijf daggemiddelde waarden van  $7 \text{ mg/m}^3$  of hoger. De hoogste waarde ( $12,1 \text{ mg/m}^3$ ) was dus geen extreme uitschieter. Er was wel een uitschieter bij de effectiviteit van de afzuiging. Het bedrijf met verreweg de hoogste concentratie tijdens het storten zonder afzuiging ( $420 \text{ mg/m}^3$ ) had een zeer effectieve afzuiging die de concentratie tijdens storten zonder afzuiging tot slechts  $2,8 \text{ mg/m}^3$  wist terug te dringen (de een na laagste waarde).

De berekende effectiviteiten van de afzuigingen hebben geen absolute geldigheid voor de betreffende afzuiging. In enkele bedrijven waren er namelijk nog vrij grote

verschillen in gestorte producten en hoeveelheden tussen de twee meetdagen, hoewel het merendeel van de geproduceerde batches in elk geval sterk vergelijkbaar was. Bij het bedrijf met de zeer effectieve afzuiging speelt dit niet. In dit bedrijf werd op beide dagen precies evenveel van precies dezelfde producten gestort. Behalve verschillen tussen de meetdagen verhinderen ook andere factoren een algemene geldigheid van de berekende effectiviteit. De effectiviteit kan immers afhankelijk zijn van het gestorte product (bijvoorbeeld van de deeltjesgrootteverdeling) en van de werkwijze van de werknemer. Onderdeel van het storten is namelijk ook het in een container of op een stapel leggen of gooien van de lege zak. Uit observaties bleek dat dit een behoorlijke emissie van stof kan veroorzaken, die buiten de invloed van de afzuiging blijft. Sommige werknemers gooien een lege zak letterlijk van een of twee meter afstand in een container. Anderen duwen de zak in een volle container nog even goed aan. Uit in de literatuur beschreven onderzoek is gebleken dat dit soort handelingen een belangrijk effect op de hoogte van de blootstelling kan hebben.

Uit ons onderzoek blijkt dat een daarop gespitste persoon met een gestructureerd lijstje aandachtspunten in staat is om de minder effectieve afzuigingen met redelijke zekerheid te onderscheiden van de effectieve afzuigingen, zonder metingen te doen. Zo'n beoordeling kan dus een nuttig instrument zijn voor de arbeidshygiënist. Het is zinvol om een subjectief oordeel in twijfelgevallen te laten volgen door een gerichte meting (met/zonder afzuiging).

De gemeten effectiviteit van lokale afzuiging werd vergeleken met de aanname hierover in het model EASE, dat bij blootstellingschatting van nieuwe en bestaande stoffen in Europa wordt gebruikt. De effectiviteit is volgens het model in de meeste gevallen 90 tot 95 procent. Uit onze gegevens blijkt dat die aanname bij het storten van poeders te optimistisch is. Een waarde van 75% lijkt een "reasonable worst case" aanname te zijn. Dat is een teleurstellende waarde, die echter, zoals boven aangegeven, niet per se volledig het gevolg is van een minder goede technische uitvoering van de afzuiging, maar ook mede bepaald is door de manier van werken van de werker. Ook de schatting van blootstelling met EASE voor droog hanteren van poeders met lokale afzuiging ( $2\text{--}5\text{ mg/m}^3$ ) is te optimistisch. Als er vanuit gegaan wordt dat dit een schatting van het daggemiddelde is, dan kan EASE er een factor 2 tot drie naast zitten. De onderschatting door EASE is helemaal onacceptabel als het model, zoals tegenwoordig gebruikelijk, gebruikt wordt als schatter van de taakgemiddelde blootstelling. Het model zit er dan een factor 4 tot 5 naast.

## ***Conclusies***

- Locale afzuiging is noodzakelijk bij het storten van poeders in mengers
- Ondanks redelijk goede lokale afzuiging kan de daggemiddelde blootstelling van iemand die langdurig stoffige poeders in een menger stort oplopen tot boven de MAC-waarde. Aandacht voor stofblootstelling is in dit soort bedrijven (verf, lijm, farma, cosmetica en dergelijke) dan ook op zijn plaats.



- De effectiviteit van lokale afzuiging op mengers voor blootstelling aan inhaleerbaar stof ligt in de praktijk in het algemeen tussen 75 en 99%. Bij slechte positionering kan de effectiviteit nog beduidend lager zijn.
- Het EASE model overschat de praktische effectiviteit van lokale afzuiging op mengers en onderschat de blootstelling voor inhaleerbaar stof bij droog hanteren onder lokale afzuiging.

*Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid.*

---

**\*Correspondentieadres**

J. Marquart  
Koekoeksbloem 36  
3984 CC ODIJK

## Monitoring en registratie van beroepsmatige blootstelling aan cytostatica bij apothekersassistenten, een pragmatische benadering

*K. Simons\**, Ziekenhuisapothek MiddenBrabant, Tilburg, P. van Balen, Nederlands Kanker Instituut / Antoni van Leeuwenhoek ziekenhuis Amsterdam.

### ***Inleiding***

Is het zinvol om een vorm van monitoring van beroepsmatige blootstelling aan cytostatica bij ziekenhuispersoneel toe te passen en zo ja welke? Omdat blootstelling aan cytostatica als een potentieel gezondheidsrisico wordt gezien is deze vraag zeer actueel voor een aantal beroepsgroepen in Nederlandse ziekenhuizen.

In deze lezing zal worden ingegaan op de mogelijke vormen van monitoring, welke toegepast kunnen worden in de ziekenhuizen en hoe registratie zou kunnen plaatsvinden, specifiek gericht op de apothekersassistenten werkzaam in een ziekenhuisapothek.

Als uitgangspunten t.a.v. de beroepsmatige omgang met cytostatica wordt aangenomen dat conform het Werkboek Cytostatica wordt gewerkt.

Er zal in dit kader niet worden ingegaan op wettelijke verplichtingen omdat dit te ver zou voeren.

### ***Risico's en beschermende maatregelen***

Uitgebreide achtergrondinformatie inzake risico's en beschermende maatregelen bij de beroepsmatige omgang met cytostatica is te vinden in het Werkboek Cytostatica (zie met name hoofdstuk I). Beroepsmatige blootstelling in de apotheek kan plaatsvinden door het aanraken van besmette oppervlakken (veiligheidswerkbank, besmette ampullen, kapotte handschoenen), inademen van aërosolen en poeders (bij een calamiteit) en inslikken van cytostatica. Het risico is het grootst bij handelingen met vaste stoffen.

Naar aanleiding van publicaties begin jaren 80 werd duidelijk dat aan de beroepsmatige omgang met cytostatica risico's zijn verbonden. Er werden daarom maatregelen voorgesteld om deze beroepsmatige risico's zoveel mogelijk te verminderen. Een van de belangrijkste aanbevelingen is om het voor toediening gereedmaken van cytostatica te centraliseren in de ziekenhuisapothek. Deze werkzaamheden dienen plaats te vinden in een veiligheidswerkbank of een isolator door goed ingewerkte medewerkers.

Training en instructie zijn noodzakelijk, periodiek te herhalen. Via monitoring kan worden vastgesteld hoe effectief al deze maatregelen werkelijk zijn.

### ***Momenten van blootstelling***

Beroepsmatige blootstelling in de apotheek kan plaatsvinden door het aanraken van besmette oppervlakken (veiligheidswerkbank, besmette ampullen, kapotte handschoenen), inademen van aerosolen en poeders (bij een calamiteit) en inslikken van cytostatica.

Het risico is het grootst bij handelingen met vaste stoffen.

Verdamping van cytostatica is een groter probleem dan tot nu toe werd aangenomen.

Hierbij dient opgemerkt te worden dat daarmee ook recirculatie van lucht uit de veiligheidswerkbank naar de werkruimte tot problemen kan leiden doordat meer cytostatica in dampvorm aanwezig blijken te zijn dat tot nu toe werd aangenomen.

### ***Grenswaarden***

Er zijn geen grenswaarden voor cytostatica in biologisch materiaal vastgesteld. Daarom zijn er geen conclusies te verbinden aan de waarden die gevonden worden bij biologische monitoring. Vragen van een individuele medewerker met betrekking tot gezondheidsschade en/of (tijdelijke) uitsluiting van werkzaamheden met cytostatica naar aanleiding van een uitslag zijn dus niet te beantwoorden.

Er zijn voor een aantal cytostatica inmiddels wel grenswaarden in lucht vastgesteld zodat voor deze producten omgevingsmonitoring zou kunnen plaatsvinden. Het is aannemelijk dat er ook grenswaarden zullen worden vastgesteld voor cytostatica op oppervlakken.

### ***Monitoring***

Via monitoring kan enerzijds blootstelling en/of opname van cytostatica bij personen gemeten worden. Anderzijds kan de contaminatie van de omgeving door de werkzaamheden met cytostatica bepaald worden. Bepaald kan worden in welke werksituaties, bij welke werkzaamheden en op welke manier (lucht, oppervlakte) blootstelling optreedt.

Afhankelijk van de vraagstelling en doelstelling komen verschillende technieken voor monitoring in aanmerking. Er wordt onderscheid gemaakt in biologische monitoring/biologische effectmonitoring en omgevingsmonitoring

De meest directe methode om blootstelling aan te tonen is via biologische monitoring.

De voorspellende waarde van biologische monitoring voor het uiteindelijke kankerrisico is echter nog steeds onduidelijk.

Er zijn geen conclusies en consequenties te verbinden aan een evt. positieve uitslag omdat er geen grenswaarden bekend zijn voor cytostatica in biologisch materiaal. Omgevingsmonitoring is een afgeleide meetmethode om de kans op blootstelling van de individuele medewerker te bepalen en is -mits ingebed in een totaal pakket van

beschermende maatregelen- een goede manier om aan te tonen dat op verantwoorde manier wordt gewerkt.

### ***Registratie***

Met betrekking tot de effectiviteit van beschermende maatregelen dient allereerst een risico-schatting te worden gemaakt van de werkzaamheden in relatie tot de omgeving waarin deze werkzaamheden worden uitgevoerd. Er moet tegelijkertijd een nulmeting plaatsvinden van de contaminatie van de omgeving met cytostatica.

Validatie van de werkwijze kan worden uitgevoerd via het bepalen van een markerstof, bijv. fluorescerende stoffen (kinine, fluoresceïnenatrium) of radioactieve stoffen (technetium). De frequentie dient door de apotheker naar eigen inzicht te worden vastgesteld.

Naast deze validatie moet periodiek de contaminatie van de omgeving met cytostatica worden vastgesteld en de werkwijze worden geëvalueerd, bijvoorbeeld samen met de jaarlijkse keuring van de veiligheidswerkbank.

De resultaten dienen te worden vastgelegd in een monitoringsregister. Daarnaast dient een persoonsregister bijgehouden te worden met betrekking tot de werkzaamheden met kankerverwekkende stoffen (zijnde een geneesmiddel).

Via dergelijke registers kan een persoons gerelateerde vraag : loop ik gezondheidsschade? : na verloop van tijd wellicht toch beantwoord worden. Het is mede daarom van belang dat deze registers op uniforme wijze worden bijgehouden in Nederland.

### ***Uitvoering***

Er dient per ziekenhuis een risico inventarisatie en evaluatie (RI&E) uitgevoerd te worden.

Verbeterpunten worden aangegeven en maatregelen worden genomen.

Er vindt tegelijkertijd een nulmeting plaats van de contaminatie van de omgeving met cytostatica.

Hierna wordt periodiek de contaminatie van de omgeving met cytostatica vastgesteld bij voorbeeld samen met de jaarlijkse keuring van de veiligheidswerkbank.

Er wordt een monitoringsregister bijgehouden van de medewerkers.

Er wordt een persoonsregister bijgehouden met betrekking tot de werkzaamheden met kankerverwekkende stoffen.

## ***Referenties***

Monitoring of occupational exposure to antineoplastic agents; P. Sessink, proefschrift; Nijmegen, 4 november 1996, ISBN 90-803205-1.

Contaminatie tijdens de bereiding van cytostatica; F.J. Rynja. A. Hoekstra, J.H. Glerum; ziekenhuisfarmacie 12-1996: 174-176.

Beheersing van contaminatie met oncolytica in de ziekenhuisapotheek; H.J.M. van Kan, M.G. Pelders, K.A. Simons; Ziekenhuisfarmacie 10-1994: 89-91.

Werkboek Cytostatica, VvIK, november 1997, ISBN 90-72175-19-0.

Thomas H. Connor, Roger W. Anderson, Paul J.M. Sessink, et al. Surface contamination with antineoplastic agents in six cancers treatment centres in Canada and the United States. Am J Health-Syst Pharm. 1999; 56:1427-32.

Blootstelling aan cytostatica in ziekenhuizen, stand der techniek op het gebied van beheersmaatregelen, Hilhorst e.a., rapport Min. Sociale Zaken en Werkgelegenheid, sept. 2000, (concept).

---

### **\*Correspondentieadres**

Mw. K. Simons  
Ziekenhuisapotheek Midden-Brabant  
Postbus 90107  
5000 LA TILBURG

## Cytostatica in een productie bedrijf: eindeloos of een dead end?

*T.G.M. Brockhus\**, Arbo Unie Noordwest-Nederland, Haarlem

Er wordt een schets gegeven van de ontwikkelingen en de praktische problemen in de arbeidsgezondheidskundige begeleiding die je als bedrijfsarts, in samenwerking met andere disciplines in een Arbo-dienst kunt tegenkomen bij een bedrijf waar cytostatica worden geproduceerd. Ontwikkelingen die nog steeds gaande zijn en waarvan niemand kan zeggen waar het einde ligt, maar waarvan ook niemand kan zeggen of ze wel tot een oplossing leiden: eindeloos of een dead end dus.

Er is de volgende indeling:

- een korte uiteenzetting wat cytostatica zijn, wat de werking is en de doelgroep
- achtergrondinformatie over het bedrijf
- wettelijke kaders en de ontwikkeling daarin.
- de historie van de gezondheidsmonitoring en de verschillende fasen daarin
- de huidige stand van zaken.
- het huidige dilemma en de verschillende aspecten daarvan

Cytostatica zijn geneesmiddelen die o.a. ingezet worden bij de bestrijding van kanker. Op grond van hun werkingsmechanisme worden cytostatica ingedeeld in een aantal groepen zoals alkylerende agentia, antibiotica, anti-metaboliëten, mitoseremmers en eiwitsyntheseremmers. Veel cytostatica beschadigen het DNA van kankercellen en veroorzaken daardoor remming van de proliferatie (woekering door celvermeerdering) van deze cellen. Cytostatica zijn biologisch zeer actieve verbindingen en kunnen ook toxische effecten bewerkstelligen in normale cellen. Door het werkingsmechanisme zijn het met name de orgaansystemen met snel delende cellen die worden aangetast. Het betreft hier o.a. beenmerg, mondepitheel, keelholte, maagdarmkanaal en geslachtsorganen. De **acute** gezondheidseffecten zijn dan ook klachten van deze orgaansystemen zoals: irritaties van huid, ogen en slijmvliezen, duizeligheid, hoofdpijn en diarree. Deze komen doorgaans alleen voor bij met cytostatica behandelde patiënten. Het zijn echter de **chronische** effecten waar we bijzondere aandacht voor vragen, zoals de mutageniteit<sup>\*</sup>, carcinogeniteit<sup>†</sup> en reproductietoxiciteit<sup>‡</sup>.

Het is in verschillende onderzoeken reeds bewezen dat voor met name verpleegkundig en apothekerspersoneel bereiding en toediening van cytostatica ongewenste gezondheidsrisico's met zich kan meebrengen. Deze risico's zijn nooit ergens

---

\* Onder mutageniteit wordt een eigenschap van een factor verstaan die leidt tot een verandering in de inhoud of organisatie van de genetische informatie(DNA). Een dergelijke erfelijke verandering wordt een mutatie genoemd

† Carcinogeniteit van chemische stoffen wijst erop dat deze stoffen kanker kunnen veroorzaken.

‡ Onder reproductietoxische stoffen worden stoffen verstaan die gedurende de vorming van ei- en zaadcellen, de bevruchting, de zwangerschap of het geven van borstvoeding een zodanige invloed kunnen hebben dat onherstelbare schade of langdurige ontwikkelingsstoornissen bij het nageslacht ontstaan.

beschreven voor werknemers die betrokken zijn bij de productie van cytostatica. Hoofdoorzaak voor het ontbreken van dergelijke effecten zal ongetwijfeld liggen in het feit dat het maar een zeer kleine groep mensen betreft. Epidemiologisch onderzoek voor wat betreft effecten van blootstelling aan cytostatica is dan niet goed mogelijk.

Het betrokken bedrijf produceert naast andere geneesmiddelen al ruim 20 jaar cytostatica. Men produceert deze als tabletten, capsules en injectiepreparaten. Er wordt gewerkt met een door de computer ondersteund productieproces, wat zich kenmerkt door verticale productflow in gesloten productiesystemen.

Bij de productie van geneesmiddelen heeft men te maken met de volgende wetgeving:

1. Wetgeving waarbij de bescherming van het product centraal staat ( wet op de geneesmiddelen voorziening(WOG))
2. Wetgeving waarbij de bescherming van de medewerkers centraal staat (Arbo-wet en Arbo-besluit)

Ad 1.

Een uitwerking van deze wet is de GMP richtlijn.(GMP: good manufacturing practice of goede manieren van produceren).

Ad 2.

- 1990 EG richtlijn blootstelling aan kankerverwekkende stoffen op het werk
- 1994 het besluit kankerverwekkende stoffen en processen ( P-187)
- S174 : arbeidsgezondheidskundig onderzoek bij het werken met kankerverwekkende stoffen
- S 184: monitoring van beroepsmatige blootstelling aan cytostatica.
- Nieuwe Arbo-besluit in 1997.

De volgende zaken zijn expliciet vermeld in dit Arbo-besluit:

- Het aanleggen van een register van toxische en kankerverwekkende stoffen
- De blootstelling aan toxische en kankerverwekkende stoffen moet worden beoordeeld
- Er kunnen wettelijke grenswaarden worden vastgesteld
- Er worden eisen gesteld aan het doeltreffend beheersen van de blootstelling (streven naar zo laag mogelijke blootstelling)
- De arbeidshygiënische strategie voor de beheersmaatregelen moet worden gevolgd

Zoals uit bovenstaand overzicht blijkt, is er in 20 jaar veel veranderd op het gebied van wetgeving omtrent cytostatica.

### *Historie van de gezondheidsmonitoring*

Ook in de arbeidsgezondheidskundige begeleiding zoals die werd gegeven aan de werknemers van het bedrijf, is er veel veranderd. In 1980, het jaar van aansluiting bij de toenmalige bedrijfsgezondheidsdienst, was er eigenlijk alleen wat bekend omtrent de effecten van cytostatica bij patiënten. Dat de blootstelling van werknemers en die van patiënten eigenlijk niet met elkaar te vergelijken zijn, was wel bekend maar er was geen alternatief voorhanden. De toenmalige gezondheidsbewaking bestond uit een periodiek bloedonderzoek bij alle medewerkers die op een of andere wijze in aanraking kwamen met cytostatica. Van het bloed werden die parameters bepaald, waarvan bekend was dat zij gevoelig waren voor invloed van cytostatica. Er werd toen verondersteld dat er een directe relatie was tussen bloedsuikerslag en blootstelling aan cytostatica. Er werd volledig aan voorbij gegaan dat dit onderzoek

1. niet gevoelig genoeg is in verhouding tot de vermoede chronische lage blootstelling
2. niet specifiek genoeg was om een relatie te leggen tussen het soort cytostaticum en de afwijkingen
3. helemaal niets zei over de mate van blootstelling en waar dit dan zou hebben plaatsgevonden.

Buiten dit periodieke onderzoek vond er zowel bij indienst- als bij uitdiensttreding een uitgebreid bloedonderzoek plaats, waarbij naast de bovengenoemde bepalingen ook nog die parameters werden bepaald, die iets zeggen over de lever- en nierfuncties alsmede over nieuwe rode bloedcellen. Deze bepalingen werden gedaan met als achterliggende gedachte dat er dan van elke werknemer die met cytostatica werkte er een nulwaarde was en een laatste waarde. Op de achtergrond speelde uiteraard een verzekeringsoogpunt mee. Hoe meer er kon worden aangetoond dat getracht is een functionerend beheersbeleid te voeren, des te minder zou het bedrijf aangesproken kunnen worden op juridische en financiële aansprakelijkheid conform de toen geldende wetgeving en kennis.

Ondanks dat er vraagtekens werden geplaatst bij de zin van dit onderzoek werd dit toch enkele jaren gehandhaafd en wel om de volgende redenen:

- Onvoldoende bruikbare alternatieven
- Behoeft bij de medewerkers
- Het repeterende onderzoek heeft een zekere attentie waarde. De medewerkers worden er periodiek aan herinnerd dat er wordt gewerkt met gevaarlijke stoffen, hetgeen preventief werkt.

In 1990 werd contact gezocht met de vakgroep toxicologie van de Universiteit van Nijmegen, waar meetmethoden werden ontwikkeld voor biomonitoring van bepaalde



cytostatica in urine. In 1991 mondde dit uit in een pilotonderzoek, waaraan het bedrijf meedeed. Dit onderzoek bestond uit een combinatie van biomonitoring en omgevingsmonitoring, zodat er een kwantificering van de blootstelling en de opname van cytostatica kon worden vastgesteld. Het betrokken cytostaticum betrof 5-fluorouracil. (5-FU)

Bij het bedrijf worden verschillende cytostatica geformuleerd. Blootstelling aan cytostatica was denkbaar bij de bereiding en het afvullen.

De vraagstelling van het onderzoek is als volgt geformuleerd:

- In hoeverre is de ruimte waarin gewerkt wordt besmet met 5-FU?
- Komt 5-FU bij de productie/ verwerking vrij?
- Is er sprake van opname van 5-FU in het lichaam?
- Zijn er aanwijzingen dat bepaalde handelingen potentiële blootstelling aan 5-FU veroorzaken?
- Is het noodzakelijk dat er aanvullende maatregelen genomen worden om dit te voorkomen?

Op alle vragen kon bevestigend geantwoord worden.

Er zijn naar aanleiding van het onderzoek aanpassingen doorgevoerd op het gebied van persoonlijke beschermingsmiddelen, schoonmaak- en productieprocedures etc.

Het bloedonderzoek werd gecontinueerd.

In 1993 werd wederom in samenwerking met de Katholieke Universiteit Nijmegen een meetmethode toegepast, ditmaal voor methotrexaat. (MTX). Dit is een cytostaticum dat humaan teratogeen is maar waarvan niet bewezen is dat het humaan carcinogeen is. Dit werd in grote hoeveelheden geproduceerd.

Ook in dit onderzoek werd een combinatie gemaakt van omgevingsmonitoring (luchtmonsters) en biomonitoring (urine monsters). De monsternamen hebben plaatsgevonden gedurende een drietal processen:

1. bereiding vials
2. afvullen vials
3. bereiding tableting

Op beide afdelingen bevatten alle luchtmonsters waar MTX in poedervorm werd verwerkt MTX. Waar met MTX in oplossingsvorm werd gewerkt, bevatten de luchtmonsters geen aantoonbaar cytostaticum.

De gemiddelde uitscheiding over 24 uur via de urine van de totale groep was significant verschillend met de waarden zoals die werden vastgesteld in een controlegroep van 30 niet blootgestelde personen. Er werd een aantal aanbevelingen gedaan, waaronder het stopzetten van het bloedonderzoek. Periodieke monitoring werd zinvol en mogelijk geacht.

Door allerhande bedrijfsmatige processen (verandering van de farmaceutische markt en consequenties, veelvuldig wisselen van leidinggevendenden etc.) waren er met de aanbevelingen en adviezen van beide onderzoeken niets gedaan. In 1995 vond er een RIE met nadruk op cytostatica plaats, waarbij duidelijk naar voren kwam dat nader onderzoek in het kader van een PAGO noodzakelijk was. Dit werd gesteund door het plan van aanpak dat in maart 1996 werd aangeboden. Er werd een werkgroep geformeerd (arbeidshygiënist, bedrijfsarts, leidinggevende steriele afdeling en de Arbo-coördinator.) Deze werkgroep produceerde het zgn. draaiboek voor de opzet van een periodiek GPO, waarin een combinatie van omgevingsmonitoring en biomonitoring werd beschreven

Het bedrijf ging roerige tijden tegemoet, reorganisaties, overnames, vele wisselingen van leidinggevendenden maakten dat de aandacht primair gericht was op productie en dat die voor arbeidsomstandigheden in het algemeen duidelijk naar de achtergrond verdween. Uiteraard is diverse malen getracht een start te maken met het periodiek onderzoek, maar er werd door het bedrijf een aantal argumenten naar voren gebracht waarom men daar nu nog niet toe overging:

- De huidige maatregelen achtte men ruim voldoende. Men liep zelfs voor in protocollering en procesmatige bewaking. De behoefte om deze voorsprong te vergroten met alle bijkomende economische consequenties en onzekerheden over de effectiviteit van maatregelen was niet groot.
- De huidige werkwijzen waren zeker niet optimaal. Een onderzoek wat dit alleen maar zou bevestigen had nauwelijks toegevoegde waarde.

### ***Dilemma***

Het is bekend dat arbeidsgezondheidskundig onderzoek zinvol kan zijn als preventief instrument. Inzet van biologische monitoringsmethoden kunnen een goede en bruikbare indruk geven van de individuele inwendige blootstellingbelasting aan stoffen. Als een bedrijf echter ook aangeeft dat zij zeker weet dat er nog niet onder optimale (lees: veilige) condities wordt geproduceerd en daarom gezondheidsonderzoek afwijst omdat de bevindingen daarvan onrust veroorzaken en niet zoveel zeggen, dan is er een duidelijk dilemma ontstaan. Welke weg moet je dan als bedrijfsarts en arbeidshygiënist bewandelen?

Als er te weinig draagvlak voor een goed periodiek onderzoek is, leidt deze weg waarschijnlijk tot een dead end.

Het alternatief is dan om middels andere acties medewerkers en leidinggevendenden meer bewust te maken van hun arbeidsomstandigheden. Het draagvlak voor verantwoord periodiek onderzoek wordt daarmee vergroot.

Het bovenstaande is een verhaal van de praktijk van alledag. Het is geen happy end, maar het is zeker ook geen dead end. Dat het een lange, misschien een beetje eindeloze

weg is vol hobbels en obstakels die je als bedrijfsarts en als arbeidshygiënist tegenkomt is een feit. Dat je geduld als professional eindeloos moet zijn, is ook een feit. Maar hoeveel bedrijven voeren alle adviezen ter verbetering van de werkomstandigheden op een redelijke termijn ook uit?

---

**\*Correspondentieadres**

Mw.drs. T. Brockhus  
E. Casimirlaan 77  
2051 HB OVERVEEN

## Validity of empirical models of exposure in asphalt paving

I. Burstyn\*, Environmental and Occupational Health Group, Institute for Risk Assessment Sciences, Utrecht University, Unit of Environmental Cancer Epidemiology, International Agency for Research on Cancer, Lyon, P. Boffetta, Unit of Environmental Cancer Epidemiology, International Agency for Research on Cancer, Lyon, G. Burr, The National Institute for Occupational Safety and Health, Ohio, A. Cenni Operative Unit of Industrial Hygiene - National Health Service, Sienna, U. Knecht Institute of Occupational and Social Medicine, Giessen, G. Sciarra Operative Unit of Industrial Hygiene - National Health Service, Sienna, H. Kromhout, Environmental and Occupational Health Group, Institute for Risk Assessment Sciences, Utrecht University

### **Introduction**

The International Agency for Research on Cancer is co-ordinating a multicentric investigation of cancer among asphalt workers in order to address the controversy surrounding carcinogenicity of bitumen, binder used in asphalt mixes. The study is an industry-based historical cohort assembled in Denmark, Finland, France, Germany, the Netherlands, Norway, Sweden and Israel. Coal tar use has been progressively discontinued in Western Europe, resulting in the possibility to disentangle any effects of its exposure from that of bitumen. In occupational epidemiology the quality of studies and their subsequent usefulness for risk assessors and regulators increasingly depends on the validity of their exposure assessment. This study focused on the issue of validation of exposure models for asphalt paving workers, the most numerous bitumen-exposed group in the historical cohort study of bitumen.

### **Methods**

The mixed effects models evaluated in this paper have been described in detail elsewhere (Burstyn *et al*, 2000). They revealed a declining (6 to 14 percent per year) trend in exposures to bitumen fume, organic vapour and benzo(a)pyrene with time. Furthermore, differences in exposure levels were observed between different methods of paving. Coal tar use was demonstrated to be the most important predictor of benzo(a)pyrene exposure, but the magnitude of this effect was somewhat less than that expected on the basis of laboratory studies. The differences in sampling and analytical methods were accounted for. There were no differences between comparable paving operations among countries.

Internal validity of the models was assessed in a cross-validation procedure. This was accomplished by evaluating the models' parameters on random subsets of 50 percent of the data. At each evaluation, predictions of the models were compared to the remaining 50 percent of the data by estimating bias and precision of the models. Bias was defined as the mean difference between predicted and measured values on

logarithmic scale; precision was defined as the standard deviation of bias. Relative bias was estimated as  $((\text{predicted value} - \text{measured value}) / \text{measured value}) \times 100\%$ . In cross-validation, both bias and precision were estimated on a logarithmic scale, since they appeared to follow log-normal distribution in histograms (i.e. natural logarithms of predicted and observed values were compared). We ran 300 evaluations for each model.

In addition, two of the models were validated against external data on bitumen fume exposure obtained from the United States ( $n=98$ ), and benzo(a)pyrene exposure measurements obtained Germany and Italy ( $n=339$ ). These data were made available to us after the original statistical models were constructed. Bias and precision were re-estimated in a manner similar to that used for the internal validation, newly acquired data providing measured values that were compared to model-based predictions.

## **Results**

In cross-validation, most point estimates of the parameters of the three models were similar to those estimated by modelling the entire data set. The exceptions to this pattern were the estimates of the models' intercepts. This suggested that even though the estimates of relative differences between identified determinants were stable, one could expect a greater uncertainty in the absolute value of predictions generated by the models. All models showed negligible negative average relative bias (-1 to -3 percent). However, relative bias ranged from -37 to 45 percent, implying individual predictions can be biased. Precision tended to be a factor of 1.1 to 1.4 greater than the within-worker standard deviation in all three models. However, the estimated ranges of the two statistics overlapped, except in the case of the bitumen fume model. This indicates that the imprecision in all three models is comparable to that which we predicted would arise from day-to-day fluctuations in exposure levels.

In external validation, bitumen fume and benzo(a)pyrene models showed negative relative bias, -70 and -51 percent respectively in external validation. Predicted bitumen fume exposures tended to be lower (average factor of three) than concentrations found during paving in the USA. Evaluation of external validity of the benzo(a)pyrene exposure model revealed a similar to expected effect of re-paving and a larger than expected effect of tar use. This disagreement between predicted and measured values tended to be greater for exposure circumstances associated with elevated exposure levels and those occurring further in the past.

## **Discussion**

An investigation of the models' internal validity revealed that most parameters of models for bitumen fume, organic vapour and benzo(a)pyrene we developed earlier had little average bias. This gives us some assurance that the models adequately described the data. Therefore, if the data is representative of exposures experienced by asphalt workers, then the application of these models in an epidemiological study will

result in valid estimates of exposure intensity. However, the models had relatively poor precision, probably resulting from large day-to-day exposure variability. This was adequate because our goal was to model between-worker differences in exposure, that are related to the variables used in the calculation of exposure intensity estimates for the epidemiological analyses. Precision of the bitumen fume and benzo(a)pyrene models, when evaluated against external data, was of the same order of magnitude as those observed in cross-validation.

Bias estimates derived from internal cross-validation were lower than those seen in the external comparisons, which indicated that our models can underestimate bitumen fume and benzo(a)pyrene concentrations by a factor of two to three. This underestimation of exposures, if it were differential as suggested by our results, may lead to overestimate of dose-response relationships based on quantitative indices of exposure. The apparent bias for bitumen fume exposures might be attributed to differences between Western European and USA paving practices. If that is the case, than models' applicability to European pavers is not undermined by our results. The observed underestimation of benzo(a)pyrene exposures by our model may stem from incomplete modelling of (a) the effects of analytical methods and (b) variability of coal tar concentration in asphalt mixes. The principal shortcoming of external validation was the lack, in validation data sets, of the diversity of exposure scenarios needed for a more comprehensive evaluation.

## **Conclusion**

Estimates derived from previously elaborated models can be expected to be imprecise but with small average bias. This indicates that the models are most suitable for group-based exposure predictions in which all members of a group are assigned the same average exposure, instead of individual-based exposure predictions. Possible bias due to underestimation of the impact of coal tar on benzo(a)pyrene exposure levels must be explored in sensitivity analysis of the exposure-response relationships. Validation of the models, albeit limited, increased our confidence in their applicability to exposure assessment in the historical cohort study of cancer risk among asphalt workers.

## **References**

Burstyn, I., et al. Statistical modeling of determinants of historical exposure to bitumen and polycyclic aromatic hydrocarbons among paving workers. *Annals of Occupational Hygiene* 2000;44(1):43-56.

---

### **\*Correspondentieadres**

T.a.v. I. Burstyn,  
Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer  
Postbus 238  
6700 AE WAGENINGEN



## Risico op het krijgen van kanker na blootstelling aan bitumendampen bij asfaltwerkers

*M. Hooiveld\**, H. Kromhout, D. Heederik, Division Environmental and Occupational Health, Institute for Risk Assessment Sciences, Universiteit Utrecht

### ***Inleiding***

Asfalt is een mengsel van zand, grind, vulstoffen en een bindmiddel, bitumen. Bij verhitting van bitumen komen PAKs vrij, die mogelijk een negatieve invloed hebben op de gezondheid. Het International Agency for Research on Cancer (IARC), het kankeronderzoekscentrum van de WHO, coördineert een internationaal onderzoek onder asfaltwerkers. In Nederland wordt dit onderzoek uitgevoerd door de afdeling Environmental and Occupational Health (EOH) van de Universiteit Utrecht (voorheen Universiteit Wageningen<sup>§</sup>), in opdracht van de werkgeversorganisatie VBW-Asfalt en de stichting ARBOUW. Andere deelnemende landen zijn Noorwegen, Zweden, Finland, Denemarken, Duitsland, Frankrijk en Israël.

### ***Opzet van het onderzoek***

In 1997 en 1998 werden 6 asfalt-wegenbouw bedrijven bezocht. Deze bedrijven waren geselecteerd op basis van een pilot-studie naar de beschikbaarheid en kwaliteit van de benodigde gegevens.

### ***Populatie***

Voor de identificatie van de onderzoekspopulatie zijn de personeelsarchieven gebruikt. Van alle mannelijke werknemers die ooit bij de bedrijven gewerkt hadden, zijn gegevens verzameld voor identificatie (SFB registratienummer, naam, adres, woonplaats, geboortedatum en eventueel datum overlijden) en over de werkgeschiedenis (datum in dienst treden, eventueel datum uit dienst treden en uitgeoefende beroepen). Deze gegevens waren bij de bedrijven beschikbaar vanaf verschillende jaren, variërend tussen 1969 en 1984.

Met behulp van de stichting ARBOUW en het Sociaal Fonds Bouwnijverheid zijn de gegevens van de werknemers van na 1995 gecontroleerd en eventueel aangevuld. De gegevens van de werknemers uit de periode vóór 1995 zijn gecontroleerd via de bevolkingsregisters.

Van de overledenen is bij het Centraal Bureau voor Genealogie het nummer van de overlijdensakte opgevraagd. Hiermee kon bij het Centraal Bureau voor de Statistiek de doodsoorzaak verkregen worden.

---

<sup>§</sup> Per 1 januari 2000 is de afdeling Environmental and Occupational Health overgenomen door de Universiteit Utrecht.



## Karakterisering van de blootstelling

Met een speciaal voor deze bedrijfstak ontwikkelde vragenlijst werden op bedrijfsniveau gegevens verzameld over de aard van de werkzaamheden, gebruikte technieken en materialen. Aangevuld met resultaten van metingen in het verleden en input van experts, is middels een zogenaamde "Job-Exposure Matrix" de blootstelling geschat voor alle geïdentificeerde cohort leden.

Informatie over rookgewoonten en andere aanvullende leefstijl-kenmerken is voor een deel van de werknemers beschikbaar via de PBGO gegevensbestanden van ARBOUW dat de door ARBO-diensten verzamelde informatie bevat.

## Statistische analyses

Werknemers die in totaal korter dan één seizoen gewerkt hadden werden uitgesloten van de analyses. Hierbij is uitgegaan van de gemiddelde duur van het werk-seizoen per bedrijf en per beroepscategorie, zoals afgeleid uit de ingevulde vragenlijsten. Voor beroepen zonder winter-stop was de duur van het seizoen 12 maanden.

Om te bepalen of sterfte (aan kanker) frequenter voorkomt in vergelijking met de algemene bevolking, is het sterftecijfer vergeleken met de nationale sterftecijfers. Voor de SMR (Standardized Mortality Ratio) wordt de waargenomen sterfte gedeeld door de verwachte sterfte (gecorrigeerd voor leeftijd en kalenderperiode).

Om de sterfte van de asfaltwerkers te vergelijken met andere werkzame populaties binnen de bedrijven (relatief risico, RR) is een multi-pele Poisson regressie techniek gebruikt, waarbij gecorrigeerd werd voor leeftijd, kalenderperiode en totale diensttijd. Bij de puntschattingen zijn 95%-betrouwbaarheidsintervallen berekend.

## Resultaten

Bij 2 bedrijven werden alleen gegevens van bouw-CAO'ers verzameld, bij de overige 4 bedrijven ook van UTA (uitvoerend, technisch en administratief) personeel. In totaal werden gegevens verzameld van 6171 werknemers. Momenteel (januari 2001) zijn 5166 (84%) personen nog in leven, 666 (11%) zijn overleden, 149 (2%) zijn lost-to-follow-up, 32 (1%) zijn geëmigreerd en voor 158 (3%) personen is de follow-up nog niet afgerond. Tijdens het symposium zullen de eerste resultaten gepresenteerd worden.

---

### \*Correspondentieadres

Mw.ir. M. Hooiveld  
Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer  
Postbus 238  
6700 AE WAGENINGEN

## Kwartsblootstelling bij asfaltfrezes

M. Lumens\*, IRAS, Universiteit Utrecht

### *Aanleiding voor het onderzoek*

Asfaltfrezes is een proces waarbij het asfalt uit het wegooppervlak wordt verwijderd met behulp van freesmachines. Dit gebeurt voor reparaties van het wegdek en verwijdering van stukken weg. Afhankelijk van de samenstelling van het gefreesde materiaal kan de blootstelling aan kwarts bij deze werkzaamheden hoog oplopen. Inademing van respirabel kwarts kan leiden tot longfunctieafwijkingen, chronische of acute silicose, toenemende gevoeligheid voor infecties en verhoogd vóórkomen van auto-immuunziekten (IARC 1997).

In Nederland is met ingang van januari 2001 de MAC waarde van kwarts voor de bouwnijverheid verlaagd naar 0,075 mg/m<sup>3</sup>. Uit eerder onderzoek (Hilhorst en Lumens, 1999) is bekend dat deze MAC-waarde bij grote typen freesmachines met een freesbreedte tot ruim 2 meter wordt overschreden. Van de kleinere freesmachines, met een freesbreedte tot 1 meter zijn geen blootstellinggegevens uit eerder onderzoek beschikbaar.

Op basis van bovenstaande resultaten is besloten aanvankelijk beheersmaatregelen voor de grote freesmachines te ontwikkelen. In opdracht van stichting Arbow, Amsterdam zijn in november 1999 en 2000 zijn metingen uitgevoerd bij freesmachines met verschillende freesbreedte om te onderzoeken of deze deels aangepaste machines voldoen aan de aangescherpte kwartsnorm.

### Onderzoeksvragen

- wat zijn de huidige blootstellingsniveaus aan respirabel stof en kwartsstof voor de machinisten van verschillende typen freesmachines?
- wat is de effectiviteit van de aanpassingen op de grote freesmachine?

### Materiaal en Methode

In het najaar van twee opeenvolgende jaren zijn werkplekmetingen uitgevoerd op 16 locaties. 5 Verschillende typen freesmachines zijn opgenomen in de studie. De freesbreedte van deze machines varieerde van 0,5 tot 2,1 meter. De grootste machine met een freesbreedte van 2,1 meter is bemeten met en zonder beheersmaatregelen om de effectiviteit van deze maatregelen te testen. Gebaseerd op de resultaten van de metingen uit 1999 zijn de beheersmaatregelen verder ontwikkeld, in de meetserie van 2000 zijn ze opnieuw onderzocht.

De werkplekmetingen bestonden uit persoonlijke respirabel (kwarts)stofmetingen bij de boven- en ondermachinisten van de freesmachines. Waar mogelijk zijn tenminste 4 herhaalde metingen per functie gedaan. Metingen duurden minstens 4 uur. Voor de

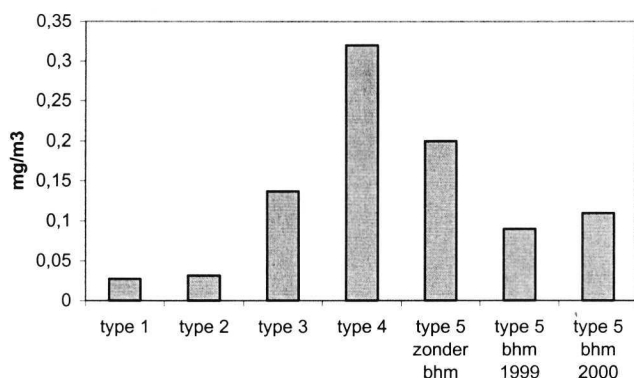
metingen zijn Casella cyclonen en GilAir pompen gebruikt. In een representatief deel van de stofmonsters is het kwartsgehalte bepaald via NIOSH methode 7500.

Voor de opsporing van bronnen van stof en het beoordelen van de effectiviteit van de beheersmaatregelen is gebruik gemaakt van direct afleesbare stofmeetapparatuur (miniRAM).

## Resultaten

Op geen van de werkplekken bij de onderzochte freesmachines is de MAC-waarde voor *respirabel stof* overschreden. Door het aanbrengen van de aanpassingen is een verlaging van de respirabel stofblootstelling met meer dan 60% bereikt.

In 75 monsters is het kwartsgehalte bepaald. In figuur 1 staat de gemiddelde kwartsconcentratie per freesmachine weergegeven. Van machine type 5 staan de gemeten concentratie zonder beheersmaatregelen (bhm), de beheersmaatregelen zoals toegepast in 1999 (bhm 1999) en de maatregelen aangebracht in 2000 (bhm 2000).



**Figuur 1.** Kwartsconcentraties bij het werken met verschillende freesmachines

Alleen voor de kleine freesmachines type 1 en 2 blijft de concentratie onder de MAC waarde. De hoogste gemiddelde concentratie wordt gevonden bij machine type 4, met een freesbreedte van 1,5 meter.

De 1999 aanpassingen aan de grote freesmachine type 5 verlaagden de blootstelling aan respirabel kwarts bij de machinisten van 0,2 mg/m<sup>3</sup> naar 0,09 mg/m<sup>3</sup>. De aanpassingen in 2000 leidden niet tot een verdere verlaging. De blootstelling is nog steeds boven de MAC waarde voor respirabel kwarts.

Uit de direct afleesbare stofmetingen bleek dat de hoogste stofconcentraties voorkwamen bij de freeswals en de overstort. In 1999 toonden de meetresultaten bij de machine met aanpassingen toonden een duidelijk verminderd vrijkomen van stof bij de

overstort en de freeswals. In 2000 hing een eventuele verlaging samen met het juiste gebruik van de afzuiging.

## **Discussie**

Op basis van eerder onderzoek zijn in 1999 de grootste freesmachines uitgerust met provisorische afdichtingen en een enkele lokale afzuiging. De 1999 resultaten laten een verlaging in blootstelling zien, die waarschijnlijk veroorzaakt wordt door deze beheersmaatregelen. De blootstelling bleef echter te hoog.

In overleg met de fabrikant van de freesmachines is vervolgens een professioneel twee zijdig afzuigstelsel ontwikkeld. In theorie had dit tot een aanzienlijke verlaging van de blootstelling moeten leiden. De metingen van 2000 tonen echter slechts een geringe afname in blootstelling voor de bovenmachinisten. De benedenmachinisten bleken zelfs hoger blootgesteld. Belangrijkste reden voor dit tegenvallend resultaat lag mogelijk in de praktische implicaties van de introductie van het nieuwe stelsel. Werknemers bleken niet correct geïnstrueerd in het gebruik en vooral onderhoud van het afzuigstelsel. Verstopte afzuigleidingen en verkeerd ingestelde toerentallen waren het gevolg. In een enkel geval leidde toepassing van de afzuiging zelfs tot verhoogde blootstelling.

Daarnaast blijkt de individuele manier van werken van invloed op de blootstelling. Sommige benedenmachinisten werken bij voorkeur dicht bij het bedieningspaneel, en daarmee dicht bij de bronnen van blootstelling. Anderen houden meer afstand, en kijken daarmee hun blootstelling te verlagen.

## **Conclusies**

Machinisten van de freesmachines kunnen worden blootgesteld aan hoge kwartsstofconcentraties. Het gebruik van beheersmaatregelen kan deze blootstelling verlagen. De ontwikkeling en toepassing van effectieve beheersmaatregelen is een iteratief proces, waarbij ervaringen uit de praktijk een belangrijke rol spelen.

## **Dankwoord**

*Dit onderzoek is gefinancierd door Arbouw, Amsterdam. Het veldwerk van dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van twee studentenprojecten. Veel dank gaat uit naar Viviana van den Broeck, Johan Crebas, Wouter Fransman, Tim Meister, Maikel van Niftrik, Bart-Ralf Ottens, Annike Totlandsdal, Marieke Verhoeven, Frank de Vocht, Eelke Westra en Moniek Zuurbier, die met veel enthousiasme bij nacht en ontij de metingen hebben verricht.*

## **Referenties**

Hilhorst SKM, Lumens MEGL (1999) Blootstelling aan kwarts in de bouwnijverheid: stand der techniek op het gebied van beheersmaatregelen. SZW, Elsevier, den Haag

IARC (1997) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans: Silica, some silicates, coal dust and paramid fibrils. Volume 68, IARC Lyon.

---

**\*Correspondentieadres**

Mw.dr.ir. M. Lumens  
Universiteit Utrecht, IRAS Afd. Gezondheidsleer  
Postbus 238  
6700 AE WAGENINGEN





