

REDIGERET AF THOMAS SCHNEIDER

BASISBOG

TEKNISK ARBEJDSHYGIEJNE

BIND I

ARBEJDSSTILSYNET
ARBEJDSMILJØINSTITUTTET

REDIGERET AF THOMAS SCHNEIDER

BASISBOG

TEKNISK ARBEJDSHYGIEJNE

BIND I

ARBEJDSMILJØINSTITUTTET
KØBENHAVN 1996

Basisbog i Teknisk
arbejdshygiejne, bind I
Redaktør: Thomas Schneider
Grafisk tilrettelæggelse og
tegninger: art Grafik
Omslag: art Grafik
Tryk: Hellas Print ApS
Indbinding: Junckers
Bogbinderi ApS

ISBN: 87-7534-487-4
København 1996

© Arbejdsmiljøinstituttet
Lersø Parkallé 105
DK 2100 København Ø
tlf: 39 29 97 11
fax: 39 27 01 07

Alle AMI-udgivelser, herunder

- ◆ rapporter
- ◆ basisbøger
- ◆ vejledninger

kan købes hos

At-salg
Landskronagade 33-35
DK 2100 København Ø
tlf: 31 18 00 88
fax: 31 18 23 49

Forord

Arbejdsmiljøarbejdet har været inde i en rivende udvikling, siden basisbogen udkom første gang i efteråret 1986. Derfor var der behov for en nybearbejdelse af stoffet. Arbejdstilsynets formål med denne bog er at sikre, at der findes lettilgængelig og aktuel viden af høj kvalitet til brug ved uddannelse og i det daglige arbejde. Bogen henvender sig til arbejdsmiljøprofessionelle i bedriftssundhedstjenesten og i Arbejdstilsynet, til rådgivende ingeniører og arbejdsmiljøkonsulenter. Bogen vil kunne anvendes i ingeniøruddannelserne samt andre grund- og efteruddannelser. Det er forudsat, at læseren har et grundlæggende kendskab til matematik, fysik, kemi og biologi.

Basisbogens mål er at give læseren et sådant overblik, at han/hun bliver i stand til at se relevante faglige sammenhænge, indhente relevant information og søge faglig ekspertise og kunne omsætte den faglige indsigt til kvalificeret problemafgørelse, valg af undersøgelsesstrategi og "god praksis" samt kunne vælge løsningsmuligheder og forebyggelsesstrategier. De udvalgte arbejdsmiljøfaktorer beskrives enkeltvis, men læseren må aldrig glemme, at de som regel optræder sammen.

En basisbog kan ikke være dybdeborende på alle områder, hvorfor læseren med sådanne behov henvises til større oversigtsværker, tidsskriftartikler m.m. Som en hjælp er der i slutningen af hvert kapitel anført en række referencer. Effekten af påvirkninger er kun gennemgået så langt, at læseren sættes i stand til at bedømme måleresultater i relation til gældende eller foreslåede grænseværdier. Ønsker læseren mere viden, henvises til basisbog i arbejdsmedicin. Visse mere specielle emner er ikke medtaget, som for eksempel arbejde under højt tryk. Gensplejsede organismer er ikke omtalt. Det ydre miljø er kun omtalt, i den udstrækning det vedrører relationerne til arbejdsmiljøet. Er der behov for viden på disse områder, må læseren søge i speciallitteraturen.

Indholdet i de enkelte afsnit repræsenterer forfatterens egne synspunkter, ordnet i en fælles ramme, og er ikke nødvendigvis Arbejdstilsynets officielle holdning.

Thomas Schneider
Arbejdsmiljøinstituttet
København

Bind I omhandler produktionsprocesser, gasser, dampe, støv og mikroorganismer samt hudforurening. Desuden beskrives kildestyrke, substitution og ventilation.*

Kapitel 1

T. Schneider
J. Fenger
E. Sørensen

Teknisk arbejdshygiejne i perspektiv

- 7 Indledning
- 8 Teknisk arbejdshygiejne i perspektiv
- 8 *Et historisk tilbageblik*
- 10 *Faget arbejdshygiejne*
- 11 *Eksponeringsbegrebet*
- 12 Relationerne til ydre miljø
- 12 *Kilder og stoffer*
- 13 *Spredning og effekter i det ydre miljø*
- 14 *Vekselvirkning mellem indre og ydre miljø*
- 15 Informationskilder
- 16 *Håndbøger, standardværker og databladsamlinger*
- 17 *Rapportserier*
- 18 *Tidsskrifter*
- 18 *Databaser og abstractværker*
- 20 Litteratur

Kapitel 2

P. Langaa Jensen
O. Broberg

Analyser af produktionsprocesser

- 21 Analyser af produktionsprocesser
- 22 Indledning
- 22 Virksomhedens produktionsproces
- 25 Analyse af delprocesser
- 27 Arbejdets organisation
- 30 Arbejdsforholdene
- 31 Dataindsamling
- 32 Forebyggelsesprincipper
- 34 Litteratur

Kapitel 3

E. Olsen
L. Simonsen
P. Wilbardt
J. Kristiansen
J. Kildesø
Å. M. Hansen
P. A. Clausen
E. I. Stenbæk
T. Schneider
P. S. Vinzents
B. Schibye
O. Jørgensen
B. H. Nielsen
N. O. Breum
G. Dalsgaard Nielsen
J. Molin Christensen

Luftforureninger

- 36 Luftforureninger
- 36 Gasser og dampe
- 36 *Egenskaber*
- 44 *Effekter*
- 50 *Måling*
- 69 *Analyse af prøver*
- 83 Aerosoler
- 83 *Egenskaber*
- 93 *Effekter*
- 105 *Måling*
- 118 *Analyse*
- 127 Mikroorganismer
- 127 *Egenskaber*
- 130 *Effekter*
- 133 *Måling af mikroorganismer*
- 138 Kildestyrke og spredning af luftforurening

*) Se forfatterfortegnelse side 6

139	<i>Emission af forurening</i>
146	<i>Spredning af forurening</i>
152	<i>Overfladeforurening</i>
152	<i>Overfladernes rolle i eksponeringen</i>
154	<i>Hudoptagelse</i>
160	<i>Måling</i>
166	Biologisk monitorering
166	<i>Indledning</i>
167	<i>Tolkning af biomonitoringsresultater</i>
170	<i>Måling</i>
173	<i>Samfundsmæssige variationer</i>
174	<i>Genetisk variation og følsomhed</i>
174	<i>Biologisk monitoringsprogrammer</i>
175	Litteratur

Kapitel 4

T. Schneider
G. Goldschmidt
L. Seedorff
N. O. Breum
H. Hørup Sørensen
B. Jørgensen

Forebyggelse af luftforureninger og hudkontakt

180	Forbyggelse af luftforureninger og hudkontakt
180	Almene principper
183	Substitution
183	<i>Indledning</i>
184	<i>Fremgangsmåde</i>
188	<i>Barrierer og social proces</i>
189	<i>Konkrete eksempler</i>
190	Luftstrømninger
190	<i>Naturlig konvektion</i>
192	<i>Tvungen konvektion</i>
198	Ventilation
198	<i>Generelt</i>
198	<i>Ventilationskrav</i>
200	<i>Ventilationsprincipper</i>
205	<i>Indblæsningssystemer</i>
211	<i>Udsugningssystemer</i>
222	<i>Vedligehold</i>
223	Måling af ventilation
224	<i>Volumenstrøm i ventilationskanaler</i>
226	<i>Luftfornyelse i rummet</i>
229	<i>Effektivitet af ventilation</i>
232	<i>Måling af recirkulation</i>
233	Hudkontakt
233	<i>H-notationen</i>
234	<i>Forebyggelse af hudoptagelse</i>
237	Arbejdstøjets betydning for eksponeringen for støv og væsker
237	<i>Støvdeponering, støvafgivelse og støvgennemtrængning</i>
238	<i>Gennemtrængning af væsker</i>
240	Litteratur
243	Stikordsregister - bind I-II

BIND II

Bind II (udkommer ultimo 1996) omhandler termiske faktorer, støj, vibration, stråling samt belysning. Desuden gennemgås metoder til eksponeringsvurdering, indeklima, generelle arbejdspladsvurderinger, personlige værnemidler og belastning af miljøet. Endelig gennemgås planlægning og projektering.

S. 8 til 12 fn,	Afdelingsleder, cand.scient. Thomas Schneider, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 118 fo til 126	Mag.scient. Ole Jørgensen og Peter S. Vinzents, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 12 fn til 15 fn	Dr. phil. Jes Fenger, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde	S. 127 til 138 fn	Jan Kildesø, Cand. med.ved. Birgitte H. Nielsen og dr. med., civilingeniør Niels O. Breum, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 15 fn til 20	Bibliotekar Elizabeth Sørensen, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 138 fn til 151	Niels O. Breum, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 22 til 34	Docent Per Langaa Jensen og lektor Ole Broberg, Institut for Teknologi og Samfund, Danmarks Tekniske Universitet, Lyngby	S. 152 til 154 fn	Thomas Schneider, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 36 til 50 mf	Civ.ing., seniorforsker Erik Olsen og lic.scient., seniorforsker Leif Simonson, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 154 fn til 161 mf	Afdelingsleder, cand.scient., Ph.D. Gitte Dalsgaard Nielsen, Teknisk Skole, Slagelse
S. 50 mf til 69 fo	Civ.ing., ass. afdelingsleder Peter Wilhardt, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 161 mf til 165	Thomas Schneider og Jan Kildesø, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 69 fo til 74 fn	Cand.scient. Jesper Kristiansen, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 166 til 174	Afdelingsleder, dr.med. Jytte Molin Christensen, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 74 fn til 78 fn	Cand.pharm., seniorforsker Åse Marie Hansen, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 180-182	Thomas Schneider, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 78 fn til 81 mf	Cand.scient. Per Axel Clausen, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 182 til 190 mf	Centerleder Gitte Goldsmidt, BST Københavns Sundhedsvæsen og Kontorchef Lisbeth Seedorff, Miljøstyrelsen
S. 81 mf til 82	Cand.scient. Eva Irene Stenbæk, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 190 mf til 197	Niels O. Breum, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 83 til 93 fo	Thomas Schneider og Civ.ing., Ph.D. Jan Kildesø, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 198 til 223 fn	Afdelingschef, ingeniør, M af IA, Henning Hørup Sørensen, Roskilde
S. 93 fo til 105 fo	Cand.scient., Ph.D., seniorforsker Bente Schibye og Cand. scient., Ph.D., Peter S. Vinzents, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 223 fn til 233 mf	Niels O. Breum, Arbejdsmiljøinstituttet
S. 105 fo til 118 fo	Jan Kildesø, Peter S. Vinzents og Thomas Schneider, Arbejdsmiljøinstituttet	S. 233 mf til 239	Cand.pharm. Bente Jørgensen, Novo Nordisk A/S, Bagsværd, Niels O. Breum og Thomas Schneider, Arbejdsmiljøinstituttet

KAPITEL 1

Indledning

*T. Schneider
J. Fenger
E. Sørensen*

Teknisk arbejdshygiejne i perspektiv

Et historisk tilbageblik

”Est is vonnöten, dass man allewegen mehr Achtung auf die Gesundheit dann auf den Gewinn habe”

Gregorius Agricola (1494-1555)

Disse ord af vel nok den første tekniske arbejdshygiejniker kan også i dag stå som motto for tekniske arbejdshygiejnere.

År 1900 udskrev Teknisk Forening en prisopgave. Den vindende afhandling var skrevet af W. Konow og hed: ”Fjernelse af støv og usund luft fra fabriks-, værksteds og arbejdslokaler”. Vilhelm Priors Hofboghandel, København, 1902. Afhandlingen gennemgår eksisterende tekniske løsninger i form af mekanisk, almen og lokal udsugning, indkapsling med undertryk og proces/maskinændringer. Allerede dengang blev der peget på, at der kan opnås direkte økonomiske gevinster ved et forbedret arbejdsmiljø. Fx kunne en fabrik, der producerede 80.000 tønder cement om året, gennem opsamling af cementstøv spare 1.500 kr., der, som det anføres, ikke alene giver rigelige renter af anlægskapitalen for ventilationsindretning med støvopsamling, men tillige et ganske godt udbytte. Den tekniske arbejdshygiejnes principper er således ikke nye, men nok de tekniske muligheder for at efterleve dem til bunds.

I samme afhandling refereres en undersøgelse over arbejdsmiljøbelastningen for metalslibere. Herfra stammer tab. 1.1, der med prisvinderens ord er: ”talende nok og behøver ingen kommentarer”.

Her i landet er udviklingen inden for arbejdshygiejnen bestemt af den relativt sene industrialisering i sammenligning med andre lande. Men allerede inden industrialiseringen tog sin begyndelse, blev der i 1794 i medfør af en omfattende tømrerstrejke indgået aftaler af arbejderbeskyttelsesmæssig karakter. Egentlig lovgivning blev dog først givet i 1832 i form af en forordning om tilsyn med

Slibere						Almindelig befolkning	
Opnået alder	Tør slibning		Tør og våd slibning		Våd slibning	Hele landets befolkning	Landsby-befolkning
	Gaffler	Knive	Ragekniv	Sakse	Save		
20	28,73	32,73	31,88	38,23	48,68	54,97	57,00
25	32,85	36,22	34,24	40,39	49,35	57,62	59,71
30	36,01	39,67	38,09	42,82	50,50	60,66	62,28
35	39,21	43,88	41,53	45,53	51,97	62,55	64,66
40	42,44	46,45	45,21	48,53	53,77	64,90	66,76
45	45,71	49,79	48,75	51,80	55,88	67,16	68,68
50		53,09	53,25	55,36	58,30	69,36	70,45
55		56,34	57,60	59,20	60,40	71,60	72,25
60			62,19	63,31	64,09	74,96	74,29
65					67,46	76,49	76,88
70						79,62	79,24

dampkedler, som i 1851 fulgtes op af en lov om dampkedler, dampmaskiner og dampskibe. Disse bestemmelser tog dog mere sigte på at beskytte offentligheden end at beskytte dem, der arbejdede med dampkedlerne.

I 1873 kom den første lov af egentlig arbejderbeskyttelsesmæssig karakter: "Om børn og unge menneskers arbejde i fabrikker og fabriksmæssig drevne værksteder samt det offentliges tilsyn med disse". Denne lov blev i 1901 revideret og udvidet til at omfatte alt arbejde i fabrikker og dermed ligestillede virksomheder samt det offentliges tilsyn dermed. I 1931 blev Arbejdstilsynets personale, der hidtil havde bestået af teknikere og jurister, suppleret med arbejdslæger. I 1946 oprettedes Arbejds- og Fabrikstilsynets laboratorium. I 1954 afløstes lovrevisionen af 1913 af tre love om almindelig arbejderbeskyttelse, omfattende hhv industri, landbrug og gartneri samt handels- og kontorvirksomhed. Samtidig oprettedes Statens Institut for Arbejdshygiejne. Endelig afløstes lovene af 1954 i 1977 af den nugældende Arbejds miljølov, og Statens Institut for Arbejdshygiejne ændrede navn til det nuværende Arbejds miljøinstitutet.

Konsekvent brug af ventilation, substitution, automatisering og renere teknologi har medført, at sundhedsskader efter eksponering for en enkeltstående faktor, fx akut blyforgiftning, asbetose eller hjerneskade efter indånding af toluen, ikke mere vil opstå. Til gengæld er eksponeringsforholdene blevet mere sammensatte. Det vides, at samtidig påvirkning af støj og opløsningsmidler kan forstærke den høreskadende virkning. Det kan også beregnes (kapitel 3, tab. 3.15), at øget arbejdsbelastning øger eksponerin-

Tabel 1.1. Gennemsnitslevealder for slibere i England efter opnået alder. En gaffelsliber, der er 25 år, vil rimeligvis dø, når han er 32,85 år gammel.

gen for støv. Men herfra og til at kunne vurdere mulige sundhedseffekter af multifaktorielle påvirkninger er der endnu langt, og endnu længere til en sundhedsbaseret grænseværdi og "sumformel". Arbejdstilsynets grænseværdianvisning for luftforureninger giver de overordnede retningslinier for, hvornår der skal foretages foranstaltninger over for luftforureninger. Den tager højde for, at grænseværdierne kun er vejledende, at der for mange kemiske stoffer, som anvendes i industrien, endnu ikke findes nogen grænseværdi, og at koncentrationen af alle luftforureninger derfor generelt bør holdes så langt under grænseværdien som muligt. Der gives retningslinier for, hvordan udsagnet "så langt som muligt" skal fortolkes.

Retningslinierne indfører unødighedsbegrebet. En eksponering er unødigt, hvis fx en maskine ikke er tilstrækkelig vedligeholdt, hvis der ikke er ventilation svarende til god praksis i branchen, hvis afdelingen ikke er sektioneret, så forureningen begrænses til det mindst mulige areal, eller hvis forureningen skyldes sekundære kilder, der kunne fjernes ved passende rengøring, osv. Retningslinierne kan benyttes over for alle arbejdsmiljøfaktorer, ikke kun luftforureninger.

Faget arbejdshygiejne

Arbejdshygiejne defineres som den kunst og videnskab, der er helliget forudsigelsen, erkendelsen, vurderingen og kontrollen af de faktorer og belastninger, som hidrører fra arbejdsstedet, og som kan forårsage sygdom, forringet helbredstilstand og velbefindende, volde ubehag eller nedsætte arbejdsniveauet for de ansatte. Det ligger i denne meget brede definition, at ingen enkeltperson kan sidde inde med fornøden viden til at dække hele området, men må kunne virke inden for en matrix (fig. 1.1).

Der er formelle krav om en høj uddannelses- og erfaringsmæssig standard for arbejdsmedicinen, der undersøger de medicinske virkninger af svigtende kontrol med arbejdsmiljøet. Det mindst lige så vigtige arbejde med at forebygge, at det sker, overlades til personer uden definerede krav. I EF-direktivet 88/642 stilles ikke krav om uddannelse og erfaring for de personer, der udfører den vanskelige indledende vurdering, men kun for dem, der udfører målinger, og kun ved at forlange, at de skal have den fornødne ekspertise og tilsvarende faciliteter. Disse eksempler viser, at der mangler konsekvens. Der kan forudses et eksternt pres for at få en formalisering. Dette skyldes blandt andet, at der sker en øget internationalisering af arbejdsmiljøarbejdet. Danske arbejdshygiejnere vil derfor skulle gøre sig gældende i forhold til kolleger i fx USA, Canada, Australien, Storbritannien, Italien og

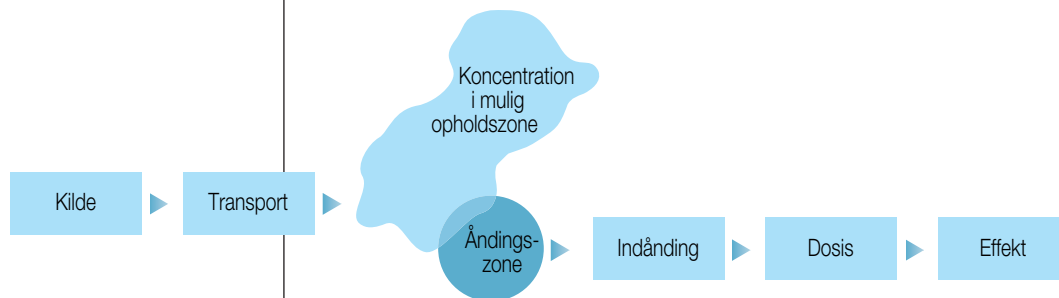
Opgave Emne	Forudse	Erkende	Analysere	Identificere årsager	Prioritere	Udvikle mulige tekniske og organisatoriske løsninger	Vælge bedste løsninger	Implementere	Tage sig af restproblemer	Opfølge
Toksiske stoffer, støv, gasser, dampe										
Sikkerhedsdatablade										
Mikrobiologiske risici										
Støj og vibrationer										
Belysning										
Stråling										
Termiske faktorer										
Træthed, stress og overarbejde										
Ergonomi										
Ulykkesrisici										
Arbejdets (produkternes) kvalitet										
Orden og ryddelighed										
Brand og eksplosioner										
Unødvendigt spild, inkl. forurening af vand, jord og luft										
Miljørevision										

Holland, der alle pr 1994 har en certificeringsordning for arbejds-hyggejnere. Der er bestræbelser i gang for at få en certificerings-ordning i de nordiske lande. For at blive certificeret skal man have gennemgået en højere uddannelse, have praktisk erfaring som arbejds-hyggejnere og følge et sæt etiske regler. For at opret-holde certificeringen kræves dokumentation for at have vedlige-holdt og udbygget sin ekspertise. Desuden er der en overgangs-ordning for personer, der har oparbejdet erfaring, før certifice-ringsordningen blev etableret.

Figur 1.1. Faget arbejds-hyggejne.

Eksponeringsbegrebet

Eksposering er et centralt begreb for en arbejds-hyggejnere, der dog som led i sit tværfaglige arbejde hurtigt vil konstatere, at andre fagdiscipliner ofte mener noget andet. For en ergonom fx udgør et bord en eksposering. Nogle epidemiologer opfatter eks-ponering som det, at et skadevoldende stof er til stede og på en



Figur 1.2. Årsags-virkningskæden. Kilden kan kun udgøre en sundhedsrisiko, hvis der er forbindelse hele vejen i kæden. Eksposering kan defineres som overlappet, dvs samtidighed af hændelse

A: koncentrationen er til stede til tiden t , og hændelse B: personen er til stede til tiden t .

sådan måde, at det kan nå målorganet. Afhængigt af, hvem der skal karakterisere eksponeringen, og hvad formålet er, og dermed hvilken tidsopløsning der er krævet, bruges udtryk som: potentiel eksponering, gennemsnitlig eksponering, eksponeringsniveau, eksponeringsintensitet, eksponeringskoncentration, kumulativ eksponering, dosis, dosis rate mfl. Hele årsags-virkningskæden er vist i fig. 1.2. Eksponeringen for et stof, der er luftbårent, er i denne model fuldstændigt beskrevet ved koncentrationen $C(t)$ målt med høj tidsopløsning i personens indåndingszone. $C(t)$ målt over en periode, fx 1 dag, benævnes også personens eksponeringsprofil. Den kumulative eksponering over tidsintervallet $[t_a, t_b]$ kan beskrives som integralet:

$$\int_{t_a}^{t_b} C(t) dt$$

Ofte benyttes udtrykket eksponeringsvej (engelsk: exposure pathway) om den vej, langs hvilken et stof når fra kilden til målorganet. Optagelsesvejen er indfaldsporten til kroppen fra de umiddelbare omgivelser: indånding, hudkontakt og indtagelse. For flere stofgrupper som pesticider og glycoler bidrager optagelse gennem huden mere til kroppens belastning end indånding. Se i øvrigt kapitel 3, fig. 3.42.

Relationerne til det ydre miljø

Det er vanskeligt at give en entydig definition på udendørs luftforurening; de fleste af de stoffer, der betragtes som forureninger, er almindelige kemiske forbindelser, der også udsendes fra naturlige kilder - fx skovbrande eller vulkanudbrud - og indgår i naturlige stofkredsløb. Normalt regner man dog kun menneskeskabte udslip som forurening, men denne kan godt vekselvirke med, og påvirkes af, naturlige udslip.

Kilder og stoffer

Den dominerende årsag til menneskeskabt luftforurening er anvendelsen af fossile brændsler, der medfører udsendelse af svovldioxid, kvælstofoxider, kulmonoxid og kuldioxid. Hertil kommer i mindre mængder bl.a. tungmetaller og uforbrændte kulbrinter. Det er stort set de samme stoffer, der kommer fra alle kilder, blot er den relative fordeling afhængig af brændselsbetingelserne og brændslets sammensætning.

I relation til arbejdsmiljø er det imidlertid industrielle processer, som har størst interesse. Da de normalt kræver energi, vil de selvfølgelig give anledning til den deraf følgende forurening, men derudover er der tale om en række metaller og såvel uorganiske som organiske forbindelser. Ved fastsættelse af tilladelige udslip regner man baglæns fra såkaldte B-værdier, som angiver virksomhedens maksimalt tilladelige bidrag til koncentrationen overalt uden for hegnet.

Luftforureningskoncentrationer er aldrig konstante i tiden. Variationerne skyldes delvis variationer i udslip; fx fyres der mindre om sommeren end om vinteren, og der køres mere i bil på hverdage end i weekenden. Men også variationer i spredningsbetingelserne (se næste afsnit) har betydning. Luftforureningsniveauer skal derfor altid måles med en vis midlingstid.

For nogle stoffer er de skadelige virkninger bestemt af spidsværdier (korttidsmiddelværdier); typisk gælder dette for stoffer, som angriber åndedrætssystemet, og for stoffer, som giver lugtgener. Her vil man fx angive timemiddelværdier og kræve, at de ikke må overskrides mere end 1% af tiden (1% fraktiler). For stoffer, der er kræftfremkaldende, er det imidlertid langtidsmiddelværdier, som er afgørende; her kan man angive årsmiddelværdier. Typisk er fx 1% fraktiler 40 gange højere end årsmiddelværdier.

Principielt skal alle udslip renses med den bedst mulige teknologi, før man forsøger at opfylde kravene ved spredning fra høje skorstene. B-værdier og skorstensberegninger er beskrevet i en vejledning fra Miljøstyrelsen. Det samme gælder lugtgener.

Spredning og effekter i det ydre miljø

Når de forurenende stoffer er sluppet ud i atmosfæren, vil de spredes med luftens bevægelser. Sker udslippet fra en høj skorsten, vil den generelle vindretning være afgørende, men også atmosfærens såkaldte stabilitet, der afhænger af temperaturens variation med højden, har betydning. Falder temperaturen hurtigt, bliver atmosfæren ustabil med turbulente bevægelser, der giver

en hurtig opblanding af forureningen. Hvis temperaturen derimod falder langsomt med højden ($< 1^\circ\text{C}$ pr 100 m), er luften stabil, og lodrette luftbevægelser hæmmes. Undertiden kan der i en vis højde optræde såkaldt inversion, hvor temperaturen efter et fald igen stiger; herved dannes et spærrende luftlag, der holder forureningen samlet. Hvis der samtidig kun er svag eller slet ingen vind, kan der opbygges høje forureningsniveauer. Typisk vil dette kunne ske om vinteren.

Ved udslip fra lave kilder, fx villafyr eller udluftning fra industri-virksomheder, kan turbulens omkring bygninger betyde, at forureningen hurtigt blandes ned mod jorden. I specielle tilfælde, fx trafik i lukkede gaderum, kan der opstå høje koncentrationer, fordi forureningen vanskeligt kan slippe væk. Denne forurening vil ofte give fysisk ubehag eller direkte helbredsskader; flere kulbrinter i biludstødning er således kræftfremkaldende. I byområder vil forurening med svovl- og kvælstofoxider medføre nedbrydning af materialer; særligt udsatte er kulturgenstande som fx statuer og bygningsornamenter. Materialenedbrydning kan også optræde rent lokalt - fx som metalkorrosion i forbindelse med udslip af chlorbrinte.

Alligevel vil størstedelen af forureningen forlade nærområdet og kan, afhængigt af stoffernes levetid i atmosfæren, transporteres over lange afstande, før den igen afsættes. Samtidig kan der ske kemiske omdannelser; svovl og kvælstofoxider vil således omdannes til sulfater og nitrater. Kvælstofoxider og kulbrinter vil under indvirkning af sollys danne fotokemiske oxidanter, hvoraf den vigtigste er ozon. Disse fænomener har ofte en geografisk udstrækning over store dele af Europa og giver anledning til forsurening og skovdød.

Stoffer med en levetid af størrelsesordenen år kan opblandes i hele jordens atmosfære og kan derved få globale virkninger såsom nedbrydning af ozonlaget (fx CFC) og forøgelse af drivhuseffekten med deraf følgende klimaændringer (fx CO_2).

Vekselvirkning mellem indre og ydre miljø

Bestræbelserne på at spare energi i boliger og andre bygninger medfører, at udvekslingen (luftskiftet) mellem indendørs og udendørs luft nedsættes, og forureningsforholdene inde og ude kan derfor være helt forskellige.

Trods alt vil forurening med udendørs oprindelse kunne sive ind i bygninger, men bliver her afsat i sprækker, på vægge, inventar mv; derfor vil koncentrationen af denne forurening blive lavere inde end ude. Da luftskiftet tager en vis tid, vil der samtidig ske en udjævning af spidsværdierne. Forholdet mellem inde-

og udekonzentrationen afhænger af bygningens konstruktion, udstyr og anvendelse. Vejret spiller også en stor rolle; om vinteren vil en opvarmet bygning i mange etager således kunne virke som en skorsten, der suger forurenede luft ind i bunden og sender den ud igen gennem utætheder i toppen. Fugtigheden kan være afgørende for bygningens tæthed, og vindens retning og styrke bestemmer trykforskelle mellem inde og ude, der igen påvirker luftskiftet. Endelig vil der selvfølgelig kunne optræde helt specielle effekter i bygninger med ventilations- og klimaanlæg.

Der foreligger ingen aktuelle danske bestemmelser af forhold mellem inden- og udendørs koncentrationer af luftforurening med udendørs oprindelse (og i bygninger uden særlige anlæg). Amerikanske undersøgelser har tidligere givet:

Kulilte	0,2
Kvælstofoxider	0,2
Ozon	0,7
Svovldioxid	0,3
Svævestøv	0,3
Bly	0,8

og må anses for maksimalværdier.

Da kravene til udendørs luftkvalitet er fastsat for konstant udendørs ophold, er det klart, at forureningen indendørs fra ude-fra kommende forureninger normalt ikke frembyder nogen sundhedsrisiko. Værdierne viser endvidere, at man i tilfælde af forureningsepisoder eller -katastrofer kan opnå en vis beskyttelse ved at gå inden døre og lukke vinduer og døre samt standse ventilationsanlæg.

For forurening med oprindelse indendørs er situationen selvfølgelig en helt anden. Et langsomt luftskifte vil her betyde, at der kan opbygges høje forureningsniveauer. Hvis man løser problemerne ved udluftning - eventuelt som i arbejdsmiljøet ved direkte udsugning - skaber man en kilde til udendørs luftforurening. Et typisk eksempel er luftafkastet fra et autolakereri; sådanne kilder er omfattet af Miljøstyrelsens vejledninger.

Informationskilder

Brug af informationskilder på arbejdsmiljøområdet indebærer reelt, at man overfører erfaringer indhøstet andetsteds til den arbejdsplads, hvis problemer man beskæftiger sig med. Formålet

er naturligvis at forebygge arbejdsulykker eller erhvervsbetingede lidelser på den pågældende arbejdsplads.

Teknisk arbejdshygiejne er en udpræget tværfaglig disciplin med forbindelse til forskning og udvikling inden for et meget stort antal forskellige fagområder. Da informationskilder ofte er organiseret i tilknytning til veldefinerede fagområder, vil man hyppigt komme ud for at skulle trække på mange og spredte informationskilder, når man søger baggrundsviden om teknisk arbejdshygiejne, således som det vil fremgå af følgende gennemgang af kilder til viden.

Det er naturligt at opdele informationskilderne i følgende grupper:

- a) Håndbøger, standardværker og data- og bladsamlinger.
- b) Rapportserier.
- c) Tidsskrifter, herunder referatidsskrifter (abstracts journals).
- d) Databaser og abstractværker.

Hvilke informationskilder man vil trække på, afhænger i høj grad af anvendelsessituationen:

- ◆ Til løbende orientering om udviklingen inden for teknisk arbejdshygiejne følger man en række udvalgte tidsskrifter eller overvåger publicering af litteratur om specifikke emner via systematiske databasesøgninger.
- ◆ Til hurtig oversigt over problematikken i et nyt arbejdsområde benyttes håndbøger og opslagsværker.
- ◆ Til den egentlige problemløsning benyttes standardværker og seriepublikationer på området samt ikke mindst databaser eller abstractværker, som gennem brugen fører én tilbage til relevante tidsskriftartikler eller rapporter.

I tilknytning til de enkelte kapitler i basisbogen er anført en række væsentlige referencer om de behandlede emner. I denne gennemgang af informationskilder skal derfor kun behandles den overordnede litteratur og nogle principper i brugen af de mulige informationskilder.

Håndbøger, standardværker og databladsamlinger

NIOSH manual of analytical methods. Peter M. Eller, Mary Ellen Cassinelli. National Institute for Occupational Safety and Health. Division of Physical Sciences and Engineering. Cincinnati, Ohio, 1994. 2. bd. (løsblade) DHHS (NIOSH) publication; No. 94-113.

- Encyclopaedia of occupational health and safety. Luigi Parmeggiani, ed. Det Internationale Arbejdsbureau, 3. rev. udg. - Geneva, 1983. - 2 bd.
- Occupational health guidelines for chemical hazards. F.W. Mackison, R.S. Stricoff, L.J. Partridge. National Institute for Occupational Safety and Health. Cincinnati, Ohio. - 3 bd. Supplementer med titlen: Occupational safety and health guidelines for chemical hazards.
- Kemikalier og sikkerhed. Kbh.: Teknisk Forlag, 1976. - 1 bd. (løblade). Løblade ajourføres.
- Registry of toxic effects of chemical substances. D.V. Sweet. National Institute for Occupational Safety and Health, 1985-86 ed. - Cincinnati, Ohio, 1987. - 7 bd. DHHS (NIOSH) publication; No. 87-114. Med User's guide- og supplementsbind.
- Dangerous properties of industrial materials. Newton Irving Sax. 8 ed. 1992 med titlen: Sax's dangerous properties of industrial materials.
- Industrial hygiene engineering. National Institute for Occupational Safety and Health. Division of Training and Manpower Development. Cincinnati, Ohio, 1980.
- Handbook of occupational Hygiene. Brentford, Kluwer, 1980. - 3 bd. (løblade). Løblade ajourføres.

Rapportserier

Nedenfor omtales seriepublikationer, hvor de enkelte rapporter kan indeholde analyse- eller prøvetagningsmetoder for såvel kemiske som fysiske risikofaktorer - enten som hovedemne eller hvor en metodebeskrivelse indgår i en samlet bedømmelse af skadevirkninger eller forebyggende tekniske foranstaltninger.

- 1) AMI-rapporter og AMI-vejledninger fx Nr. 5/1993, Vejledning i arbejds-hygiejniske undersøgelser; Luftforurening.

Oversigt over udgivne rapporter og vejledninger bringes i "Arbejdstilsynets blå liste om arbejdsmiljø", som udkommer to gange om året. Publikationerne kan købes hos At-salg, Landskronagade 33-35, 2100 København Ø, tlf. 31 18 00 88, fax. 31 18 23 49.

- 2) AMI-analysemetoder, serie L (Luftforureningsmålinger) og serie B (Biologiske målinger).
- 3) Arbete och Hälsa-serien fx U. Bergqvist. Health problems during work with visual display terminals. Arbete och Hälsa;28:1994.

- 4) Arbetarskyddsstyrelsens undersökningsrapporter fx: Rosén G, Hultengren M, Lewné M. Yrkeshygieniska konsekvenser av ny teknik och nya material vid ytbehandling i träindustrin. Undersökningsrapport 94:34.

Tidsskrifter

Pladshensyn gør det ikke muligt at bringe en liste over de tidsskrifter, som jævnligt bringer artikler om teknisk arbejdshygiejne.

I stedet skal henvises til et par tidsskrift-fortegnelser, som bl.a. indeholder titler på sådanne tidsskrifter.

En sådan oversigt er Tidsskrifter om arbejdsmiljø - Arbejdstilsynets bibliotek & dokumentation, april, 1992. Blandt de ca 300 titler kan man finde relevante tidsskrifter, og da Arbejdstilsynets bibliotek er et offentligt bibliotek, kan man ved besøg på stedet få lejlighed til at se de enkelte tidsskrifter.

En anden mulighed er "List of periodicals-CIS", der er en oversigt over de tidsskrifter, der gennem den internationale arbejderorganisations informationstjeneste på arbejdsmiljøområdet (CIS) refereres i CIS-abstracts og CIS/ILO-databasen. Listen omfatter ca 1.400 tidsskrifter, hvoraf en væsentlig andel dog er skrevet på vanskeligt tilgængelige sprog.

Databaser og abstractværker

Der findes i dag en nærmest uoverskuelig mængde databaser om arbejdsmiljø. De findes på CD-ROM og/eller on line. Fordelene ved søgning i databaser frem for abstractværker er åbenbare:

- ◆ Gennem søgning i databaser kan man på ganske kort tid kombinere rækker af emneord, som man i et abstractværk må slå op mange steder med påfølgende sammenholdning af søgeresultatet.
- ◆ Gennem søgning i databaser kan man på én gang søge i mange års litteratur frem for at skulle gå ind i abstractværkernes årsregistre år for år.
- ◆ Ved søgning i databaser får man adgang til at søge gennem en række supplerende søgemuligheder, fx udgivelsesland, sprog, refereret tidsskrift, forfatter og vilkårlig tidsperiode.
- ◆ Adgangen til databasen er i de fleste tilfælde mulig, 2-3 måneder før man har den tilsvarende trykte publikation i hænde.
- ◆ Ved søgning i databaser er man ikke bundet til de stikord, som man i trykte abstractværker har som indgang til de enkelte artikler, men man kan søge fritekst (på ord der indgår i titlen

eller abstractet) eller på kontrollerede emneord. Herigennem kan man foretage en bredere eller snævrere søgning afhængigt af anvendelsesformålet, og ved komplekse problemstillinger får man bedre muligheder for at finde den relevante litteratur.

- ◆ Ved mange databaser kan man i stedet for søgning på kemiske stoffers mange synonymnavne søge på det entydige CAS-nummer, der tillægges alle stoffer omtalt i Chemical Abstracts. Specielt når det gælder litteratursøgninger inden for teknisk arbejds-hyggejne, hvor man ofte skal afsøge mange informationskilder og i litteraturmængder, der tit rummer fra 3-6 mio dokumenter, er brug af databaser et næsten uundværligt hjælpemærktøj.

De vigtigste databaser, anvendelige til at fremskaffe baggrundsviden inden for teknisk arbejds-hyggejne, fremgår af tab. 1.2.

Tabel 1.2.

Database	Dækningsområde	Tilsvarende abstractværk	Total antal referencer	Startår	Udgiver samt bemærkninger
CIS/ILO	arbejds miljø	CIS abstracts	> 20.000	1974	Den internationale arbejderorganisation (ILO)
HSE-line	arbejds miljø	intet	120.000	1977	Det engelske arbejdstilsyn
NIOSH TIC	arbejds miljø	intet	170.000	1969	Det amerikanske arbejdsmiljøinstitut (NIOSH)
CHEMABS	kemi - herunder analysemetoder	chemical abstracts	6.500.000	1967	American Chemical Society
TOXLINE	toksikologi	intet	1.600.000	1965	National Library of Medicine (NML)
RTECS	toksikologi	bog- eller microficheudg.	-	(1978)	NIOSH (udtagne data om 70.000 stoffer). On line udgaven har oplysninger om over 100.000 kemiske stoffer
TOXICOLOGY DATA BANK	toksikologi	intet	-	(1974)	NLM (udtagne data om 6.000 stoffer)
CHEMICAL EXPOSURE	toksikologi	intet	> 6.000	1974	Chemical Effects Inform. Centre USA
EMBASE	medicin	excerpta medica	> 2.000.000	1974	National Library af Medicine (NML)
MEDLINE	medicin	index medicus	> 3.800.000	1965	National Library af Medicine (NML)
CANCERLINE	kræftlitteratur	intet	> 320.000	1963	National Library af Medicine (NML)
BIOSIS	biologi	biological abstracts	> 3.200.000	1969	Bio Sciences information Service, USA
COMPENDEX	almen teknik, herunder støj, vibrationer, ventilation	engineering index	>1.300.000	1970	Engineering Information Inc. USA

En hurtig indgang til AMI's aktiviteter fås gennem AMI's formidlingspakke. Den indeholder formidlingsblade om resultater af AMI-forskningsprojekter, omtale af AMI-udgivelser, beskrivelse af nye AMI-projekter og en kongreskalender.

Litteratur

- Christensen N, Paaby H, Holten-Andersen J, redaktører. Miljø og samfund - en status over udviklingen i miljøtilstanden i Danmark. Roskilde: Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig Rapport fra DMU nr.93. 1993.
(Oversigt over alle ydre miljøforhold i Danmark. Første udgivelse af en rapport, der er planlagt udsendt med 2-3 års mellemrum).
- Fenger J, redaktør. Luftforurening - en introduktion. København: Teknisk Forlag. 1985.
(Lettilgængelig fremstilling; enkelte talværdier er forældede).
- Fenger J, Tjell JC, redaktører. Luftforurening. Lyngby: Polyteknisk Forlag. 1994.
(Generel lærebog på universitetsniveau).
- Miljøstyrelsen. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4: Begrænsning af lugtgener fra virksomheder. København: Miljøstyrelsen. 1985.
(Retningslinier for måling, vurdering, forebyggelse og afhjælpning af lugt).
- Miljøstyrelsen. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6: Begrænsning af luftforurening fra virksomheder. København: Miljøstyrelsen. 1990.
(Grænseværdier til brug ved behandling af sager om luftforurening fra industrivirksomheder samt metoder til skorstensberegninger).
- Vesselboe E, redaktør. Tal om Natur og Miljø 1994. København: Danmarks Statistik og Miljøministeriet. 1994.
(Rapporten giver et sammenhængende billede af Danmarks ydre miljøforhold og de faktorer, som påvirker dem, belyst ud fra statistiske oplysninger. Anden udgave af en rapport, der udkom første gang i 1990).
- WHO Regional Office for Europe. Air Quality Guidelines for Europe. København: WHO. 1987.
(Vurdering af en række sundhedsskadelige luftforureninger med angivelse af vejledende grænseværdier. En ny udgave er under udarbejdelse).

Analysen af produktions- processer

*P. Langaa Jensen
O. Broberg*

Analyser af produktionsprocesser

Indledning

De enkelte risikofaktorer i arbejdsmiljøet - støj, støv, dampe m.m. - må ikke anskues isoleret i en undersøgelsesstrategi, der har til formål at forbedre arbejdsmiljøet. De skal ses i forhold til den produktionsproces, hvori de indgår som ét blandt flere aspekter af de samlede arbejdsforhold. En analyse af virksomhedens produktionsproces giver mulighed for at vurdere

- 1) repræsentativiteten af arbejdshygiejniske målinger,
- 2) betydningen af de undersøgte risikofaktorer i forhold til andre gode og dårlige sider af arbejdsforholdene,
- 3) effekten af foranstaltninger i forhold til de samlede arbejdsforhold og ikke kun i forhold til de faktorer, man på det aktuelle tidspunkt har rettet sin opmærksomhed imod,
- 4) hvordan produktionsprocessen og dermed risikofaktorerne kan tænkes at udvikle sig i takt med teknologiske forandringer.

Dette kapitel giver en introduktion til, hvordan man på en systematisk måde kan analysere en virksomheds produktionsproces eller dele heraf.

Virksomhedens produktionsproces

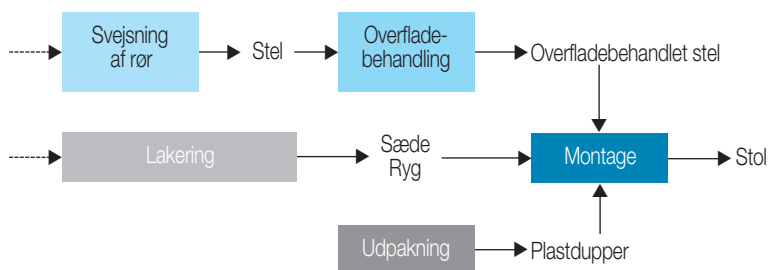
Begrebet "en produktionsproces" omfatter både traditionelle industrielle produktioner og serviceproduktioner, der leverer ydelser af såvel materiel som immateriel karakter. En produktionsproces består af fire elementer (fig. 2.1):

- ◆ Arbejdsgenstande, der er de materialer, som bearbejdes til et produkt, fx plastgranulat, der sprøjtestøbes til et bestemt emne.
- ◆ Arbejdsmidler, der er de værktøjer og maskiner, hvormed arbejdsgenstanden bearbejdes, fx sprøjtestøbningsmaskiner.
- ◆ Arbejdskraft, der er alle de arbejdere, som indgår i produktionsprocessen.
- ◆ Arbejdsorganisationen, der er den måde, hvorpå arbejdsfunktionerne fordeles mellem de personer, der indgår som arbejdskraft i produktionsprocessen.

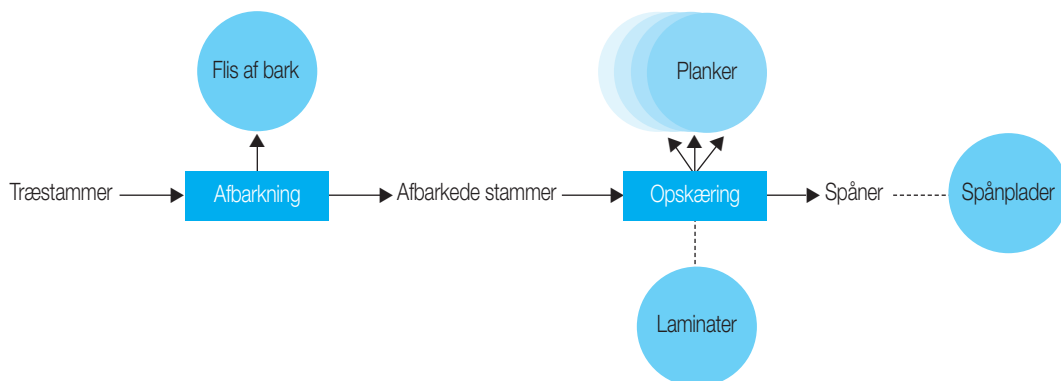


Figur 2.1. Produktionsprocessens elementer.

Et første overblik over den samlede produktionsproces kan fås ved at beskrive dens forløb, dvs beskrive arbejdsgenstandens gang fra råvare til færdigt produkt. En produktionsproces kan have et konvergent forløb, et divergent forløb eller en blanding af disse to. I fig. 2.2 ses et eksempel på et konvergent produktionsforløb. Forskellige arbejdsgenstande - råvarer og halvfabrikata - bringes sammen i processen og resulterer i det færdige produkt.



Figur 2.2. Eksempel på konvergent produktionsforløb.



I fig. 2.3 ses et eksempel på et divergent produktionsforløb. Her startes med en arbejdsgenstand, der i processens forløb opdeles i en række forskellige dele, som hver især er et slutprodukt. En

Figur 2.3. Eksempel på divergent produktionsforløb.

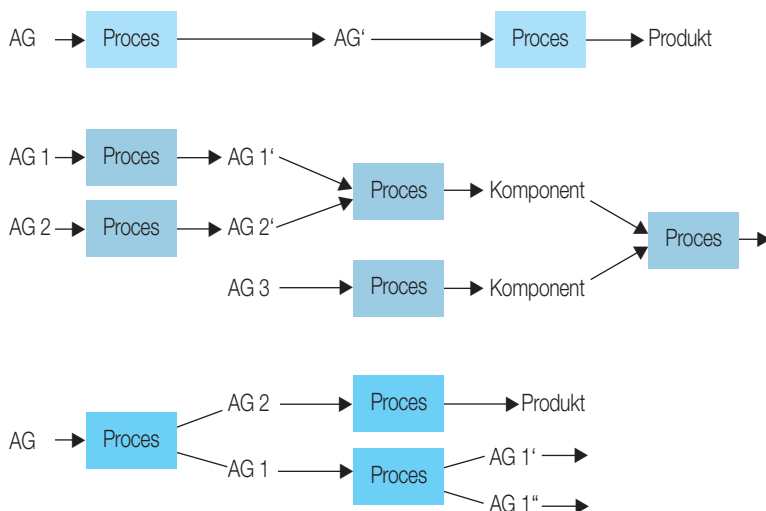
given produktionsproces vil ofte i sit forløb veksle mellem konvergens og divergens.

Beskrivelsen af produktionsprocessens forløb fortæller noget om sammenhængen mellem produktionens delelementer, men den siger sjældent noget entydigt om dens fysiske udformning, dvs hvordan de enkelte delprocesser konkret er placeret i forhold til hinanden. Hertil kræves en beskrivelse af produktionsprocessens layout. Der kan skelnes mellem følgende hovedtyper:

- ◆ positionslayout
- ◆ linielayout
- ◆ funktionslayout.

Positionslayout er kendetegnet ved, at alle delprocesser, der er involveret i fremstillingen af et produkt, er grupperet om samme position. En byggeplads er et eksempel herpå. Linielayout er karakteriseret ved, at alle de delprocesser, der indgår i fremstillingen af et produkt, er placeret i en rækkefølge svarende til procesforløbet. I fig. 2.4 er vist tre principper for linielayout.

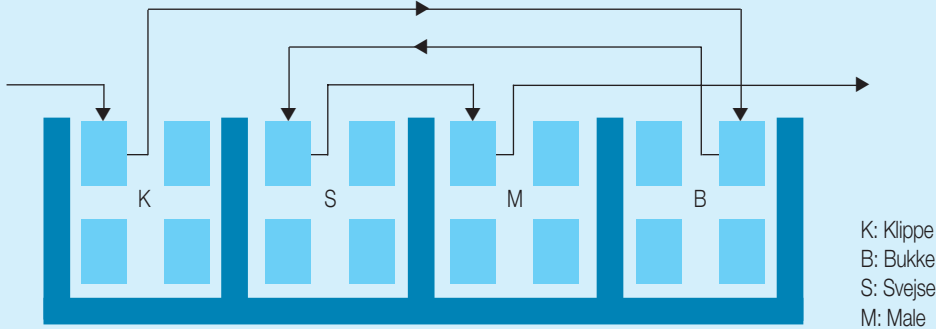
Figur 2.4. Tre principper for linielayout.
AG = Arbejdsgenstand



Endelig betyder funktionslayout, at man har samlet samme type af bearbejdning i afdelinger eller værksteder, fx drejeværksted, maleværksted, montageafdeling osv. Et eksempel på funktionslayout er vist i fig. 2.5. En produktionsproces kan være opbygget gennem en kombination af disse layout-typer. Men de "rene typer" findes ofte.

Funktionslayout

Hvert funktionsområde har sin værktøjsrække og arbejdsgruppe.



Den samlede produktionsproces vil ofte bestå af en række forskellige bearbejdningstyper. Disse kan overordnet inddeles i:

- ◆ Materialeforvandlende processer, hvor udgangsmaterialet forandres i sin struktur, eksempelvis via kemiske reaktioner, blanding eller formaling.
- ◆ Materialeformende processer, hvor arbejdsgenstandens ydre form forandres, fx ved drejning eller boring af et metalemne.
- ◆ Montageprocesser, hvor enkeltdele bliver sat sammen til en kompleks genstand, eller hvor genstanden bliver adskilt (demontering).
- ◆ Pakkeprocesser, herunder produktindpakning og tømning.
- ◆ Reparation og vedligeholdelse, som er nødvendige hjælpeprocesser.

En given produktionsproces på en virksomhed vil ofte bestå af flere bearbejdningstyper i forskellig rækkefølge.

Figur 2.5. Eksempel på funktionslayout.

Analyse af delprocesser

Ved undersøgelser af en produktionsproces er det sjældent nødvendigt - og aldrig overkommeligt - at analysere hele produktionsprocessen. Man fokuserer på bestemte dele af den. Afgrænsningen af delprocesserne kan ske ud fra forskellige kriterier. Den kan være bestemt af det fysiske layout (en bestemt del af fabriks-hallen), af organisationens opbygning (et område under en bestemt kontorchef) eller af specielle kendetegn ved produktionsforløbet.

De enkelte delprocesser i en produktionsproces kan karakteriseres ved et teknologisk niveau, som beskriver graden af mekanisering eller automatisering. Industrielle produktionsprocesser kan groft inddeles i tre teknologiske niveauer på grundlag af karakteren af de menneskelige arbejdsfunktioner:

- ◆ Manuel bearbejdning. Der er tale om simpelt håndarbejde i modsætning til håndværksmæssigt arbejde, som i dag stort set ikke findes i den direkte produktion, men kun i reparations- og vedligeholdelsesarbejdet. Det simple håndarbejde er kendetegnet ved nogle få, ofte tilbagevendende bevægelser. Et eksempel er manuel montage af komponenter ved et samle-bånd.
- ◆ Mekaniseret bearbejdning. Dette niveau er nået, når den formgivende eller udførende aktivitet er indlagt i maskinen. De menneskelige arbejdsfunktioner, der er tilbage, er til- og fraførsel af arbejdsgenstanden, omstillinger samt kontrol- og korrektionsfunktioner. Et eksempel er til- og fraførsel af emner i en stansemaskine.
- ◆ Automatiseret bearbejdning. Her er også til- og fraførsel af arbejdsgenstande indlagt i maskineriet. De menneskelige arbejdsfunktioner ligger nu uden for selve forarbejdningsprocessen og omfatter opstilling, kontrol og korrektion. Et eksempel er automatiseret komponentisætning i elektronikindustrien.

De forskellige delprocesser i en samlet produktionsproces vil ofte befinde sig på forskellige teknologiske niveauer. En bestemmelse af de teknologiske niveauer i en produktionsproces anvendes til tre ting. For det første siger det teknologiske niveau noget om, hvor tæt den beskæftigede er på selve forarbejdningsprocessen og dermed på potentielle forureningskilder. For det andet er det muligt at identificere flaskehalse i produktionsprocessen. Det vil ofte være delprocesser på et markant lavere teknisk niveau end de tilstødende delprocesser. Ved sådanne processer kan der forventes særlig store arbejdsmiljøbelastninger. Endelig kan man ud fra en grov betragtning sige, at hvert af de teknologiske niveauer har sine potentielle arbejdsmiljøproblemer. Fra manuel til automatisk bearbejdning sker der en forskydning fra primært arbejdsfysiologiske belastninger af bevægeapparatet til overvejende psykiske belastninger i form af kontrol- og overvågningsarbejde.

Som et sidste led i produktionsprocesanalysen skal der peges på det forhold, at en produktion ikke altid kører normalt. Der kan skelnes mellem forskellige procestilstande eller driftstilstande, som fx:

- ◆ start af produktion
- ◆ normal drift
- ◆ forstyrrelsestilstand
- ◆ vedligeholdelse og rengøring
- ◆ afslutning af produktion.

Ved de ikke-normale driftstilstande kan der ofte forekomme særlig store arbejdsmiljøbelastninger. Det er derfor vigtigt at få oplysninger om, hvor hyppigt de optræder, hvordan arbejdet foregår samt arbejdets varighed ved de forskellige tilstande.

Endelig skal det fremhæves, at normal drift ikke altid er et entydigt begreb. Eksempelvis kan bestemte maskiner eller anlæg være ude af drift i bestemte perioder, fordi de pågældende komponenter eller produkter ikke produceres kontinuerligt.

Arbejdets organisation

For at få et overblik over produktionsprocessen er det centralt at få en forståelse af ikke blot produktionsprocessens forløb, dens layout og de forskellige typer af processer, der indgår i produktionen, men også af arbejdets organisering.

I forbindelse med at fastlægge eller forstå produktionsprocessens forløb identificerer man en række funktioner, der skal varetages som led i at få omformet råvarer og halvfabrikata til det færdige produkt. I en restaurant kan der fx identificeres følgende nødvendige (men bestemt ikke tilstrækkelige) funktioner:

- ◆ planlægning af menuen
- ◆ opgørelse over, hvad der skal bruges for at lave menuen
- ◆ indkøb af råvarerne
- ◆ forberedelse af råvarerne
- ◆ tilberedelse af retterne
- ◆ servering
- ◆ afrydning
- ◆ opvask
- ◆ oprydning.

Disse funktioner kan være fordelt på forskellige måder mellem de personer, der er involveret i arbejdet. Med arbejdsorganisationen fastlægges, hvordan arbejdsfunktionerne fordeles mellem de personer, der indgår i produktionsprocessen (tab. 2.1). Arbejdsorganisationen indeholder således:

- ◆ en opdeling af arbejdet, dvs en fordeling af arbejdsfunktionerne på job
- ◆ en koordinering af arbejdet
- ◆ en fastlæggelse af den arbejdsydelse, der skal leveres af de involverede.

Tabel 2.1. Fordeling af arbejdsfunktioner i en restaurant.

Funktion	Varetages af
Planlægning af menuen	Køkkenchefen
Opgørelse over, hvad der skal bruges for at lave menuen	Køkkenchefen sammen med 2 kokke
Indkøb af råvarerne	De 2 kokke
Forberedelse af råvarerne	Køkkenassistenter og kokkeelever
Tilberedelse af retterne	Køkkenassistenter, kokkeelever og kokkene
Servering	Tjenere
Afrydning	Tjenere, køkkenassistenter og opvaskere
Opvask	Opvaskerne
Oprydning	Køkkenassistenter, kokkeelever og opvasker

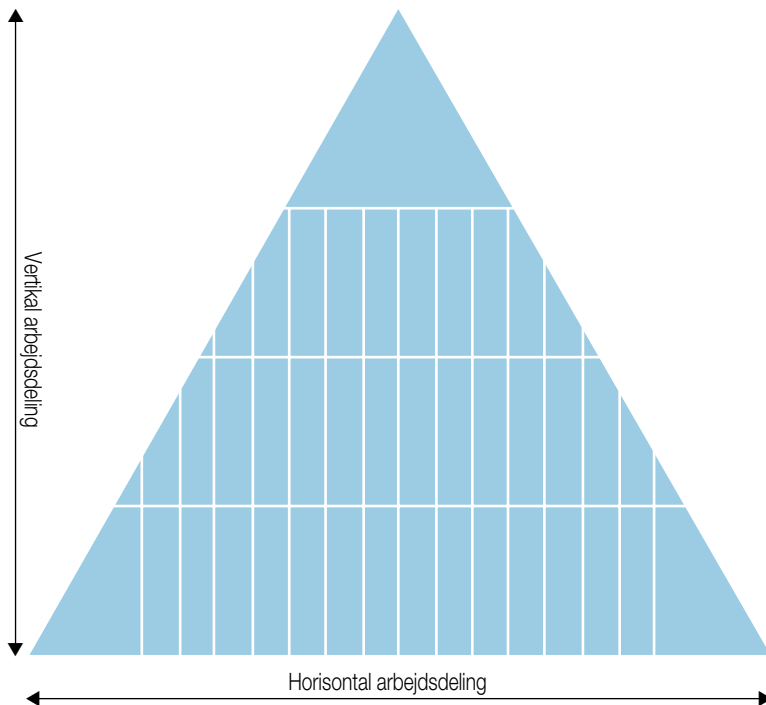
Arbejdsorganisationen opbygges ved hjælp af formelle regler, etablerede traditioner og alment accepterede normer. Men også de tekniske hjælpemidler kan spille en væsentlig rolle. Således kan EDB-systemer og større maskinsystemer være væsentlige faktorer ved fastlæggelsen af arbejdets organisering.

Arbejdet kan opdeles såvel vertikalt (lodret) som horisontalt (vandret). Den vertikale arbejdsdeling opdeler arbejdet i på den ene side arbejdsfunktioner knyttet til ledelse af produktionsprocessen og på den anden arbejdsfunktioner knyttet til den praktiske gennemførelse af arbejdet. Den horisontale arbejdsdeling opdeler de forskellige aktiviteter i grupper.

Af et organisationsdiagram får man et indtryk af den formelle organisation. Heri vises såvel den vertikale som den horisontale arbejdsdeling. Den formelle arbejdsorganisation i restauranten kan afbildes som vist i fig. 2.6.

Et organisationsdiagram har dog sine begrænsninger. For det første giver det ikke et billede af arbejdsdelingen på afdelingsniveau. Det betyder, at man i en analyse selv må opbygge et billede af organisationen af arbejdet på afdelings- eller værkstedsniveau.

For det andet sker der i mange organisationer så ofte ændringer i den formelle organisation, at det eksisterende organisationsdiagram ikke er opdateret i forhold til den seneste udvikling. Det



Figur 2.6. Organisationshierarkiet og arbejdsdelingen.

betyder, at man i en analyse ikke ukritisk skal fæste lid til det officielle organisationsdiagram.

For det tredje adskiller den formelle organisation sig fra den reelle. Det er ikke kun de "officielle" regler, der bestemmer organisationen. Alle parter i en virksomhed opbygger en praksis, der tager et vist hensyn til de officielle regler, men også modificerer og ændrer disse. Denne modificerede praksis fastholdes i normer og traditioner. Det er i foreningen af den formelle organisation og denne uformelle organisation, at den reelle organisation etableres. Ud fra den præsentation, man har fået af den formelle organisation, er det derfor væsentligt gennem samtaler med mange forskellige personer, iagttagelser o.l. at få indsigt i den reelle arbejdsorganisation.

Indsigt i arbejdsorganisationen har betydning i flere sammenhænge i forbindelse med en arbejdshygienisk undersøgelse. For det første giver den mulighed for at bedømme, hvordan, hvor ofte og hvor længe hver person er udsat for de forskellige arbejdsmiljøfaktorer. Den danner altså basis for at give en vurdering af eksponeringen. En arbejdsorganisation præget af en fordeling af arbejdsfunktioner, således at hver ansat varetager én funktion, vil for nogle af disse personer kunne betyde en højere eksponering end en arbejdsorganisation baseret på, at hver ansat varetager flere funktioner.

For det andet giver den et indtryk af de muligheder, de ansatte har, for i deres daglige praksis at gennemføre foranstaltninger, der reducerer belastningerne. I arbejdspsykologisk terminologi betegnes dette coping-strategier.

For det tredje giver det arbejdshygiejnikeren mulighed for at identificere centrale personer i forbindelse med gennemførelse af forebyggende foranstaltninger. Det drejer sig både om, hvem der har det formelle ansvar for beslutningen, og hvem der skal arbejde med og leve med foranstaltningen. Således vil man ofte både i offentlige og private virksomheder kunne konstatere, at afdelingslederen, der formelt sidder med ansvaret for afdelingen, ikke reelt har kompetence til at få gennemført større ændringer i det, der sker i afdelingen. Andre instanser er centrale, fx en planlægningsenhed, et byggekontor eller en kvalitetsstyringsafdeling.

Arbejdsforholdene

En analyse af produktionsprocessen og af arbejdsorganisationen giver samtidig et første indtryk af arbejdsforholdene i virksomheden. Denne indsigt vil typisk omfatte følgende forhold:

- ◆ Belastninger i arbejdet: fysiske påvirkninger (fx støj, vibrationer, ultralyd, temperatur og vindhastighed), kemiske påvirkninger, biologiske påvirkninger og fysiologiske påvirkninger.
- ◆ Kvalifikationsforhold: de krav arbejdet stiller til én, dvs mulighederne for at bruge de kvalifikationer, man har, samt at udvikle dem i arbejdet,
- ◆ Indflydelsesmuligheder: graden af indflydelse på eget arbejde og på de øvrige beslutninger, der træffes i virksomheden,
- ◆ Samarbejdsmuligheder: de sociale kontakter jobbet medfører og giver mulighed for både i forbindelse med udførelsen af arbejdsopgaver, under pauser og i fritiden (fx i tilknytning til skæve arbejdstider).
- ◆ Lønforhold: såvel lønnens (relative) størrelse som lønformen.
- ◆ Arbejdstid: længde og placering samt forhold vedrørende pauser.

Andre aspekter kan dog også være væsentlige at inddrage, fx at afklare, hvilke aspekter man selv og de personer, man har kontakt med, anser som væsentlige.

I en analyse af disse forhold er det væsentligt at være opmærksom på såvel negative som positive sider. De negative sider vedrører forhold, der af hensyn til de ansattes levevilkår bør undgås. Disse forhold betegnes ofte risikofaktorer.

De positive sider vedrører forhold, der af hensyn til de ansattes levevilkår bør tilstræbes. De udgør nogle muligheder i arbejdet. Typiske eksempler er her:

- ◆ indhold og variation i arbejdet
- ◆ muligheder for at bruge det, man kan, og lære noget nyt i arbejdet
- ◆ muligheder for at træffe beslutninger og have indflydelse på arbejdet
- ◆ kontakt med andre i arbejdet
- ◆ gode løn- og ansættelsesvilkår.

I en arbejdspsykiatrisk analyse kan man anlægge to forskellige tilgange i forhold til de samlede arbejdsforhold. Man kan enten isoleret fokusere på den eller de faktorer, man er sat til at undersøge. Eller man kan, med de ressourcer man aktuelt har til rådighed, søge at få et samlet indtryk af den eller de faktorer, der undersøges, i sammenhæng med de øvrige aspekter af arbejdsforholdene.

Den sidste tilgang har nogle klare fordele både for arbejdspsykiatrikeren og for andre involverede. For det første giver den et indtryk af de samlede arbejdsforhold for de ansatte. Dette er relevant for en vurdering af den betydning, den aktuelle faktor har i forhold til andre aspekter af arbejdsforholdene. Det drejer sig både om de ansattes egen vurdering og om den vurdering, man selv anlægger.

For det andet giver et indblik i de samlede arbejdsforhold mulighed for at vurdere de ansattes muligheder for selv at iværksætte foranstaltninger, der reducerer belastninger. Et arbejde præget af stor indflydelse på eget arbejde og løbende god kontakt med kolleger og ledelse giver bedre muligheder end et job, der ikke har disse karakteristika.

For det tredje har indsigt i de samlede arbejdsforhold betydning, når man skal anbefale foranstaltninger. Det er således uhensigtsmæssigt at indføre foranstaltninger, der godt nok fjerner eller reducerer et aktuelt arbejdspsykiatrisk problem, hvis de samtidig forringer andre centrale aspekter af arbejdet.

Dataindsamling

De data, der skal fremskaffes til en analyse af produktionsprocessen, fås fra flere forskellige typer af kilder. Der kan være tale om: 1) egne observationer, 2) samtaler med forskellige personer (den

tekniske ledelse, værkførere, tillidsfolk, sikkerhedsrepræsentanter mfl) og 3) skitser og planer over maskinanlæg, fabrikskaller mv.

Mængden af data, der skal indsamles, er som regel omfattende. Derfor bør man altid udarbejde en checkliste. I lærebøger, vejledninger mv findes der standardiserede checklister, men disse bør ikke anvendes ukritisk. Hver produktionsproces kræver ofte sin specielle checkliste. Ofte har branchesikkerhedsrådene udarbejdet sådanne lister eller materiale, der kan danne grundlag for selv at lave dem.

Forebyggelsesprincipper

Det er tidligere nævnt, at en analyse af produktionsprocessen kan danne grundlag for at vurdere, hvordan risikofaktorerne og arbejdsforholdene ændrer sig i takt med teknologiske forandringer. Herved er der samtidig skabt et grundlag for at forebygge, at der optræder risikofaktorer i arbejdsmiljøet. De forskellige forebyggelsesmetoder og -aktiviteter illustreres af de generelle forebyggelsesprincipper, som de er formuleret i bekendtgørelsen om arbejdets udførelse. I tab. 2.2 er de enkelte punkter i bekendtgørelsen opdelt på henholdsvis metoder og aktiviteter. Den oprindelige nummerering er bibeholdt.

Tabel 2.2. Metoder og aktiviteter til forebyggelse.

Metode	Aktivitet
1. Forhindring af risici	2. Evaluering af risici, som ikke kan forhindres
3. Bekæmpelse af risici ved kilden	4. Tilpasning af arbejdet til mennesket, navnlig for så vidt angår udformningen af arbejdspladsen samt valg af arbejdsudstyr og arbejds- og produktionsmetoder, i særdeleshed med henblik på at begrænse monotont arbejde og arbejde i en bestemt rytme og at mindske virkningerne af sådant arbejde på helbredet.
6. Udskiftning af det, der er farligt, med noget, der er ufarligt eller mindre farligt	5. Hensynstagen til den tekniske udvikling
8. Vedtagelse af foranstaltninger til kollektiv beskyttelse frem for foranstaltninger til individuel beskyttelse	7. Planlægning af forebyggelsen for at gøre den til en sammenhængende helhed, inden for hvilken forebyggelsen omfatter teknik, tilrettelæggelse af arbejdet, arbejdsforhold, sociale relationer og påvirkning fra faktorer i arbejdsmiljøet
9. Hensigtsmæssig instruktion af arbejdstagerne	

Flere af disse principper indebærer, at der allerede under planlægningen af ny teknik og arbejdsorganisation tages hensyn til arbejdsforholdene. En analyse af produktionsprocessen eller dele

heraf og de nuværende arbejdsforhold vil være et godt udgangspunkt for at fastlægge kriterier for, hvordan arbejdsforholdene kan forbedres. Samtidig er det væsentligt at kunne vurdere de samlede konsekvenser for arbejdsforholdene, når der i dele af produktionen indføres ny teknologi.

Flere af de generelle forebyggelsesprincipper falder i tråd med begrebet renere teknologi, som oprindeligt tog udgangspunkt i ydre miljø, men nu også i et vist omfang omfatter arbejdsmiljø. Renere teknologi sigter mod, at virksomheden eliminerer eller begrænser problemerne mest muligt så tæt ved kilden som muligt. Det kan ske ved, at virksomheden ændrer produktet eller fremstillingsprocessen. Ud fra en arbejdsmiljøbetragtning er det væsentligt at fremhæve, at teknologien ikke er "ren", hvis ikke arbejdsmiljøet er det. Det er vigtigt at være opmærksom på, at ændringer i produkt eller fremstillingsproces af hensyn til miljø- eller ressourceforhold ikke forringer arbejdsmiljøet.

To af de centrale værktøjer i renere teknologi er miljøgennemgang og livscyklusvurdering. En miljøgennemgang svarer i princippet til den analyse af produktionsprocessen, som er præsenteret i det foregående. Det drejer sig om at kortlægge alle miljøforhold i virksomheden og dens enkelte processer eller områder. Det er derfor nærliggende at koble en miljøgennemgang sammen med en arbejdsmiljørettet produktionsprocesanalyse.

Livscyklusvurdering er rettet mod virksomhedens produkter og bevæger sig ud over forholdene på fremstillingsvirksomheden. Ligesom begrebet renere teknologi er livscyklusvurderingsværktøjet hovedsageligt udviklet med henblik på miljø- og ressourceforbedringer. Et produkts livscyklus spænder over råstofudvinning, materiale- og komponentfremstilling, produktfremstilling, brug og bortskaffelse. Målet er at opgøre og vurdere materiale- og energiforbruget og de medfølgende emissioner til miljøet i form af luftforureninger, spildevand, affald m.m. Herved etableres der et grundlag for at mindske produktets samlede påvirkning af miljøet i hele dets livscyklus.

Når livscyklusvurderinger bruges af virksomheder til at udvikle mere miljøvenlige produkter, er det igen væsentligt at understrege, at arbejdsmiljøet kan blive berørt, ikke alene på fremstillingsvirksomheden, men også hos fx brugere og bortskaffere af produktet. Hermed er der imidlertid også en chance for at forebygge arbejdsmiljøproblemer allerede under udviklingen af produktet. En analyse af den eksisterende produktionsproces kan give input til produktudviklerne om, hvilke arbejdsmiljøproblemer de skal forsøge at eliminere eller mindske i forbindelse med udvikling af et nyt produkt.

Arbejdsmiljø har indgået som vurderingsparameter i livscyklusvurderinger udført i de nordiske lande og Holland. Der hersker i

dag ikke international enighed om, at arbejdsmiljø skal indgå i disse vurderinger, ligesom der heller ikke findes nogen ensartet metode.

Litteratur

- Bekendtgørelse om arbejdets udførelse. Arbejdsministeriets bekendtgørelse nr. 867 af 13. oktober 1994.
- Broberg O, Jørgensen JE, Kamp A, Laustsen S, Midtgård U, Rasmussen E. et al. Livscyklusvurderinger og arbejdsmiljø. København: Arbejdsmiljøinstituttet, 1993.
- Broberg O. Arbejdsmiljø i livscyklusvurderinger af produkter. Lyngby: Institut for Arbejdsmiljø, Danmarks Tekniske Højskole, 1994.
- Jensen PL. Arbejdsmiljø - en afgrænsning af emneområdet. Lyngby: Institut for Teknologi og Samfund, Danmarks Tekniske Universitet, 1995.
- Kern H, Schumann M. Industriarbeit und Arbeiterbewusstsein. Frankfurt/Main: Europäische Verlagsanstalt, 1974.
- Kirwan B, Ainsworth LK. A guide to task analysis. London: Taylor & Francis, 1992.

Luftforureninger

*E. Olsen
L. Simonsen
P. Wilhardt
J. Kristiansen
J. Kildesø
Å.M. Hansen
P.A. Clausen
E.I. Stenbæk
T. Schneider
P.S. Vinzents
B. Schibye
O. Jørgensen
B.H. Nielsen
N.O. Breum
G. Dalsgaard Nielsen
J. Molin Christensen*

Luftforureninger

Gasser og dampe

Egenskaber

Traditionelt betegnes stoffer med kogetemperatur under "stuetemperatur", dvs under 20-25°C, som gasser, mens molekyler på gasform af stoffer, der også kan være væsker ved de samme temperaturer, betegnes som dampe. En mere stringent definition på en gas ville være, at stoffet kun kan eksistere på gasform ved en given værdi af tryk og temperatur, fx 23°C og 101 kPa.

Gasser må opbevares i lukkede systemer, og forureninger af arbejdslokalets luft sker ved lækage fx fra ventiler. Den mængde stof, der tilføres lokalet pr tidsenhed, afhænger ikke af stoffets egenskaber, men af lækagens størrelse og det tryk, gassen er underkastet.

Den mængde af dampe, der tilføres et lokale pr tidsenhed ved fordampning fra en væske, er derimod afhængig af stoffets egenskaber og af andre stoffers egenskaber, hvis der er tale om en blanding.

Specifik fordampningshastighed

I det følgende beskrives kildestyrken givet ved:

$$R_{\text{tot}} = S \sum_{i=1}^n R_{iA}$$

hvor R_{tot} er den totale fordampningshastighed af blandingen A's n komponenter, S er fordampningsarealet, og R_{iA} er den specifikke fordampningshastighed af stoffet i fra det rene stof eller blandingen A. Totalt fordamper der en mængde af stoffet, som er lig med den specifikke fordampningshastighed gange fordampningsarealet. Den specifikke fordampningshastighed er det antal molekyler, der netto går fra væskeform til dampform pr tidsenhed fra en arealenhed af væskeoverfladen. Enheden for den specifikke fordampningshastighed kan være $[\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}]$ eller $[\text{g s}^{-1} \text{ m}^{-2}]$.

Den specifikke fordampningshastighed afhænger af ydre fakto-

rer som lufthastighed og turbulensintensitet, men også af en række egenskaber ved stoffet, samt vekselvirkningerne med andre stoffer, hvis der er tale om blandinger. Tab. 3.1 giver et indtryk af, hvilke faktorer man bør tage hensyn til, når man skal vurdere en væskes kildestyrke. F angiver forholdet mellem største og mindste værdi for stoffer, som findes på grænseværdilisten. Det ses af tabellen, at damptryk og intermolekylære kræfter har langt det største variationsområde. Kun disse parametre vil blive behandlet i det følgende.

Faktor	F	Eksempler
Damptryk	10^7	Aldrin: $0,8 \cdot 10^{-8}$ kPa Dichlormethan: 57 kPa
Varmedningsevne	3	CCl_4 : $103 \text{ mJ s}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ 1,2-ethandiol: $261 \text{ mJ s}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ K}^{-1}$
Fordampningsenthalpi	2	Formaldehyd: 25 kJ g^{-1} 1,2-ethandiol: 59 kJ g^{-1}
Temperatur (indflydelse på damptrykket i området $10\text{-}20^\circ\text{C}$)	2-3	Methanol: $P_{10^\circ\text{C}} = 55 \text{ mmHg}$ $P_{20^\circ\text{C}} = 96 \text{ mmHg}$ 1,2-ethandiol: $P_{10^\circ\text{C}} = 0,02 \text{ mmHg}$ $P_{20^\circ\text{C}} = 0,06 \text{ mmHg}$
Stofovergangstal	2	Methanol: $0,5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ Decan: $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ ms}^{-1}$
Intermolekylære kræfter (γ_{VA})	10^7	Toluen - vand

Tabel 3.1. Faktorer, som har indflydelse på specifik fordampningshastighed.

Ekperimentelle data

Specifikke fordampningshastigheder kan måles, men data, som findes i litteraturen, afviger meget fra forfatter til forfatter. Desuden er mere end 95% af alle væsker, der anvendes erhvervsmæssigt, blandinger. Da antallet af mulige blandinger er utallige, vil det være af interesse at beregne specifik fordampningshastighed ud fra stoffernes mere fundamentale fysiske egenskaber.

Fordampningsmodeller

En model for specifik fordampningshastighed består af to "led": En model for molekyllernes overgang fra væske- til en mættet dampfase lige over væskeoverfladen og en model for transporten fra den mættede dampfase ud i den omgivende luft. Nettofordampningen fra en væske ud i den mættede dampfase er lig nul, idet der fordamper det samme antal molekyler pr tidsenhed fra væsken, som der kondenserer molekyler pr tidsenhed fra den mættede gasfase. Modellen for molekyllernes overgang fra væske til gasfase er derfor en model, der beregner ligevægtsdamptrykket. Fordampningen fra den mættede gasfase ud i arbejdslokalets luft er proportional med den drivende kraft, dvs forskellen i kon-

centrationen i den mættede gasfase og koncentrationen i den omgivende luft.

Overgang fra væskefase til dampfase. Overgangen fra væskefase til dampfase kan udledes ud fra betingelsen for ligevægt mellem væske- og gasfase. Betingelsen for ligevægt for komponent i er, at det kemiske potential (μ_i) er det samme i gasfase (G) og væskefase (L).

$$\mu_i^G = \left(\frac{\partial G^G}{\partial n_i}\right)_{T, P, n_j} = \mu_i^L = \left(\frac{\partial G^L}{\partial n_i}\right)_{T, P, n_j}$$

hvor G er Gibbs energi og n angiver antal mol. Det ses, at ligevægtsbetingelsen kun gælder for et givet sæt af tryk og temperatur. For fastholdt tryk og temperatur kan betingelsen med tilnærmelse udtrykkes vha fugaciteter (af latin fugare: flygte). Dvs man udtrykker ligevægten mellem væske- og gasfase ved, at stoffet (i) har lige stor tendens til at flygte fra gas- til væskefase, som fra væske- til gasfase.

$$f_{iA}^G = f_{iA}^L$$

hvor f angiver fugaciteten. Denne ligevægtsbetingelse kan udtrykkes ved:

$$\varphi_i y_i P = \gamma_{iA} x_{iA} f_i^o$$

hvor φ_i er fugacitetskoefficienten, y_i er molbrøken i gasfasen og P det totale tryk. Interaktion mellem forskellige molekyler beskrives af γ_{iA} , som er aktivitetskoefficienten, x_{iA} , som er molbrøken, der beskriver sammensætningen ($x_{iA} = x_{ii} = 1$, for rene stoffer), og f_i^o er fugaciteten i en valgt standardtilstand. Ved lave tryk og temperaturer, dvs sådanne der hersker på en arbejdsplads, kan f_i^o tilnærmes med i's mætningsdamptryk p_{ii} , derudover kan gasfasen betragtes som ideal, dvs at φ kan sættes til 1. Udtrykt ved koncentrationer fås derfor:

$$C_{iA} = \gamma_{iA} x_{iA} \frac{p_{ii}}{RT} = \gamma_{iA} x_{iA} C_{ii}$$

Hvis væsken er en blanding, må γ_{iA} måles eller modelleres. UNIFAC er en model til beregning af aktivitetskoefficienter. UNIFAC-modellen betragter en blanding, ikke som en blanding af molekyler, men som en blanding af (funktionelle) grupper, dvs fragmenter af molekyler. Fordelen er den, at ud fra et begrænset antal funktionelle grupper kan der beregnes egenskaber for de tusinder af blandinger, der kan være af interesse. Aktivitetskoefficienten for stoffet i, i blandingen A, kan beregnes ud fra:

$$\gamma_{iA} = \gamma_{iA}^C \gamma_{iA}^R$$

hvor γ_{iA}^C er den kombinatoriske del af aktivitetskoefficienten, som beskriver entropien, og γ_{iA}^R er den residuale del, som beskriver enthalpien.

Overgang fra mættet dampfase til den omgivende luft. Elementerne til en model for transport fra mættet dampfase til den omgivende luft er følgende:

- ◆ Egenskaber ved stoffet (diffusionskoefficient i luft, som kan måles eksperimentelt eller beregnes ud fra Lennard-Jones potentialet, mv)
- ◆ Egenskaber ved den forbipasserende luft (lufthastighed, luftens kinematiske viskositet, turbulensintensitet)
- ◆ De geometriske dimensioner af fordampningsoverfladen.

En række modeller er blevet udviklet til beregning af specifik fordampningshastighed, både for laminart og turbulent grænselag mellem væske- og gasfase.

Laminart grænselag. Tab. 3.2 viser to modeller, som er foreslået til brug i arbejdsmiljøet under laminare strømningsforhold. Modellerne er generaliseret til også at kunne anvendes til blandinger.

R_{iA} er specifik fordampningshastighed af (i) fra blandingen A.

Tabel 3.2. Foreslåede fordampningsmodeller.
Efter Nielsen et al. (1994).

Mackay:	$R_{iA} = 4.82 \cdot 10^{-3} D_{i,Air}^{0.67} n^{-0.67} V^{0.78} L^{-0.11} \frac{\gamma_{iA} X_{iA} P_{ii}}{RT}$	
SUBTEC-II:	$R_{iA} = 0.662 D_{i,Air}^{2/3} n^{1/6} V^{1/2} L^{-1/2} \frac{\ln \frac{M^s}{M_{Air}}}{\frac{M^s}{M_{Air}} - 1} \frac{P}{RT} E_{iA} \ln \frac{PE_{iA}}{PE_{iA} - \gamma_{iA} X_{iA} P_{ii}}$	
hvor	$E_{iA} = \frac{R_{iA}}{\sum_{i=1}^n R_{iA}} \quad M^s = M_{Air} + \frac{\sum_{i=1}^n \gamma_{iA} P_{ii} (M_i - M_{Air})}{P}$	

$D_{i,Air}$ er diffusionkoefficienten i luft, V er lufthastigheden, og ν er luftens kinematiske viskositet. M er molmasse, L beskriver længden i vindretningen, og n antal af komponenter i blandingen.

Ved at sætte $\gamma_{iA} = 1$ og $x_{iA} = 1$ fås de tilsvarende modeller for rene stoffer. Modellerne ser komplicerede ud, men kan let beregnes i et regneark.

Modellerne er afprøvet på et datasæt fra en eksperimentel opstilling, hvor både geometri og lufthastigheder var veldefinerede og kontrollerede, og hvor det var sikret, at luftstrømningerne var laminare. Afprøvningens resultater fremgår af fig. 3.1a og 3.1b.

Turbulente strømningsforhold. Mackay modellen er udviklet ved høje strømningshastigheder, hvor luftstrømmen i grænselaget var turbulent. Denne model må derfor indtil videre betragtes som den mest pålidelige ved strømningsforhold med turbulente grænselag.

Temperaturafhængighed

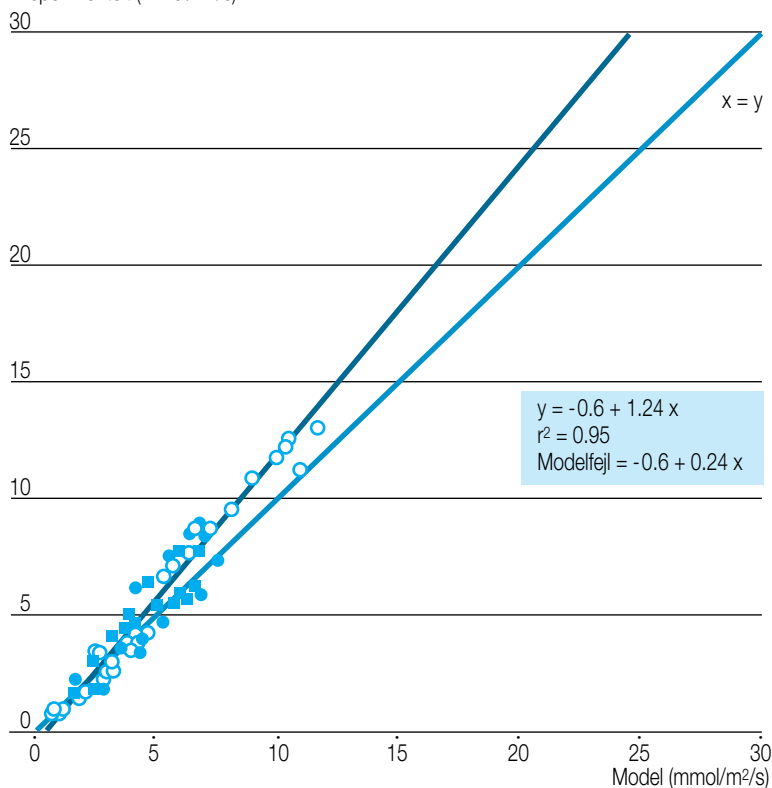
Et stofs mætningsdamppryk og -koncentration er stærkt afhængig af væsketemperaturen. Dette er illustreret i tab. 3.3, der samtidig angiver indflydelsen af lufthastigheden.

Figur 3.1a

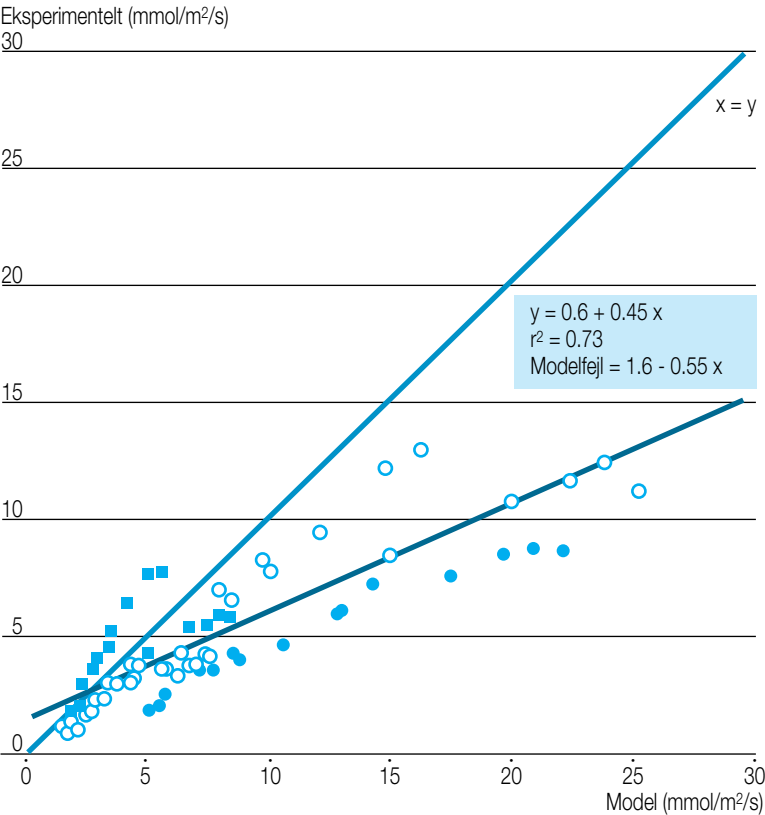
Figur 3.1a og 3.1b. Fordampningsmodeller. Mackays model bør anvendes, hvis der kan påregnes turbulent grænselag mellem væske og luft. Hvis grænselaget er laminart, bør man anvende SUBTEC-II modellen.

Subtec II model

Eksperimentelt (mmol/m²/s)



Mackays model



Lufthastighed (m s ⁻¹)	0,1	0,5	0,7
Temperatur (°C)			
15	35	107	135
17	40	121	152
19	45	136	192
21	51	153	192
23	58	172	216
25	65	194	244
27	73	220	277
29	84	250	315

Fordampningsareal

Fordampningen øges med stigende areal, hvorfra stoffet fordamper.

Figur 3.1b

Tabel 3.3. Specific fordampningshastighed for acetone som funktion af temperatur og lufthastighed i g min⁻¹ m⁻².

Eksempler:

Lampeolie kan ikke antændes, fordi den fordamper for langsomt til, at koncentrationen over væskeoverfladen bliver højere end nedre eksplosionsgrænse. Men hvis man dypper en væge i olien, kan olien brænde omkring vægen, fordi oliens areal forøges.

Tungtflygtige væsker, der normalt ikke giver arbejds hygiejniske problemer, kan gøre det, hvis arbejdstøjet er forurenet fortil. Tøjet virker som en væge og mangedobler væskens overflade og derved fordampningshastigheden.

Store væskeoverflader findes i arbejdsmiljøet ved processer, hvor der skabes aerosoler. Fordampningshastigheden fra en kugleformet dråbe af en væske B (rent stof eller en blanding) er givet ved Maxwells ligning:

$$S R_{iA} = 4 \pi r D_{i, \text{Luft}} (C_{iA} - C_{i, \text{Luft}}^{\infty})$$

hvor S er fordampningsarealet og R_{iA} den specifikke fordampningshastighed fx i $[g s^{-1} m^{-2}]$ fra blandingen A. $D_{i, \text{Luft}}$ er diffusionskoefficienten i luft, og C angiver koncentrationer.

Hvis et givet væskevolumen findes som N_1 dråber med radius r_1 henholdsvis N_2 dråber med radius r_2 , bliver forholdet mellem fordampningshastighederne:

$$\frac{r_1 R_{iB}}{r_2 R_{iB}} = \frac{r_1 N_1}{r_2 N_2} = \frac{r_2^2}{r_1^2}$$

$$\text{idet } N_1 \frac{4}{3} N \pi r_1^3 = N_2 \frac{4}{3} N \pi r_2^3$$

Som illustration er betydningen af væskeoverfladearealet for den totale fordampningshastighed vist i tab. 3.4.

Det ses af tab. 3.4, at kildestyrken af en aerosol med en dråbediameter på 4 μm er ti millioner gange større end det samme væskevolumen samlet i én kugleformet dråbe. Det betyder, at ligevægten mellem en aerosol og den omgivende luft etableres hurtigt, også selvom stoffet er tungtflygtigt. Derfor bør man altid overveje, om

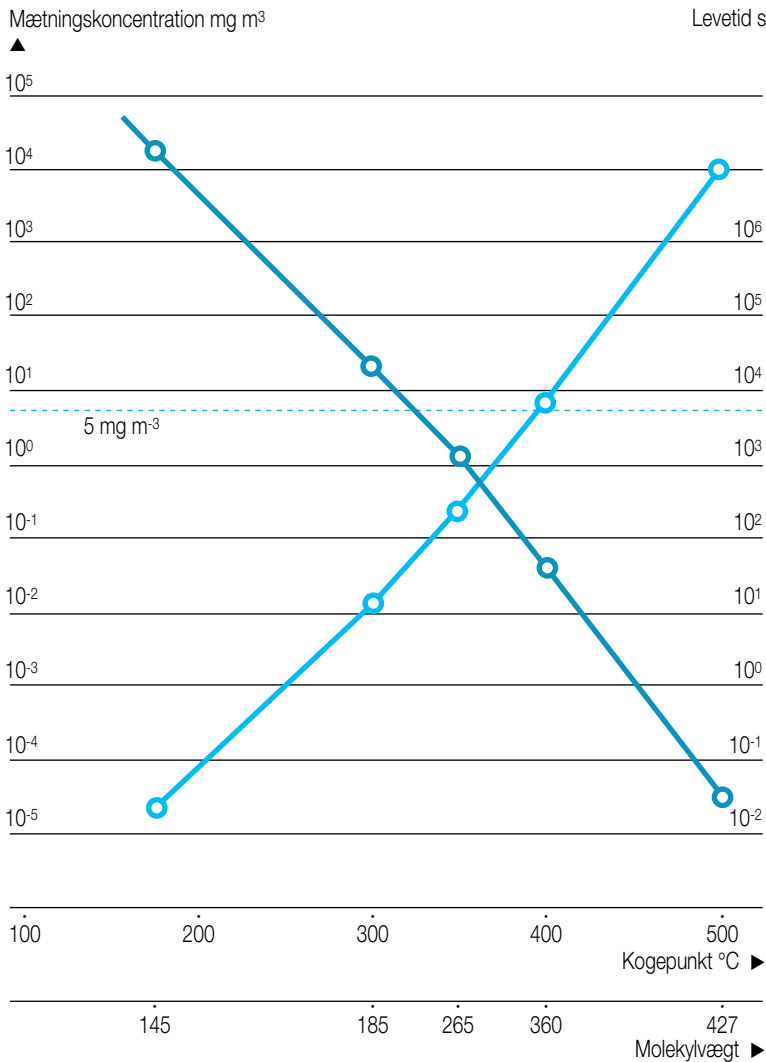
Tabel 3.4. Fordampningsarealer.

Dråbediameter μm	Antal dråber pr cm^3	Areal dråber i cm^2 pr cm^3 væske	Relativ fordampningshastighed
12.408	1	4,8	1
1.241	1.000	48,4	100
124	1.000.000	483,6	10.000
12	1.000.000.000	4836,4	1.000.000
4	30.000.000.000	15003,6	9.600.000

en given forurening skal beskrives som en koncentration af aerosolen eller som en koncentration af en aerosol plus damp.

Eksempel:

Fig. 3.2 viser sammenhængen mellem mætningskoncentration og dråbelevetid for dråber med en dråbediameter på $4\text{ }\mu\text{m}$ af mineraloliefraktioner ved 20°C . Den omgivende luft er forudsat dampfri. Det ses, at fraktioner med kogetemperaturer under 320°C fordampes hurtigt, og at mætningskoncentrationen er over 5 mg m^{-3} . Dette viser, at det ofte er nødvendigt at tage hensyn til gasfaseforureningen ved prøveudtagning af aerosoler.



Figur 3.2. Mætningskoncentration og levetid for $4\text{ }\mu\text{m}$ dråber for jordoliedestillater med forskelligt kogepunkt/molekylvægt. Der er forudsat dampfri luft.

Effekter

Grænseværdier

Et af kravene til luftkvaliteten i arbejdsmiljøet er, at koncentrationen af et stof i luften skal begrænses i forhold til en grænseværdi. Det er en talstørrelse, der angiver den koncentration, hvor det skønnes, at risikoen for, at en normalbefolkning pådrager sig en arbejdsbetinget lidelse gennem et arbejdsliv, er acceptabelt lille (At-anvisning Nr. 3.1.0.2 1994, Grænseværdier for stoffer og materialer). Grænseværdierne afspejler således et stofs giftighed, idet en høj grænseværdi er udtryk for lav giftighed, fx carbon dioxid $GV = 5.000 \text{ ppm}$, hvorimod en lav grænseværdi er udtryk for en høj giftighed, fx tetraethylbly $GV = 0,007 \text{ ppm}$.

En kontrol af, at grænseværdier overholdes, skal sandsynliggøre, at det tidsvægtede gennemsnit over en arbejdsdag ikke overskrider grænseværdien. *Langtidseksponering* relaterer sig til grænseværdien, der gælder for en hel arbejdsdag (defineret som 8 timer). Idéen bag en sådan grænseværdi er, at de beskæftigede er beskyttet mod sygdom hele arbejdslivet, hvis langtidseksponeringen er lavere end grænseværdien. En del stoffer har så hurtig akut virkning, fx irritation, at overskridelse af grænseværdien ikke på noget tidspunkt kan tillades, da en overskridelse af GV straks vil give anledning til ubehag. Disse stoffer er på GV-listen mærket med et L, der angiver, at grænseværdien er en loftværdi. Ved kontrol må man af måletekniske grunde måle over en vis tid. I grænseværdianvisningen er måletiden fastsat til maksimalt 15 minutter.

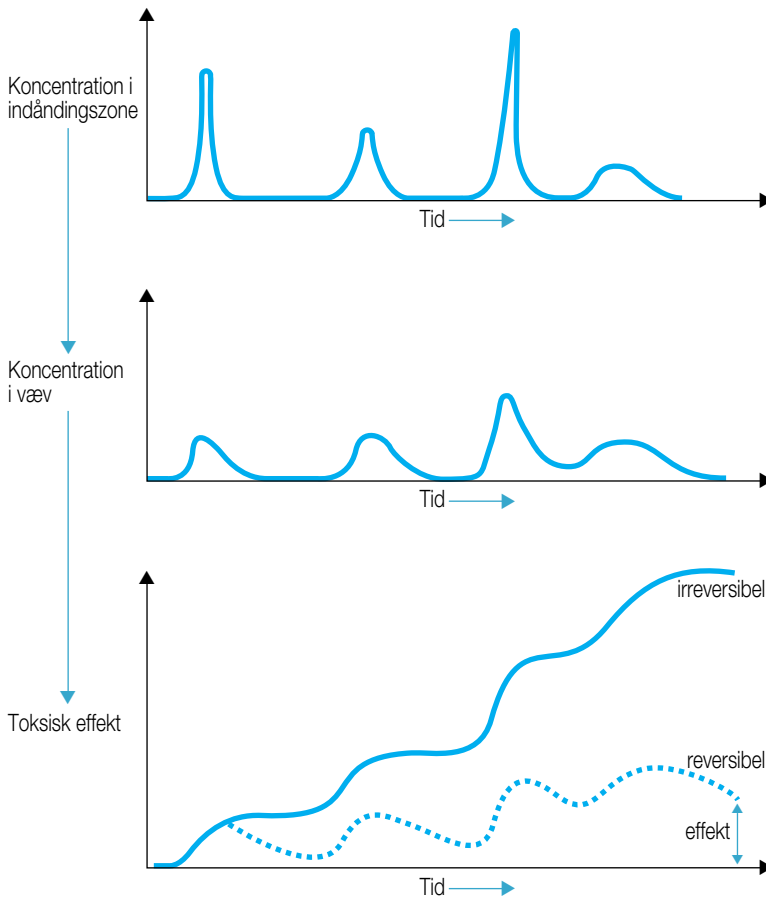
En detaljeret beskrivelse af koncentrationen får man ved at beskrive den som funktion af tiden (tidsserie). Tidsserie-målinger er af interesse i mindst to henseender, dels ved generering af eksponeringsdata til brug for risikovurderinger, dels ved belysning af eksponering-effekt sammenhænge i epidemiologiske og toksikologiske undersøgelser. Risikovurderinger vil ofte omhandle planlagte eller tænkte situationer, hvor der i udstrakt grad kan gøres brug af modeller til estimering af en forventet eksponering. Epidemiologiske og toksikologiske undersøgelser beskæftiger sig med faktiske eksponeringer, men mangler ofte valide eksponeringsdata. Her bør mulighederne for at anvende modeller til fremskaffelse af eksponeringsmål overvejes.

Kravet til data i forbindelse med tidsseriemålinger er, at de beskriver koncentrationer som funktion af tiden, med en tidsopløsning på minutter, dage eller år, afhængigt af den rejste problemstilling. Der kan desuden være tale om, at data skal kunne relateres til population eller til individ.

Toksiko-kinetiske modeller

De stoffer, der kan forekomme på arbejdspladserne, er af vidt forskellig karakter. Deres toksiske effekter vil ligeledes være mangeartede og vil for det enkelte stof bl.a. afhænge af varigheden og styrken af eksponeringen. Måling af 8 timers eller 15 minutters tidsvægtede gennemsnit af koncentrationen er derfor ikke tilstrækkelig til en nøjagtig beskrivelse af eksponeringsforholdene i relation til toksiske effekter. Toksikologien bygger på den grundantagelse, at der for et givet stof er en relation mellem dosis og effekt, hvor dosis er mængden af optaget stof pr tidsenhed gange eksponeringstiden. I forbindelse med indånding af gasser og dampe vil der således være en relation mellem koncentrationen i luft og den dosis, der optages over en vis tid. På fig. 3.3 er denne sammenhæng skematisk illustreret.

Koncentrationen er her beskrevet som en tidsserie. Den toksikologiske betydning af, at en tidsserie varierer på en given måde,



Figur 3.3. Illustration af sammenhængen mellem koncentrationsforløbet i indåndingszonen og koncentrationen i kroppens væv, samt den resulterende toksiske effekt. Reversible toksiske effekter er karakteriseret ved en løbende reparation af de skadede væv, og effekten kan ved tilstrækkelig lav eksponering holdes i ave. Ved irreversible effekter kan opståede skader ikke reparerer, der sker en stadig akkumulering af dem, og den toksiske effekt får et stigende omfang.

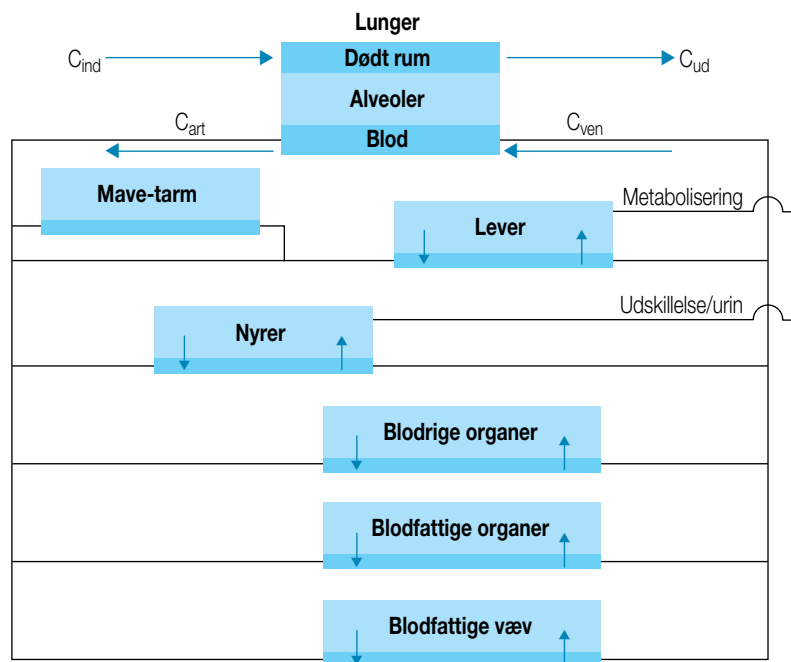
kan vurderes ved brug af matematiske modeller, såkaldte toksiko-kinetiske modeller. Hermed kan man beregne sammenhængen mellem eksponering og den resulterende koncentration af stof i det organ, der skades først af det aktuelle stof. Toksiko-kinetiske modeller kan således anvendes til vurdering af koncentrationerne i de forskellige organer og dermed til vurdering af risikoen for, at der opstår skader i et givet organ. Fig. 3.4 er en skematisk angivelse af en toksiko-kinetisk model, som består af såkaldte fordelingsrum (compartments): lunger, blod, fedtvæv, muskler etc.

For at kunne anvende modellen kræves kendskab til en række fysiologiske parametre, bl.a. åndedrætsfrekvens, lungeventilation, størrelse af og blodforsyning til de enkelte organer, samt konstanter der beskriver stoffernes fordeling til de enkelte fordelingsrum.

Fordelingskoefficienter

Fordelingen af stofferne til de enkelte fordelingsrum bestemmes af stoffernes fysisk-kemiske egenskaber. Når koncentrationen er lav, svarende til koncentrationer i arbejdsmiljøet, kan transport af stof mellem de enkelte fordelingsrum beskrives ved førsteordens differentialligninger. Forskellige faser, såsom luft, vand, fedt og humane organer, har forskellig kapacitet til at rumme forskellige stoffer.

Man anvender to fordelingskoefficienter til at beskrive et stofs fordeling mellem forskellige faser: 1. Henry konstanten i vand



Figur 3.4. Skitse af en toksiko-kinetisk model. De enkelte 'kompartimenter' er symboliseret ved kasser. Pilene angiver strømmen af stof med ind- og udåndningsluften, med arterielt eller venøst blod til de enkelte organgrupper og udskillelsen eller metabolismen af stof i lever og nyrer.

(H_W), 2. Octanol-vand fordelingskoefficienten ($K_{O/W}$). Erfaringerne viser, at disse to fordelingskoefficienter er gode til at beskrive fordelingen af et stof mellem luft, vand, blod og andre biologiske faser. Henry konstanten beregnes ud fra forholdet mellem luftens og vands kemiske kapaciteter, og tilsvarende beregnes octanol-vand fordelingskoefficienten som forholdet mellem octanols og vands kemiske kapaciteter.

$$H_{iW} = \frac{Z_{i,Air}}{Z_{i,W}} \quad K_{i,O/W} = \frac{Z_{i,O}}{Z_{i,W}}$$

$$Z_{i,Air} = \frac{C_{i,Air}}{f_{i,Air}} = \frac{1}{RT} \quad Z_{i,W} = \frac{C_{i,W}}{f_{i,W}} = H_{iW}^{-1} \quad Z_{i,O} = \frac{C_{i,O}}{f_{i,O}} = \frac{K_{i,O/W}}{H_{iW}}$$

hvor f_i er fugacitet, C_i koncentration, R gaskonstanten og T er temperatur i grader Kelvin. UNIFAC-modellen kan forudsige den kemiske kapacitet af octanol med stor nøjagtighed, mens forudsigelsen af vands kemiske kapacitet er mindre nøjagtig. Tab. 3.5 viser Henry konstanter og octanol-vand fordelingskoefficienter for en række stoffer.

Stof	Henry konstant kPa m ³ mol ⁻¹	log ₁₀ Ko/w
n-butylacetat	0,033	1,73
methanol	0,00047	-0,82
decan	700	5,98

Tabel 3.5. Eksempler på Henry konstanter og octanol-vand fordelingskoefficienter.

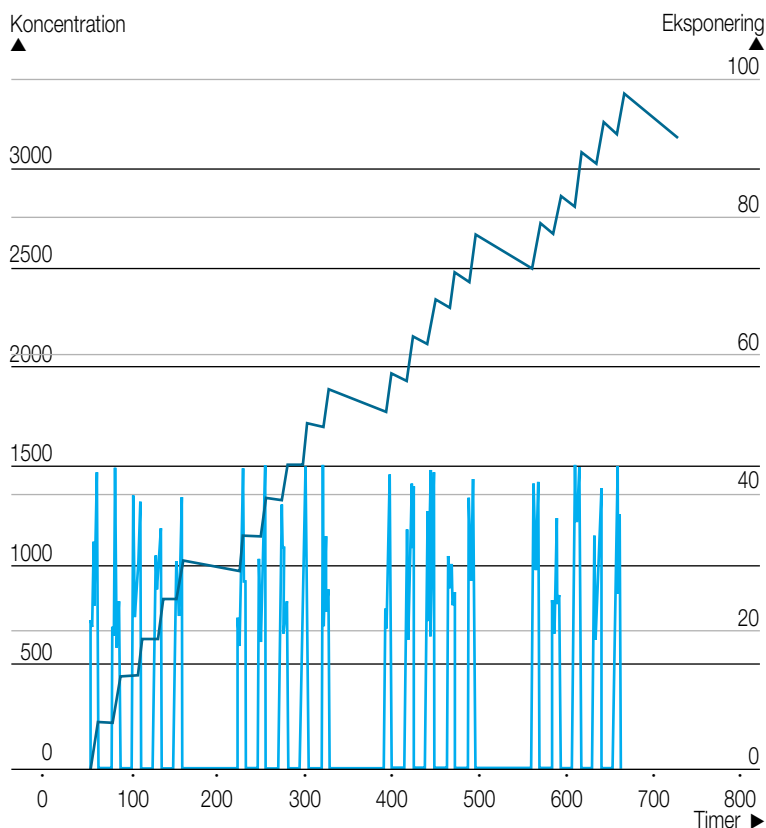
Halveringstid

Den biologiske halveringstid er den tid, det tager kroppen at eliminere halvdelen af en given mængde stof. Eksempler på halveringstider i blodet er vist i fig. 3.5a-d. På alle figurerne er eksponeringen simuleret ved at prøvetage fra den samme log-normale eksponeringsfordeling med en geometrisk standardafvigelse på 2,5. Eksponeringen er vist på højre y-akse i fig. 3.5a. Det ses, at hvis halveringstiden er lang, fx 720 timer (3 mdr), så ophobes stoffet i kroppen. Når halveringstiden er ca 8 timer, ophobes stoffet i kroppen i løbet af ugen, men er udskilt mandag morgen. Hvis halveringstiden er ca 2 timer, vil koncentrationen i kroppen være nul ved arbejdstids begyndelse den følgende morgen. Fig. 3.5d sammenligner koncentrationerne i kroppen afhængigt af halveringstiden. Det ses, at halveringstiden har en grundlæggende indflydelse på den indre dosis.

Tidsseriemålinger af koncentrationen i indåndingszonen til brug i toksiko-kinetiske modeller kan foretages med en tidsopløsning, der er bestemt af stoffets virkemekaniske og dets biologiske hal-

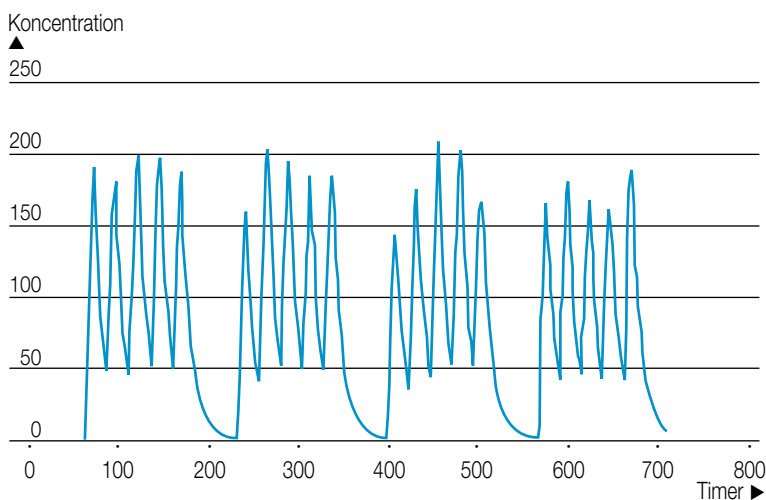
Figur 3.5a. Halveringstidens betydning for koncentrationen i kroppen. Eksposeringen er den samme i alle eksempler. (Figur 3.5a-d).

Varierende dosishastighed (Halveringstid = 720 timer)

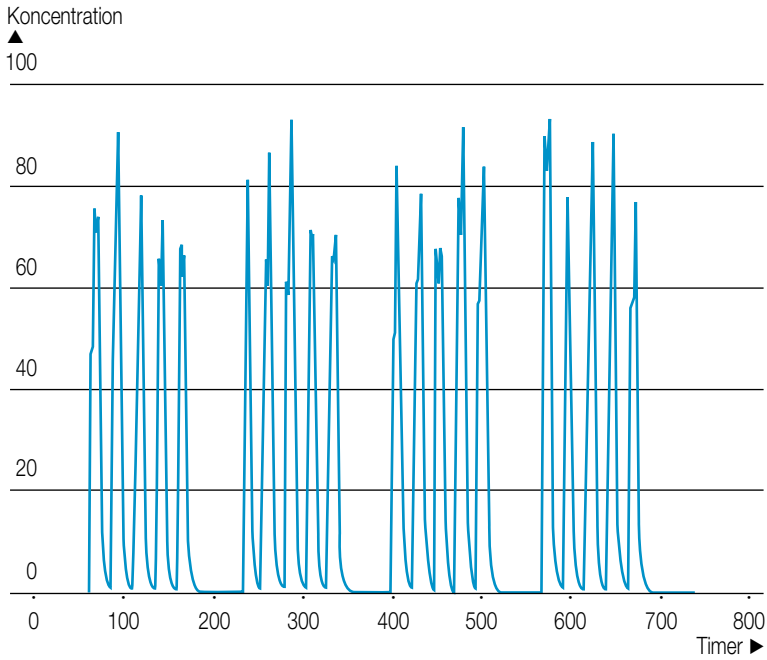


Figur 3.5b.

Varierende dosishastighed (Halveringstid = 8 timer)

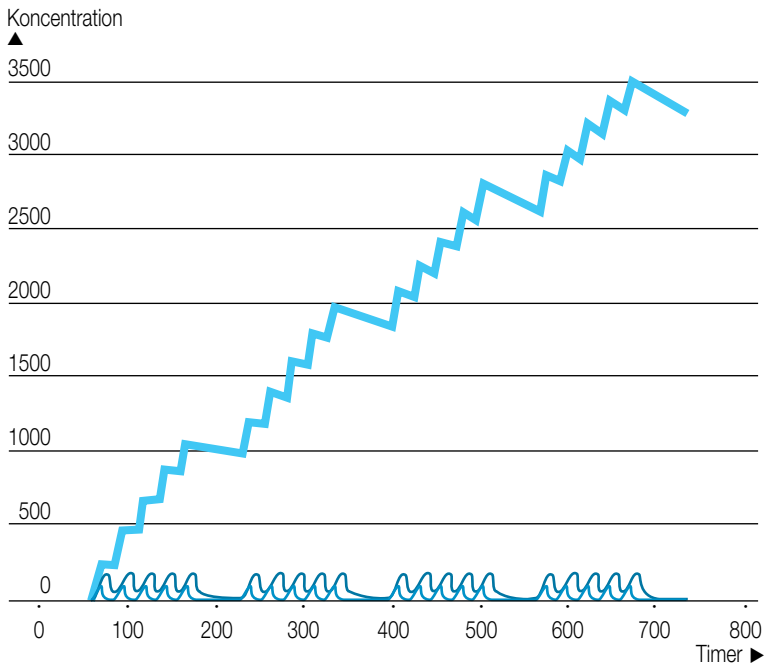


Varierende dosishastighed (Halveringstid = 2 timer)



Figur 3.5c.

Varierende dosishastighed (Halveringstid = 2,8 og 720 timer)



Figur 3.5d.

veringstid. Er der tale om stoffer med hurtig akut virkning, fx stoffer på grænseværdilisten med en loftværdi GV(L), skal tidsopløsningen være stor. Det vil sige, at der skal måles i tidsintervaller på under 15 min. Der er i praksis ingen almene toksikologiske forhold, der nødvendiggør, at der måles i kortere perioder end 5 min, når en koncentrationsprofil skal vurderes. Ved at anvende en referenceperiode på 5 min opnås tillige en større ensartethed i vurderingerne. Har stofferne en langsom virkning og en lang biologisk halveringstid som visse organiske opløsningsmidler, hvor grænseværdien er fastsat på grundlag af risiko for varige hjerne-skader, kan det være tilstrækkeligt med måledata, der afspejler dosis over timer. For stoffer med en akkumulerende virkning som fx asbest er der primært brug for måledata, der kan belyse den akkumulerede dosis over meget lange perioder.

Måling

Måling af koncentration af en eller flere gasser eller dampe i luften udføres i to trin:

- 1) Prøvetagning af et kendt volumen luft
- 2) Analyse af luftprøven for indhold af de søgte gasser og dampe.

Der vil naturligvis være et samspil mellem luftprøvemængde (gennemsuget luftvolumen), analysefølsomhed og gassernes/dampenes grænseværdier. For at sikre en rimelig pålidelighed af koncentrationsbestemmelser i relation til grænseværdier er det foreslået af en WHO ekspertkomite i 1977, at luftprøvevoluminet skal være mindst =

$$\frac{10 \times \text{analytisk detektionsgrænse}}{\text{grænseværdien}}$$

Prøvetagning

Ved personbåren prøvetagning består prøvetagningsudstyret i princippet af en pumpe og en opsamlingsenhed. Opsamlingen af luftprøver foretages på principielt to forskellige måder. Ved den ene metode opsamles luftprøven direkte i en beholder (gaspipette, pose e.l.), mens gasserne eller dampene ved den anden metode bliver fjernet fra luften og opkoncentreret ved gennemstrømning i et adsorberende eller absorberende medium.

Den direkte opsamlingsmetode anvendes bl.a., hvis man ønsker meget kortvarige opsamlingstider (grab samples), eller hvis man ikke kan finde egnede adsorptions- eller absorptions-

medier. Opsamlingseffektiviteten er normalt 100%, men metodens begrænsning ligger i analysemetodens følsomhed, da der jo ikke sker nogen opkoncentrering.

Måling med passive diffusionsdosimetre, hvor der ikke anvendes pumper, benyttes også i stor udstrækning.

Ved arbejds-hygieniske eksponeringsmålinger anvendes derfor oftest prøvetagning ved opsamling på faste adsorbenter og opløsning eller reaktion med absorptionsvæsker. Opsamlingseffektiviteten vil i disse tilfælde normalt ligge under 100%. Derfor må adsorption/desorptionseffektiviteten bestemmes for hver enkelt komponent.

Personbårne pumper. Ved de fleste arbejds-hygieniske undersøgelser anvender man luftprøvetagning i de beskæftigedes åndingszone. I disse tilfælde er det en fordel af anvende personbårne pumper.

Pumpetyper

Personbårne pumper bør være små, lette og batteridrevne. De fleste pumpetyper er membranpumper og kan fås i en eksplosions-sikker model. Ved luftprøvetagning af gasser og dampe i adsorptionsrør benyttes volumenstrømme (flow) mellem 10 og 200 ml/min. Pumperne kan leveres med bæretasker til livremme og med forskellig størrelse holdere til adsorptionsrør. Specielt fremstillet "seletøj", hvorpå pumper og prøverørsholdere kan monteres, kan anvendes med fordel, når der samtidig skal måles for aerosoler (flere pumper).

Volumenstrømmen måles med en indbygget pumpe-slagstæller. Når man kender pumpe-slagsvoluminet og antal pumpe-slag, kan luftprøvevoluminet beregnes. Det anbefales at benytte pumper med en ændring i antal pumpe-slag/sek. på mindre end $\pm 5\%$ i driftstiden, som bør være op til 8 timer, ved et undertryk på 1 kPa.

Ved prøvetagning i impingere og vaskeflasker benyttes volumenstrømme på 0,5-2,0 l/min, så man vil i vid udstrækning benytte samme type pumpe til denne form for prøvetagning som til prøvetagning af aerosoler. Disse pumper skal kunne vedligeholde en gennemstrømning på 2 l/min $\pm 5\%$ i 8 timer med et undertryk på 2 kPa (ca 15 mm Hg).

Nogle pumpetyper har indbygget en volumenstrømsmåler (rotameter) og en regulering, så volumenstrømmen kan justeres under drift. De nyere pumpetyper har automatisk volumenstrømsregulering. Begge pumpetyper kalibreres før prøvetagning med en ekstern volumenstrømsmåler, fx et rotameter, og især pumper uden automatisk volumenstrømsregulering bør kalibreres jævnligt under driften. Man skal især være opmærksom på et

eventuelt fald i volumenstrøm umiddelbart efter pumpestart pga Ni/Cd-batteriernes karakteristik. Det skal ved forsøg godtgøres, at det tryktab, der skyldes den eksterne volumenstrømsmåler, ikke ændrer volumenstrømmen.

De fleste pumpetyper har indbyggede filtre lige efter indsugningsåbningen. Men især ved prøvetagning i vaskeflasker og impingere bør man også anvende et eksternt filter til eventuel opsamling af aerosoler og dampe fra absorptionsvæskerne i vaskeflaskerne og/eller impingerne. Fx vil organiske opløsningsmiddeldampe kunne beskadige pumpens membran.

Opladning af pumper. I langt de fleste personbårne pumpetyper indgår Nikkel/Cadmium batterier. Almindeligvis kører pumpen i 8 timer ved udtagning af luftprøver, og den sættes derefter til opladning i et ladeaggregat i ca 14 timer. Pumper benyttet på denne måde kan fungere upåklageligt på de samme Ni/Cd-batterier i op til flere år. Hvis pumperne derimod benyttes over kortere tidsrum (fx 15 minutter), og de ikke anvendes i flere uger, kan man komme ud for, at pumperne ikke kan overholde specifikationer mht driftstid, selv med forholdsvis nye Ni/Cd-batterier. Hvis disse uregelmæssigt og kortvarigt anvendte pumper bliver opladet kontinuerligt, når de ikke er i brug, forstærkes effekten. Der er her tale om "memory"-effekt for Ni/Cd-batterier, hvor batterierne ved gentagne kun delvise afladninger mister deres evne til at yde deres fulde kapacitet efter opladning. For at undgå "memory"-effekten kan man jævnligt aflade batterierne, fx ved at lade pumpen køre i 8 timer og derefter oplade den i 14 timer.

Prøvetagning med adsorptionsrør

Den mest anvendte prøvetagningsmetode af især organiske opløsningsmiddeldampe er opsamling på adsorbent.

Adsorption af gasser og dampe på faste stoffer kan foregå ved fysisk eller kemisk adsorption. Ved den fysiske adsorption er der tale om van der Waal'ske kræfter, mens adsorptionskræfterne ved den kemiske adsorption (kemosorption) er af lignende art som kemiske bindinger. De adsorberede dampe vil kunne desorberes fra den faste adsorbent ved eluering med et passende opløsningsmiddel eller ved termisk desorption.

Ved den fysiske adsorption, som er langt den mest almindelige, afhænger adsorptionseffektiviteten dels af adsorbentens overfladeareal, dels af adsorptivets molekylvægt og molekylobygning, især polariteten. Adsorptionseffektiviteten vil således stige med stigende molekylvægt og falde med stigende polaritet af adsorptivet.

Langt det mest anvendte adsorbentmateriale er aktivt kul, idet de fleste organiske dampe adsorberes effektivt på aktivt kul. Af

vigtige undtagelser kan nævnes: butan, propan, formaldehyd og methanol, hvilket skyldes, at det er små molekyler, eller at de har høj polaritet. Andre organiske forbindelser, som fx aromatiske aminer, kan være svære at desorbere. Det mest anvendte kulrør (NIOSH-standard) har et indhold på henholdsvis 100 mg og 50 mg aktivt kul i forreste og bagerste sektion. Der fås også kulrør med indhold af 600 (400 + 200) mg og 1.000 (800 + 200) mg aktivt kul. Til desorption af kulrør anvendes oftest carbondisulfid eller dimethylformamid.

Adsorptionseffektiviteten afhænger af strømningshastigheden gennem adsorbenten og af mængden af allerede adsorberede stoffer. Allerede adsorberede stoffer kan også desorberes igen til den gennemstrømmende luft. Disse forhold er afhængige af arten af adsorbent og stof. Et stof kan også fortrænge et andet. I Arbejds miljøinstituttets vejledning nr. 2/1981 om prøvetagning er angivet den maksimale belastning (kapacitet) af 150-mg kulrør for en række organiske dampe for forskellige kombinationer af volumenstrømme og prøvetagningstid. For at kontrollere prøvetagningens effektivitet skal man altid analysere den bagerste sektion i adsorptionsrøret. Findes der et indhold af dampe på mere end 20% af den totalt opsamlede mængde, er der mulighed for, at en del af dampene er trængt igennem begge sektioner (break-through).

Adsorptionskapacitet og desorptionseffektivitet kan variere for forskellige leveringer (batches) af aktivt kul. Man bør derfor benytte rør fra samme batch ved en given undersøgelse. Vanddamp og -dråber kan interferere på opsamlingen af organiske dampe. En relativ fugtighed på mere end 60% kan reducere adsorptionskapaciteten. Hvis der observeres vanddråber i adsorptionsrøret under og efter prøvetagningen, er værdien af den udtagne prøve tvivlsom.

Silicagel er en polær adsorbent og er derfor anvendelig til opsamling af bl.a. polære organiske forbindelser, som fx lavere alkoholer og aromatiske aminer. Desorptionen af eksponerede silicagelrør er for det meste lettere end ved kulrør, og der anvendes flere forskellige og mindre sundhedsfarlige elueringsvæsker. Silicagel er væsentlig mere følsom over for fugtighed (vand er meget polært), hvilket sætter nogle begrænsninger. Man kan dog anvende tørremidler som magniumperchlorat, Drierite eller molekylsigte, før luften suges gennem silicagelrøret. Her skal man dog sikre sig, at luftforureningskomponenterne ikke adsorberes på tørremidlet.

Ved termisk desorption af silicagel kan man enten benytte rør i rustfrit stål, som direkte kan opvarmes, eller man kan overføre silicagelen til en rørovn, hvorfra den desorberede komponent med en bæregas føres direkte over i analyseapparatet.

Forskellige syntetiske polymere anvendes nu mere og mere som alternativer til kulrør og silicagelrør. De mest anvendte syntetiske polymere er Tenax, XAD, Chromosorb og Porapak. Adsorptionsrør med disse polymere i forskellige størrelser og med specielt coatede polymere til adsorption af specielle dampe eller gasser fås i handelen. Tenax i rustfri stålør med påfølgende termisk desorption benyttes til opsamling af små koncentrationer af opløsningsmiddeldampe.

Prøvetagningsprocedure. Størrelsen af den udtagne luftprøve er afhængig af adsorptionsrørets adsorptionskapacitet, pumpens batterikapacitet og analysemetodens følsomhed. Ved anvendelse af "standard" adsorptionsrør plejer man at tage luftprøver mellem 3 og 15 liter og med volumenstrømme mellem 10 og 200 ml/min.

Før selve prøvetagningen skal der foretages en kalibrering af volumenstrømmen på hele prøvetagningsudstyret bestående af pumpe, slange og adsorptionsrør.

Prøvetagning med diffusionsdosimetre

Diffusionsdosimeterprincip. Ved diffusion bevæger dampene sig gennem et diffusionskammer hen til adsorbenten, som kan være aktivt kul eller en anden fast adsorbent. For at modvirke luftstrømninger i diffusionskammeret er der i dosimetrets åbning anbragt en beskyttelsesmembran af fx teflon eller celluloseacetat. Den drivende kraft i diffusionen er koncentrationsgradienten mellem ydersiden af dosimetret og adsorbentens overflade. Ifølge Fich's første lov for diffusion kan det vises, at den adsorberede mængde (M i ng) er en funktion af prøvetagningshastigheden (DA/L i cm^3/min), den tidsvægtede gennemsnitlige koncentration af dampen (C i mg/m^3) og prøvetagningstiden (t i min).

$$M(\text{ng})_L = DA[\text{cm}^3/\text{min}] \times C[\text{mg}/\text{m}^3] \times t[\text{min}]$$

hvor D er diffusionskoefficienten i cm^2/min (ved 25°C og 760 mm Hg) af dampen. A er diffusionskammerets tværsnitsareal i cm^2 , og L er tykkelsen i cm af luftlaget i diffusionskammeret (diffusionslængden). Da A/L kun afhænger af dosimetrets udformning, vil den søgte koncentration C ved brug af samme type dosimeter kun afhænge af den fundne adsorberede mængde M , diffusionskoefficienten D og prøvetagningstiden t . Størrelsen af diffusionskoefficienten for forskellige dampe og gasser kan findes i tabelværker. Hvis lufthastigheden uden for dosimetrets åbning bliver for lav (under 8cm/s), vil dampkoncentrationen ved åbningen være lavere end omgivelsernes. I dette tilfælde vil ligningen ikke gælde.

Dosimetertyper. Til prøvetagning af organiske opløsningsmiddel-dampe anvendes dosimetre med aktivt kul som fast adsorbent. Et cirkulært dosimeter til engangsbrug (3M-monitor 3500) er meget anvendt og godt dokumenteret. En type (SKC) med cirkulære kapsler med aktivt kul, som kan isættes i en dobbeltholder, har den fordel, at overfladearealet i de to holdere er forskelligt (stor og lille åbning). Den opsamlede mængde prøve bliver således forskellig i de to adsorbentkapsler, og kapslen i holderen med den lille åbning fungerer som "backup". Man kan også få holdere til 4 kapsler, og kapsler med forskellige adsorbenter og absorbenter. I GasBadge-dosimetret kan adsorbentelementet også udskiftes. ORSA 5 fra Dräger er rørformet, og røret med aktivt kul kan udskiftes i holderen. Der kan foregå diffusion fra begge rørender. I en anden dosimetertype kan prøvetagningsmængden reguleres ved at fjerne en eller to beskyttelseshætter. Adsorbenten består af en "strip" aktivt kul. I andre dosimetre er der to "strips" med aktivt kul.

Der findes også flere typer passive dosimetre med fast adsorbent af forskellige polymere, der tillige kan være imprægneret med specielle stoffer til prøvetagning af specifikke gasser eller dampe.

Foruden ovennævnte diffusionsdosimetre findes der også permeationsdosimetre. Ved permeation opløser gasmolekylerne sig i en membran, diffunderer igennem membranen og optages på den anden side af en adsorbent eller absorbent. Der markedsføres også passive dosimetre indeholdende absorptionsvæsker. Absorptionsvæsken ligger bag en plastfilm, hvorigennem gasser/dampe kan diffundere. Denne type dosimetre med absorptionsvæsker benyttes mest til prøvetagning af uorganiske gasser.

Prøvetagning og desorption. Den største fordel ved dosimetre er den nemme måde, hvorpå prøvetagningen foregår. De er så små og lette, at de nemt kan påsættes nær de beskæftigedes åndingszone. De kræver ingen pumpe og medfører dermed ingen usikkerhed i volumenstrøm. Det er kun den samlede eksponeringstid, der skal noteres og bruges. Ved transport og opbevaring af eksponerede dosimetre skal kontaminering og desorption undgås.

Ved eluering benyttes tilsvarende elueringsvæsker som ved absorptionsrørsmetoderne eller termisk desorption. Det er dog kun dosimetre, der er specielt opbygget til termisk desorption (fx SKC), der kan benyttes. Desorptionseffektiviteten for de enkelte dampkomponenter skal bestemmes. Ved blandinger af forskellige opløsningsmiddeldampe vil det være en fordel at kalibrere dosimetrene med tilsvarende standardblandinger.

Anvendeligheden af passive dosimetre. Reproducerbarheden og

nøjagtigheden ved måling med dosimetre har i mange tilfælde vist sig at være af samme størrelsesorden eller bedre end ved kulrørsmetoden, men i nogle tilfælde ringere, især under arbejdspladsforhold. Luftens relative fugtighed (både høj og lav) og af-dampning af opløsningsmidler fra personens tøj spiller en større rolle ved dosimeter- end ved kulrørsprøvetagning. Dosimetre er også mere følsomme over for sprøjt og stænk.

Ved små dampkoncentrationer vil det ved dosimetre være nødvendigt med lange eksponeringstider for at få adsorberet nok prøve til den efterfølgende analyse. Dette vil i mange tilfælde gøre dosimetrene ubrugelige til kortidsprøver.

Analysekalibreringen kan være mere omstændelig end ved adsorptionsrørsmetoden, især ved blandinger af opløsningsmiddel-dampe. I disse tilfælde kan co-adsorption genere, så det kan blive nødvendigt at bestemme desorptionseffektiviteten under forhold svarende til de forventede eksponeringsforhold.

Med ovennævnte forbehold in mente er den store fordel ved anvendelse af dosimetre, at de er små og lette og derfor slet ikke generende at bære rundt på for personen. De kræver heller ikke en særlig sagkyndig betjening på arbejdspladsen (kun registrering af prøvetagningstidsrum), men kravene om en god målestrategi og beskrivelse af arbejdspladsen osv er naturligvis uændrede. Dosimetre er nemme at forsende.

Prøvetagning med vaskeflasker

Ved absorption af gasser og dampe i væsker anvendes hovedsageligt vaskeflasker eller impingere. En vaskeflaske eller impinger fordeler luften til små bobler i en passende absorptionsvæske. Derved vil gassen eller dampen absorberes (opløses) eller bindes ved en kemisk reaktion i absorptionsvæskens. Den absorberede luftprøve kan derefter analyseres på et laboratorium. De mest anvendte analysemetoder er spektrofotometri, HPLC og titrering.

Absorptionseffektiviteten afhænger af følgende faktorer: vaskeflasken/impingerens udformning, absorptionsvæskens sammensætning, luftprøvevoluminet, absorptionsvæskens volumen, volumenstrømmen og luftforureningens damptryk. De mest almindeligt anvendte vaskeflasker/impingere har et totalt volumen på 30 ml og findes i flere typer.

Absorptionsvæskernes sammensætning afhænger af, hvilke luftforureninger der skal absorberes. I de fleste tilfælde anvendes absorption ved kemisk reaktion. Ved de fleste metoder anvendes 10 ml absorptionsvæske og en volumenstrøm på 0,5 til 2,0 l/min. For at forøge absorptionseffektiviteten anvendes ofte to vaskeflasker/impingere i serie ved prøvetagningen. Som pumper kan anvendes personbårne, batteridrevne pumper, som kan vedligeholde en volumenstrøm på op til 3 l/min. For at beskytte pum-

pen mod aerosoler eller dampe fra absorptionsvæsken bør man montere et filter foran pumpen.

En fordel ved anvendelsen af vaskeflasker/impingere er, at den opsamlede luftprøve foreligger i en form, der direkte kan analyseres. Langt den største ulempe er, at de er besværlige at anvende ved personbåren prøvetagning. Det er fx næsten umuligt at anbringe en vaskeflaske i den beskæftigedes åndingszone. Vaskeflaske/impinger-metoderne erstattes derfor efterhånden med mere håndterlige metoder baseret på fx imprægnerede filtre eller plastfilm.

Prøvetagning med kemisorption

Kemosorption har i flere tilfælde afløst den besværlige vaskeflaskep prøvetagningsmetode. Dette gælder bl.a. for visse aminer og aldehyder (fx formaldehyd).

Ved kemisorption adsorberes den søgte gas på en fast adsorbent, samtidig med at der foregår en reaktion mellem gassen og et på adsorbenten appliceret reagens. Adsorbenten er i forvejen imprægneret med reagenset, som skal være specifikt for den søgte gas (fx 2,4-dinitrofenylhydrazin til prøvetagning af formaldehyd). Det dannede derivat skal være stabilt og skal kunne desorberes fra adsorbenten. Det desorbereede derivat analyseres derefter på sædvanlig vis.

Direkte prøvetagningsmetoder

Ved disse metoder opsamles luftprøven direkte i en beholder med et kendt volumen. Teknikken kan med visse undtagelser anvendes til både øjebliks- og langtidsprøvetagning, men begrænser sig til gasser og dampe, som ikke reagerer eller henfalder i luften, som fx ozon eller chlor. Analyser af luftprøverne sker for det meste direkte i gasfasen efter afsluttet prøvetagning. Metoderne begrænses af analysemetodernes følsomhed, idet der ikke under prøvetagningen sker nogen opkoncentrering. Direkte prøvetagningsmetoder benyttes generelt kun i de tilfælde, hvor der ikke er andre anvendelige, tilgængelige prøvetagningsmetoder.

Udformningen af prøvetagningsbeholderen har stor betydning, og man skal især være opmærksom på, at gasser og dampe kan adsorberes på beholderens vægge. Der anvendes flg typer beholdere: gaspipetter, evakuerede metalbeholdere, sprøjter og plastposer.

En *gaspipette* er en glasbeholder på fx 300 ml med en ventil i begge ender. Luften suges igennem gaspipetten ved hjælp af en pumpe. Gaspipetten skal skylles igennem med prøveluft mindst 10 gange, før ventilerne lukkes (først den nærmest pumpen!). Prøvetagningstiden er på omkring et minut, og metoden anvendes kun til momentan prøvetagning.

I handelen findes *evakuerede beholdere*, typisk i rustfrit stål og med et volumen på 100 ml. Nogle af disse beholdere er monteret med et kapillar (dyse) eller med en regulerbar ventil, så de kan fyldes ved konstant volumenstrøm over tidsrum helt op til 8 timer. Dyserne er følsomme over for tilstopning og skal derfor være beskyttet af et partikelfilter.

Gastætte sprøjter på 10 til 50 ml anvendes også til prøvetagning, især af organiske dampe. Sprøjterne kan drives manuelt eller ved hjælp af en batteridreven motor. Prøvetagningstiden kan varieres mellem 15 minutter og 8 timer.

Ved prøvetagning i *poser* fyldes posen med luftprøve ved hjælp af personbåren, batteridreven pumpe med en konstant volumenstrøm. Poserne må være fremstillet af et materiale, som er diffusionsstæt, og som ikke adsorberer de opsamlede luftforureninger. Der benyttes poser fremstillet af aluminiumlaminat og af forskellige plasttyper som polyester, polyvinylidenchlorid, teflon og fluorocarboner med handelsnavne som: Mylar, Saran og Tedlar. De mest anvendte posestørrelser til personbåren prøvetagning er 3, 5 og 10 liter, og alt efter det ønskede prøvetagningstidsrum kan der benyttes volumenstrømme på 10 til 200 ml/min. Poserne er forsynet med ventiler og fittings i rustfrit stål og et teflonseptum til udtagning af prøver til analyse.

Transport og opbevaring af prøver

Under transport og opbevaring af luftforureningsprøver må man sørge for, at der ikke forekommer tab eller forandringer af prøverne, bl.a. på grund af direkte beskadigelser, utætheder, fugtighed, temperaturændringer, lysindvirkning, fordampning, desorption, adsorption og kontaminering.

Luftprøver i gaspipetter, sprøjter og poser bør så vidt muligt analyseres umiddelbart efter prøvetagningen. Poser er svære at forsende. Transport og forsendelse af vaskeflasker og impingere er også besværlig. Det vil her kunne betale sig at omhælde absorptionsvæskerne i transportable flasker. Opbevaring af absorptionsvæskerne i køleskab er ofte en fordel.

Luftprøver i adsorptionsrør og dosimetre er bekvemme at transportere og kan sendes med posten. Rørene og dosimetrene skal være tæt lukkede. Man skal også være opmærksom på evt diffusion gennem plathætterne. Rørene og dosimetrene bør ikke udsættes for direkte sollys og bør ikke opbevares og transporteres ved temperaturer over 30°C. De fleste eksponerede adsorptionsrør og dosimetre kan opbevares i to uger i køleskab uden nævneværdige tab ved desorption.

Adsorptionsrør og dosimetre bør ikke forsendes sammen med andre stoffer eller opløsningsmiddelprøver.

Indikatorrør

Den mest udbredte direkte registrerende målemetode er indikatorrørsmetoden eller prøverørsmetoden. Målesystemet består af et indikatorrør (prøverør) og en pumpe, der kan suge en bestemt mængde luft gennem indikatorrøret. Der benyttes sædvanligvis håndpumper, men der findes også mekaniske, batteridrevne pumper. Prøvetagningstiden ligger på mellem 0,5 og 10 minutter for de fleste indikatorrørs vedkommende. Til måling over længere tid anvendes specielle langtidsindikatorrør sammen med batteridrevne pumper.

Selve indikatorrørene består i princippet af et tilsættet glasrør, der indeholder et kemisk reagens på et fast bærestof. Ved kontakten med den søgte luftforurening ændrer reagentet farve (evt affarves). Sædvanligvis er det længden af den farvede zone, der viser koncentrationen. I en anden rørtype kan den fremkomne farve sammenlignes med en referencefarve. Koncentrationsbestemmelsen ved disse to typer prøverør er baseret på gennemsugning af et bestemt volumen luft (fx 5 pumpeslag). Ved en tredje type indikatorrør suges luft igennem, indtil et vist udslag er opnået. Ud fra luftprøvevoluminet (antal pumpeslag) beregnes derefter koncentrationen.

Der markedsføres over 400 rørtyper til måling af ca 200 gasser og dampe. I de fleste rørtyper benyttes silicagel eller aluminiumoxid som bærestof for reagentet.

De håndpumper, der anvendes sammen med de almindelige indikatorrør til korttidsmålinger, er enten bælg- eller stempelpumper. Pumpeslagsvoluminet er typisk 100 ml.

Anvendelighed. Detaljerede beskrivelser af anvendelsen af indikatorrørsmetoderne, samt hvilke luftforureninger der kan måles, findes i leverandørernes vejledninger. Anvendelsen af indikatorrør er simpel, hurtig og kan udføres af ikke-specialuddannet personale.

For at kunne anvende indikatorrørsmetoden må man på forhånd vide, hvilke luftforureninger der findes, og hvilke man ønsker målt. Derefter må man være opmærksom på eventuelle interfererende gasser/dampe og rørenes specificitet. I nogle leverandørvejledninger opgives evt interferenser, og hvordan de kan interferere (forøge eller formindske resultatet).

Af fejlkilder ved indikatorrørsmålinger kan fx nævnes:

- ◆ Utætheder i pumpen. Pumpetætheden kan afprøves ved at placere et ubrudt rør i pumpens indsugningsåbning.
- ◆ Tilstopning af pumpe.
- ◆ Forkert antal pumpeslag.

- ◆ Anvendelse af rør og pumpe af forskellige fabrikater. Man bør ikke sammensætte rør og pumper af forskellige fabrikater, uden at der er foretaget en kalibrering.
- ◆ Høj lufttemperatur eller -fugtighed.
- ◆ Interfererende gasser eller dampe.
- ◆ Aflæsningsfejl. Der kan ofte opstå ret diffuse farvegrænser.

Nøjagtigheden af indikatorrørsmålinger kan svinge meget fra rørttype til rørttype, men ligger almindeligvis i området $\pm 20\%$ til $\pm 40\%$.

Generelt bør anvendelsen af indikatorrør nok begrænses til orienterende målinger, men nogle langtidsrør, især til måling af uorganiske gasser, kan godt anbefales til egentlige eksponeringsmålinger.

Diffusionsindikatorrør. Inden for de sidste år er der fremkommet dosimeterør, der bygger på diffusionsprincippet. Diffusionsindikatorrør er nemme at bruge, idet der ikke skal anvendes pumpe. Ved brug brækkes den ene rørende af, røret sættes i en holder, der kan fæstnes nær den beskæftigedes åndingszone. Rørene kan eksponeres i op til 8 timer. Efter eksponeringen noteres tidsrum og længden af farvezonen på indikatorrøret. Derudfra kan den gennemsnitlige luftforureningskoncentration beregnes.

Elektriske måleinstrumenter

I et direkte registrerende elektrisk måleinstrument foregår der både prøvetagning og analyse. En af de store fordele er således, at man får måleresultaterne med det samme på arbejdspladsen. I de fleste tilfælde kan der også foretages kontinuerlig registrering, ud fra hvilken man bagefter kan beregne gennemsnitsværdier, mulige årsager til registrerede koncentrationsspidser mv. En ulempe ved mange registrerende instrumenter er, at de ikke er personbårne (men dog bærbare), og at de har en høj anskaffelsespris. Hertil kommer et krav om kalibrering.

I princippet består et direkte registrerende måleinstrument af tre dele: en prøvebehandlingsdel, en analysedel og en signalbehandlingsdel. Ved prøvebehandlingen opsamles luftprøven og transporteres til analysedelen. I prøvebehandlingsdelen kan der også foretages en filtrering af interfererende stoffer o.l. I analysedelen sker der en detektion af luftforureningen ved en fysisk eller fysisk/kemisk proces, som vil resultere i et signal. I signalbehandlingsdelen kan signalet forstærkes, og der foretages evt. beregninger. Ved kontinuerlig registrering kan instrumentet kombineres med en skriver, en integrator eller en datalogger. De opsamlede data kan derefter EDB-behandles.

Ved målinger med ikke-personbårne apparater kan luften fra

den beskæftigedes åndingszone ved hjælp af slanger suges hen til måleapparatet. Det skal sikres, at slangen ikke giver et tryktab, der påvirker instrumentet. Slangens samlede indvendige volumen V bør vælges, så $V/Q < T$, hvor Q er volumenstrømmen, og T en acceptabel tidskonstant. Slangen skal være af et ikke-absorberende materiale og holdes ren indvendig. Ikke-personbårne registrerende apparater bruges i vid udstrækning til stationære målinger og til opsøgning af forureningskilder.

I registrerende instrumenter benyttes flere forskellige fysiske og fysisk/kemiske detektions- og analyseprincipper. De mest anvendte principper er:

Fotometriske metoder

- IR-spektrofotometri
- UV-spektrofotometri
- Kolorimetri
- Kemiluminiscens

Termiske metoder

- Termisk konduktivitet
- Katalytisk forbrænding

Halvlederdetektorer

Ionisationsdetektorer

- Flammeionisation
- Electron capture detektering
- Fotoionisation

Elektrokemiske celler

Piezo-elektrisk baserede detektorer

Akustisk baserede detektorer

I det følgende vil de fleste af ovennævnte detektionsprincipper, deres anvendelighed og apparattyper blive beskrevet.

Fotometriske metoder. I et dispersivt IR-spektrometer kan bølglængden af IR-strålingen ændres vha en monokromator. Målingen kan derved gøres specifik. Detektoren er en fotomultiplikator, som detekterer den ikke-absorberede IR-strålings intensitet i forhold til en referencecelle. Dispersive IR-spektrofotometre benyttes bl.a. til måling af organiske opløsningsmiddeldampe, lattergas, formaldehyd og ved sporgasmålinger.

Da absorptionsbåndene for mange stoffer er få og brede i UV-

området, er UV-spektrometri ikke videre anvendt ved arbejdshygiejniske, registrerende luftmålinger. En undtagelse er dog måling af kviksølvdampe, ozon og styren.

Kolorimetre bygger på fotometrisk måling af en farvereaktion mellem den søgte luftforurening og et passende reagens. Der findes instrumenter, hvor farvereaktionen sker i en absorptionsvæske eller på et filterbånd. Der findes instrumenter til bl.a. kontinuerlig måling af svovldioxid, nitrogendioxid, chlor, phosgen, hydrazin, hydrogensulfid, hydrogencyanid, formaldehyd og isocyanater.

Når visse gasser reagerer med hinanden, udsendes lys af en karakteristisk sammensætning. Dette kaldes kemiluminiscens. Dette princip anvendes især ved måling af ozon og nitrogenoxider. I ozon-analysatoren reagerer ozon med ethylen, og det udsendte lys detekteres i en fotomultiplikator. Ved måling af nitrogendioxid reagerer disse med ozon fra en instrumentindbygget ozongenerator.

Termiske metoder. Princippet i katalytisk forbrænding er, at gassen forbrændes på et platinfilament, som indgår i en Wheatstones bro. Den ved forbrændingen fremkaldte elektriske modstandsstigning i platinfilamentet sammenholdes med modstanden i et referencefilament. De fleste instrumenter til måling af koncentrationen af eksplosive gasser (eksplosionsgrænser) bygger på katalytisk forbrænding. Disse eksplosimetre er uspecifikke, de detekterer alle brændbare gasser og dampe. De moderne eksplosimetre kan dog måle brændbare gasser og dampe i koncentrationer ned under grænseværdien. Instrumenterne er bærbare og batteri- eller hånddrevne.

Halvlederdetektorer. Personbårne gassensorer baseret på halvlederdetektorer anvendes mere og mere. Der markedsføres sensorer til måling af bl.a. hydrogensulfid, carbonmonoxid og eksplosive gasser. I en halvlederdetektor foregår der en binding af en diffunderende gas til et halvlederlag (fx SnO_2), som er opvarmet. Ledningsevnen i halvlederen vil derved ændres. Denne ændring detekteres elektronisk. Selektiviteten af de fleste halvledere er stadig ikke særlig god, men der er en rivende udvikling i gang på dette område. Der arbejdes bl.a. med forskellige halvledermaterialer og temperaturer, samt med sammensætning af halvledere med forskellig selektivitet og mikroprocessorbehandling af signaler fra disse.

Flammeionisations- og electron capture detektorer. Disse detektorer anvendes næsten kun i forbindelse med gaschromatografi, idet instrumenter baseret kun på disse detektorer ville være ret

uspecifikke. Principperne for gaschromatografi, flammeionisations- og electron capture detektorer er beskrevet i analysekapitlet.

Fotoionisationsdetektorer. Små transportable instrumenter baseret på fotoionisationsdetektionsprincippet anvendes meget til bl.a. orienterende målinger. Detektoren består af en UV-lyskilde, der udsender fotoner, som har energi nok til at ionisere mange organiske forbindelser og nogle uorganiske, men ikke oxygen, nitrogen, carbonmonoxid, carbondioxid og vand. Den dannede ionstrøm detekteres med elektroder og en forstærker. Instrumenter baseret på fotoionisation er ikke specifikke, men de er meget følsomme over for fx aromatiske kulbrinter og alifatiske aminer og mindre følsomme over for fx alifatiske kulbrinter.

Elektrokemiske celler. I en elektrokemisk celle diffunderer luftprøven gennem en membran af fx teflon ind i en elektrolyt. Mellem de to elektroder, der befinder sig i elektrolytten, er der en konstant spænding. Når målegassen kommer i kontakt med elektrolytten, vil der foregå en kemisk reaktion (hydrolyse), som giver målbare ionaktiviteter eller en oxidations/reduktionsproces, hvorved der fremkommer en elektrisk strøm, som kan måles. Måleelektroden er oftest af diffusionstype, og elektrolytten kan være fast. Ved at anvende filtre og variere elektrolytsammensætning og spændingsforskel kan de elektrokemiske celler blive forholdsvis specifikke. Der findes instrumenter baseret på elektrokemiske celler til måling af især uorganiske gasser, bl.a. hydrogen-sulfid, nitrogendioxid, carbonmonoxid, svovldioxid, hydrogencyanid og oxygen.

Apparater baseret på elektrokemiske celler har mange fordele som bl.a. lille størrelse, tilstrækkelig følsomhed og selektivitet samt signalbehandling i mikroprocessorer. En ulempe er den forholdsvis korte holdbarhed af cellerne (størrelsesorden 1 år), samt at cellernes følsomhed kan aftage med tiden.

Andre detektionsprincipper. Massespektrometri, oftest sammen med gaschromatografi, anvendes ved stationær måling.

Piezo-elektriske krystaller anvendes også som sensorer. De består af en vibrerende kvartskrystal, som er coated med en selektivt absorberende film. Ved absorption af gas vil masseforøgelsen ændre vibrationsfrekvensen. Frekvensændringen er således et mål for gaskoncentrationen.

En teknik, baseret på trykstigning som følge af opvarmning, anvendes i akustisk baserede gassensorer.

Placering af målesonde

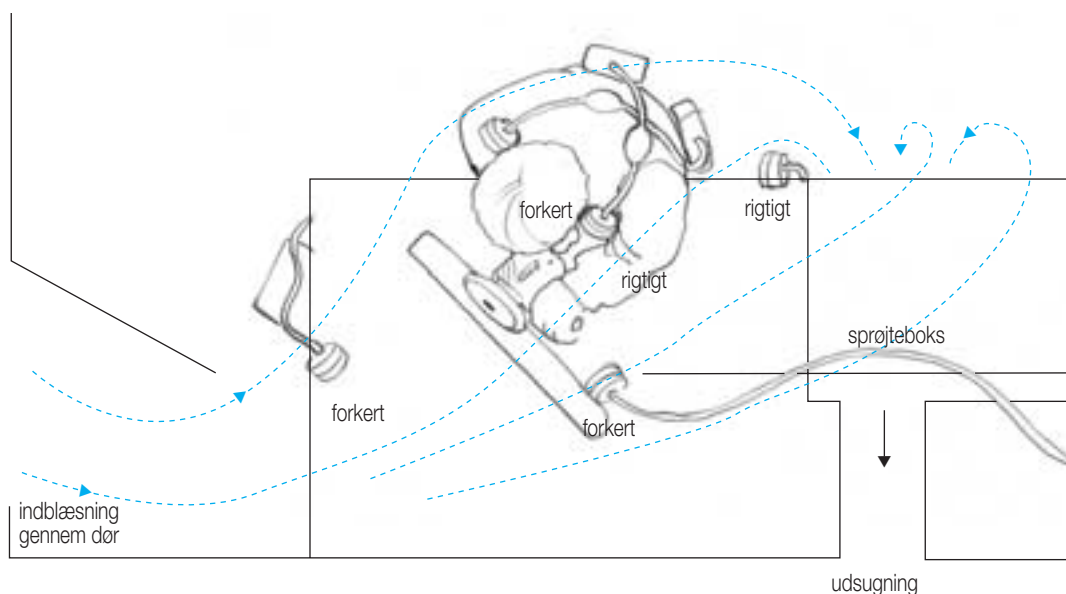
Ved eksponeringsmålinger benyttes fortrinsvis bærbart måleud-

styr. Måleudstyret følger således den beskæftigede i hele prøvetagningstiden, og målesonden kan placeres i eller så tæt som muligt på den beskæftigedes åndingszone. Normalt placeres målesonden på den beskæftigedes højre skulder, men i nogle tilfælde er det mere hensigtsmæssigt at placere målesonden på den venstre skulder pga luftstrømningernes indvirkning på forureningsspredningen (se fig. 3.6).

Ved eksponeringsmåling ved svejsearbejde anbringes målesonden inden under svejsehjelmen.

I de tilfælde, hvor den beskæftigede fx sidder foroverbøjet over en lille forureningskilde, er der risiko for, at "forureningsfanen" kan passere uden om en målesonde anbragt på den beskæftigedes skulder, men alligevel tæt forbi næsen. I sådanne tilfælde bør målesonden placeres stationært lige over forureningskilden.

Figur 3.6. Placering af målesonder.



I tab. 3.6 er vist resultater fra et pilotforsøg med afdampning af n-pentan og o-xylen fra en forureningskilde anbragt på maven af en stillesiddende person. Udtagningen af luftprøver blev foretaget i indåndingszonen, og af tabellen ses, at afdampningen har arbejds hygiejnisk betydning, samtidig med at koncentrationen varierer meget inden for indåndingszonen.

Ved emissionsmålinger eller kildestyrkemålinger, hvor målesonden ofte placeres stationært, skal der ved placeringen tages hensyn til kildestørrelse og -placering samt luftbevægelserne i lokalet. Målesondeplacering nær åbne døre og ved indblæsningsåbninger bør således undgås (se fig. 3.6). Ved stationære målinger placeres målesonden normalt i næsehøjde.

Målposition	n-pentan i ppm	o-xylen i ppm
Venstre skulder	280	120
Højre skulder	55	30
Under hagen	185	90
Ved næsen	55	5

Tabel 3.6. Koncentrationen i indåndingszonen af forurening afdampet fra en overflade anbragt på tøjet.

Kalibrering

Ved en arbejds-hygienisk luftforureningsundersøgelse er kalibreringen af det anvendte prøvetagnings- og måleapparat en meget vigtig, men ofte en lidt overset del.

Vi vil her beskæftige os med to kalibreringsformer, nemlig:

- 1) Volumenstrømskalibrering, som især har betydning ved luftprøvetagningen. Det er meget vigtigt, at det udtagne luftprøvevolumen er nøjagtigt kendt.
- 2) Fremstilling af kalibreringsblandinger. Næsten alle målemetoder er relative, dvs at de signaler (udslag), som måleinstrumenter giver, er relateret til en kendt koncentration af den søgte luftforurening. Til kalibrering af instrumenterne skal der således anvendes gasblandinger i kendte koncentrationer. Fremstilling af sådanne kalibreringsblandinger (standarder) kan være ret kompliceret.

Feltmåleudstyr bør kalibreres før brug hver gang, medmindre erfaringen viser, at det kan gøres mindre hyppigt.

Volumenstrømsmåling. Nøjagtig måling af volumenstrøm og luftprøvevolumen er som nævnt en del af kalibreringen af instrumenter til luftforureningsmåling. Apparatur og teknik til disse målinger kan deles op i to kategorier, nemlig primære og sekundære standarder.

Med primære standarder foretages almindeligvis en direkte måling af volumen på basis af de fysiske dimensioner af et rum. Som eksempel på en primær standard kan nævnes spirometret. Til volumenstrømsmålinger (kalibrering) af bærbare pumper, som anvendes til ekspositions-målinger, benyttes for det meste sæbe-bobleflowmetre som primære standarder.

Sekundære standarder sporer deres kalibrering til primære standarder, samtidig med at de kan vedligeholde deres nøjagtighed. Som sekundære standarder benyttes bl.a. vådgasmålere, tørgasmålere, dyse- og venturimetre og elektroniske masseflowmetre

(baseret på enten tryk- eller temperaturforskelle). Den til arbejds-hygieniske måleinstrumenter mest anvendte type af sekundære standarder er rotametret. Et rotameter består i princippet af et lodret, svagt konisk rør (oftest glas) med en skala. I røret findes en kugle e.l., der frit kan bevæges op og ned. Den søgte opadgående volumenstrøm vil få kuglen til at placere sig et bestemt sted i røret afhængigt af volumenstrømmens størrelse. Sammen med rotametre leveres ofte en kalibreringskurve, og almindelige rotametre har en nøjagtighed på ca. $\pm 5\%$. Rotametre bør ofte renses og kalibreres mod en primær eller mere nøjagtig sekundær standard.

Volumenstrømsmåling (kalibrering) af luftprøvetagningsudstyr skal foretages på det samlede udstyr, bestående af fx pumpe, slanger og opsamlingsenhed.

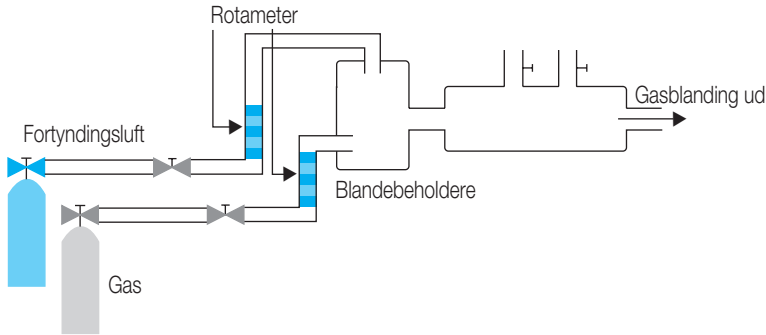
Fremstilling af kalibreringsluftblandinger. Metoderne til fremstilling af gas- eller dampblandinger kan deles i statiske og dynamiske.

Ved den statiske metode blandes en kendt mængde gas/damp med en kendt mængde luft i en lukket beholder. Som beholdere kan fx anvendes poser af samme type, som anvendes til prøvetagning. Et kendt volumen luft tilføres med en pumpe, og en kendt mængde gas/damp/væske indsprøjtes i posen. Anvendelsen af statiske systemer er i praksis begrænset til én forureningskomponent og et lille volumen af luftblandingen. En anden ulempe, man skal være opmærksom på, er adsorption af damp/gas på beholdervægge.

Ved de dynamiske metoder har man ikke disse begrænsninger, idet luft og gas/damp/væske bliver tilsat kontinuerligt i kendte koncentrationer. I princippet består et dynamisk system af en gas/damp-kilde, en luftkilde, volumenstrømsreguleringsudstyr (ventiler, kapillarer, pumpe), volumenstrømsmålere og blandebeholdere. Princippet fremgår af fig. 3.7.

Til dosering af gas/damp benyttes flere metoder. Nogle gasser og dampe kan købes direkte i flasker enten i koncentreret, ren tilstand eller fortyndet, med medfølgende analysecertifikat. Stabiliteten af sådanne standardgasblandinger er begrænset. Ved hjælp af motordrevne sprøjter kan man kvantitativt, langsomt og kontinuerligt sprøjte væsker ind i en kendt luftstrøm. Afhængigt af sprøjternes kapacitet kan systemet fungere i flere timer. Ved at lade en luftstrøm boble igennem en væske, som holdes ved konstant temperatur, vil der dannes mættede dampe over væsken, forudsat luftstrømmen ikke er for høj. Dampene kan derefter fortyndes med kendte mængder luft til den ønskede koncentration.

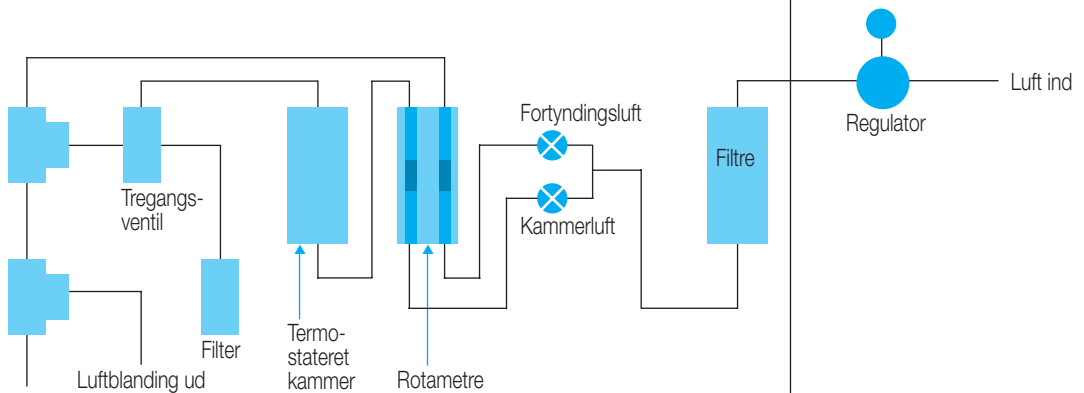
En af de mest anvendte dynamiske metoder er anvendelsen af diffusions- og permeationsrør. Et diffusionsrør er en beholder



Figur 3.7. Princip for et dynamisk system til fremstilling af gasblandinger.

med et åbent kapillarrør. Ved diffusion vedligeholdes ved rørets munding en jævn koncentration af dampene fra væsken i beholderen. Et permeationsrør er et lukket rør af teflon eller en anden polymer med permeabilitet over for gasser og dampe. I røret befinder sig væske eller kondenseret gas. Permeationsrør med forskellige gasser og væsker fås kommercielt. Ved anvendelsen af diffusions- og permeationsrør skal rørene være termostaterede inden for $\pm 1^\circ\text{C}$, og den afgivne mængde gas eller dampe findes ved bestemmelse af rørenes væggtab. Princippet i et genereringssystem med anvendelse af diffusions- eller permeationsrør ses på fig. 3.8.

Figur 3.8. Princip for genereringssystem med anvendelse af diffusions- eller permeationsrør.



Standarder vedrørende krav til måleprocedurer og udstyr
I 1994, 1995 og 1996 er udkommet/udkommer følgende *euro-pæiske normer* (standarder) vedr. funktionskrav til arbejdspladsmålinger af gasser og dampe:

- ◆ EN 482, Workplace atmospheres - General requirements for the performance of procedures for workplace measurements.

- ◆ EN 838, Workplace atmospheres - Diffusive samplers for the detection of gases and vapours - Requirements and test methods.
- ◆ EN 1076, Workplace atmospheres - Pumped sorbent tubes for the determination of gases and vapours - Requirements and test methods.
- ◆ EN 1231, Workplace atmospheres - Short term detector tube measurement systems - Requirements and test methods.
- ◆ EN 1232, Workplace atmospheres - Pumps for personal sampling of chemical agents - Requirements and test methods.
- ◆ EN ? , Workplace atmospheres - Direct reading electrical apparatus used for the detection of potentially hazardous gases and vapours - Part 1: Requirements and test methods.
- ◆ EN ? , Workplace atmospheres - Direct reading electrical apparatus used for the detection of potentially hazardous gases and vapours - Part 2: Performance requirements for apparatus measuring limit values in workplace atmospheres.
- ◆ EN ? , Workplace atmospheres - Direct reading electrical apparatus used for the detection of potentially hazardous gases and vapours - Part 3: Performance requirements for apparatus with unlimited measuring range.
- ◆ EN ? , Workplace atmospheres - Direct reading electrical apparatus used for the detection of potentially hazardous gases and vapours - Part 4: Guide for detection, installation, use and maintenance.

I EN 482 stilles de generelle krav til måleprocedurer og -apparater. Disse generelle krav suppleres i standarderne for de specifikke målemetoder: EN 838 om diffusionsdosimetre, EN 1076 om adsorptionsrør, EN 1231 om indikatorrør, EN 1232 om bærbare pumper og standarderne om de direkte visende elektriske måleinstrumenter. Disse specifikke standarder, som overvejende henvender sig til prøvningslaboratorier og producenter, kompromitter ikke kravene i den generelle standard.

Funktionskravene i EN 482 inkluderer: måleusikkerhed (bias & precision) inden for specificerede måleområder, selektivitet, midlingstider (averaging time) mv. I tab. 3.7 er funktionskravene i EN 482 mht målingernes formål specificeret.

Målingsopgave (formål)	Relativ måleusikkerhed	Minimum specificeret måleområde	Midlingstid
Orienterende eksponeringsmålinger	≤ 50%	0,1 - 5 GV	≤ GV's referenceperiode
Orienterende immissionsmålinger.			
Tidslig variation:	≤ 20%	≤ 10:1 ¹⁾	≤ 5 min.
Geografisk variation:	≤ 40%	≤ 10:1 ¹⁾	≤ 15 min.
Emissionsmålinger	≤ 50%	0,5 - 10 GV	Kildestyrkeafhængigt
Detaljerede eksponeringsopmålinger	≤ 50%	0,1 - 0,5 GV	≤ GV's referenceperiode
	≤ 30%	0,5 - 2 GV	≤ GV's referenceperiode
Overvågningsopmålinger	≤ 50%	0,1 - 0,5 GV	≤ GV's referenceperiode
¹⁾ Her er ikke specificeret et minimum måleområde, men det benyttede instruments dynamiske område (minimum span).			

Tabel 3.7. Funktionskrav i relation til målingernes formål.
(GV = grænseværdi)

Analyse af prøver

Krav til analysemetoder

Indledning

For at kunne bruge analyseresultater er det nødvendigt, at deres kvalitet er dokumenteret. Grundlæggende må man stille tre krav til dokumentationen: dokumentation af analysemetoden (dvs beskrivelse af måleproceduren), dokumentation af analysemetodens ydeevne, samt dokumentation af kvalitetskontrollen, som er udført under selve målingen. Alle tre former for dokumentation er vigtig, og manglende dokumentation kan føre til, at tilliden til et analyseresultat svækkes, og i værste fald at resultatet er ubrugeligt. De samme principper gælder også for metoder til prøvetagning og for direkte visende udstyr.

Dokumentation af metoden

Uden dokumentation af metoden kan der opstå tvivl om, hvordan et måleresultat faktisk er opnået, og i princippet kan en måling ikke gentages, hvis der ikke eksisterer en beskrivelse af måleproceduren. Dokumentationen sikrer også, at metoden er uforandret gennem tiden og ikke afhænger af enkelte personers viden og erfaringer. Herunder er gennemgået de væsentligste elementer i metodebeskrivelsen.

Princip. Beskrivelsen bør indeholde et resumé af metoden, dvs en beskrivelse af metodens vigtigste trin, samt en beskrivelse af selve måleprincippet, som metoden bygger på.

Ydeevne. Dette afsnit indeholder beskrivelse af metodens ydeevne, fundet fx ved et metodeevaluerings- eller metodesammenligningsstudie. Relevante informationer er metodens repeterbarhed og reproducerbarhed, måleusikkerhed, øvre og nedre målegrænser, detektionsgrænse, specificitet, robusthed mv. Se endvidere afsnit om dokumentation af ydeevne.

Risiko- og sikkerhedsforanstaltninger. Eventuelle forholdsregler for at undgå uheld eller sundhedsrisiko skal nævnes, fx hvis metoden omfatter arbejde med radioaktive stoffer, stoffer med smitterisiko, giftige eller ætsende stoffer mv.

Reagenser og materialer. De reagenser og materialer, som er nødvendige for udførelsen af metoden, skal angives, herunder krav til renheden af reagenser, koncentrationerne af de anvendte reagenser, fremstillingen af diverse reagenser fra andre stoffer, reagensernes holdbarhed mv.

Apparatur og udstyr. Udstyr er fx glasvarer, vægt og handsker. Apparaturet er de redskaber, der er nødvendige for udførelsen af metoden.

Prøve og prøvetagning. For prøvetagningen kan eventuelt henvises til andre dokumenter (vejledninger, standarder osv). Krav til opbevaringen af prøven, indtil laboratoriet modtager den, skal angives, herunder typen af opbevaringsbeholder, volumen, temperatur, lufttæthed osv. Prøveoparbejdning og prøveforberedelse skal også beskrives.

Det bør endvidere angives, hvordan eventuelle beregninger udføres, herunder de korrekte enheder og omregningsfaktorer.

Kvalitetskontrol er en vigtig del af en måling (se nedenfor), og derfor bør passende kvalitetskontrolprocedurer anføres.

Dokumentation af ydeevne

Før en metode tages i brug, bør metodens ydeevne dokumenteres, fx størrelsen af den systematiske og tilfældige fejl, måleusikkerhed, metodens øvre og nedre målegrænse, specificitet og robusthed osv.

Metodeevaluering. En systematisk fremgangsmåde for en evaluering af en målemetodes ydeevne er beskrevet i basisbogen "Metodeevaluering og Kvalitetsstyring af Kemiske Måleprocesser". Denne fremgangsmåde kan benyttes, når det er muligt at fremstille eller fremskaffe metodeevalueringsprøver med et såkaldt sandt indhold af den ønskede måleparameter. Fx kan serum- eller urinprøver tilsættes kendte mængder af de ønskede metaller, eller

kulrør kan tilsættes nøjagtigt afvejede mængder af organiske forbindelser.

Det bedste resultat af metodeevalueringen opnås, hvis metode-evalueringsprøver med mindst fem koncentrationsniveauer anskaffes eller fremstilles. For hvert niveau fremstilles mindst to metodeevalueringsprøver uafhængigt af hinanden.

Måleresultaterne for metodeevalueringsprøverne afbildes mod den sande koncentration (se fig. 3.9). Sammenhængen mellem måleresultater og den sande værdi kaldes for metodens metode-evalueringsfunktion (MEF). MEF estimeres ved lineær regression og kan udtrykkes ved ligningen:

$$\text{MEF: } \mu_Y = \alpha + \beta \mu_T$$

hvor α og β er hhv liniens afskæring og hældning.

Metodens systematiske fejl. Liniens afvigelse fra den ideelle metode-evalueringsfunktion (med $\alpha = 0$ og $\beta = 1$) er metodens systematiske fejl. En statistisk test kan afgøre, hvorvidt afvigelsen er statistisk signifikant eller ej. Erkendes en signifikant systematisk fejl, kan de estimerede MEF-parametre (dvs α og β) bruges til korrektion af måleresultaterne.

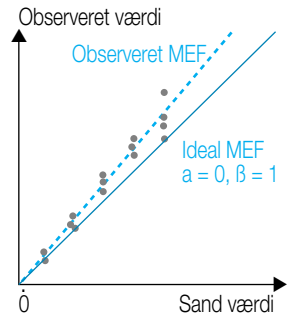
Metodens tilfældige fejl. Den observerede spredning af måleresultaterne omkring MEF er et udtryk for metodens tilfældige fejl. Størrelsen af den tilfældige fejl, σ_Y , kan estimeres fra regressionsanalysen. Af fig. 1 fremgår direkte, at metodens tilfældige fejl er en funktion af koncentrationen. Der skal tages hensyn til dette i regressionsanalysen ved at benytte vægtet lineær regression.

Målegrænser. Ud fra metodens tilfældige fejl kan den nedre målegrænse estimeres, fx som $3\sigma_Y$. En øvre målegrænse kan sommetider besluttes på grundlag af MEF-plottet, fx kan MEF-grafen udvise en tydelig afvigelse fra retliniethed eller en stor tilfældig fejl over et vist koncentrationsniveau.

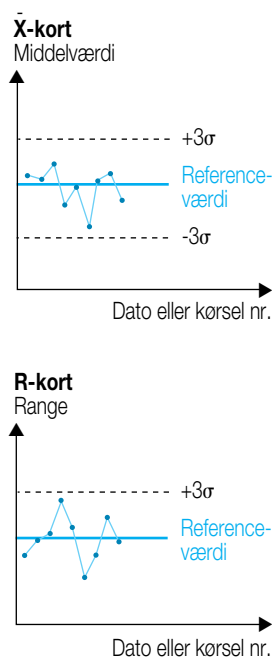
Dokumentation af kvalitetskontrol

Kvalitetskontrol skal sikre, at en metode ikke udvikler systematiske fejl, eller at den tilfældige fejl ændres. Kvalitetskontrol kan foretages ved sammenligning med andre laboratorier ("ekstern kvalitetskontrol") eller foretages af laboratoriet selv ("intern kvalitetskontrol"), herunder måling af certificerede referencematerialer. Den interne kvalitetskontrol er en nødvendig dokumentation for måleresultaternes kvalitet.

Kontrolkort. Ved den interne kvalitetskontrol måles i hver "kørsel" en eller flere kontrolprøver sammen med de ukendte prøver.



Figur 3.9. Måleresultater og den estimerede og ideelle metode-evalueringsfunktion (MEF).



Figur 3.10. Kontrollkort. Øverst $\bar{X}$ -kortet og nederst R-kortet. For R-kortet er den nederste grænse lig med 0.

Kontrolprøverne skal så vidt muligt repræsentere de ukendte prøver mht matrix, den kemiske form af analytten, koncentrationniveau osv. Resultaterne på kontrolprøverne afbildes i kontrolkort. Arten af den parameter, der afbildes, afhænger af typen af kontrolkort. I den internationale standard ISO 8258 er beskrevet det såkaldte $\bar{X}$ -R kontrolkortsystem. Systemet består af to kontrolkort: I det første ($\bar{X}$ -kortet) afbildes middelværdien af kontrolresultaterne for den pågældende kørsel (fig. 3.10). Kortets centerlinje er kontrolprøvernes referenceniveau, dvs den værdi som kontrolresultaterne bør give i gennemsnit. På hver side af centerlinjen findes en kontrolgrænse, der er fastlagt som henholdsvis middelværdien plus 3 standardafvigelser (øvre kontrolgrænse) og middelværdien minus 3 standardafvigelser (nedre kontrolgrænse). Dette sikrer, at langt de fleste kontrolresultater, opnået med en metode uden systematiske fejl, vil falde inden for øvre og nedre kontrolgrænse. Opstår imidlertid en systematisk fejl, vil sandsynligheden for, at kontrolresultater vil falde uden for kontrolgrænserne, øges. Derfor tages et kontrolresultat uden for kontrolgrænserne som udtryk for, at en systematisk effekt har påvirket måleresultaterne, og de kasseres derfor, og prøverne måles om.

I $\bar{X}$ -R kontrolkortsystemets andet kontrolkort (R-kortet) afbildes forskellen mellem største og mindste kontrolresultat (fig. 3.10). Centerlinjen er igen middelværdien, mens øvre og nedre kontrolgrænser afhænger af metodens tilfældige fejl (standardafvigelse) og antallet af kontrolprøver. Falder kontrolresultatet uden for R-kortets kontrolgrænser, tages dette som udtryk for, at metodens tilfældige fejl er ændret, og måleresultaterne kasseres derfor, og prøverne måles om.

Certificerede referencematerialer. Referenceværdien for et certificeret referencemateriale er fastlagt med en høj grad af nøjagtighed. Certificerede referencematerialer er derfor ideelle til at dokumentere systematiske fejl.

Ekstern kvalitetskontrol. Ved ekstern kvalitetskontrol kan man dokumentere sammenlignelighed med andre laboratorier, og evt sporbarhed til certificerede referencematerialer.

Atomabsorptions- og atomemissionsspektrofotometri

Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) og atomemissionsspektrofotometri (AES) er to nært beslægtede analysemetoder, der i hovedsagen bruges til bestemmelse af grundstoffer i opløsninger. Metoderne er nøjagtige, præcise og tilstrækkeligt følsomme.

Princip

Ved AAS omdanner man det søgte stof i prøven til atomer ved

hjælp af varmeenergi, fx fra en gasflamme eller en grafitovn. Lys af en bestemt bølgelængde sendes ind gennem den atomiserede prøve, hvor atomernes absorption af lyset vil følge Lambert-Beers lov:

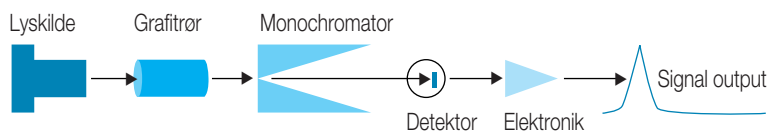
$$A = \text{Log} \left(\frac{I_0}{I} \right) = a \cdot b \cdot c$$

hvor A er absorptionsen, I og I_0 er lysintensiteten hhv før og efter prøven, a er absorptionskoefficienten, b er længden af prøvecellen, og c er koncentrationen af atomer i prøvecellen (i gasfasen). Absorptionen af lys skyldes, at grundstofatomerne exciteres, dvs går fra et lavere energiniveau til et højere. Absorptionen kan derfor kun ske ved specifikke bølgelængder, som er karakteristiske for det givne atom.

Ved AES exciteres grundstofatomerne ved at tilføre energi. De fleste grundstoffer kræver høje excitationstemperaturer, 5-9.000°C, hvilket kan opnås i en plasmaflamme. Når de exciterede atomer vender tilbage til deres oprindelige energiniveau, fx grundtilstanden, frigives den absorberede energi igen. En del af energien frigives som lysenergi med for hvert grundstof specifikke bølgelængder.

Apparatur

Et atomabsorptionsspektrofotometer består af en lyskilde, et atomiseringsudstyr, en monochromator, en fotocelle med forstærker og et registreringsudstyr (fig. 3.11).



Figur 3.11. Princip for atomabsorptionsspektrofotometer.

Et atomemissionsspektrofotometer består af de samme dele med undtagelse af en lyskilde.

Atomiseringen, der skal omdanne prøveopløsningens ioner eller molekyler til frie atomer i gastilstand, er et meget vigtigt moment i en AAS-analyse. Det kan ske med en gasflamme ("flame AAS", forkortet FAAS), en grafitovn ("graphite furnace AAS", forkortet GFAAS) eller med damp teknik via en redox-reaktion ("hydride-generating AAS", forkortet HGAAS, eller "cold-vapor" AAS, forkortet CVAAS).

Induktiv koblet plasma atomemissionsspektrometri (ICP-AES) er en atomemissionsteknik, hvor prøven atomiseres i en argon-plasma med en temperatur på 5.000-9.000°C. Denne temperatur er tilstrækkelig høj til at opnå en god følsomhed for de fleste grundstoffer, idet selv grundstoffer med høje ioniseringspotentia-

Tabel 3.8. Detektionsgrænsen er angivet i µg/L, målt i en ren vandig opløsning.

Grundstof	FAAS	GFAAS	HGAAS	ICP-AES
As	100	0,2	0,04	18
Cd	2	0,003		2
Co	7	0,1		4
Cr	3	0,01		2
Cu	1	0,02		1
Fe	6	0,02		5
Hg	400	2	0,02	
Mn	2	0,01		1
Ni	2	0,2		5
Pb	20	0,05		9
Se	80	0,5	0,04	19
V	40	0,2		24
Zn	1	0,001		2

ler ioniseres i tilstrækkelig grad.

Den store fordel ved GFAAS og HGAAS til atomisering af prøven er, at disse er en faktor 50-500 mere følsomme end FAAS. Prøvemængden er desuden betydeligt større med FAAS, først og fremmest fordi kun en brøkdel af den forstøvede prøve når flammen og bliver atomiseret, og fordi atomerne kun er i flammen i en brøkdel af et sekund. FAAS kræver desuden, at prøven er flydende, mens GFAAS desuden kan benyttes til direkte analyse af faste stoffer og opslæmninger. En fordel ved atomemissionsteknikkerne (heriblandt ICP-AES) frem for absorptionsteknikkerne er, at flere grundstoffer kan bestemmes samtidig.

Praktisk anvendelse af AAS/AES

Grundstofkoncentrationen i såvel luftprøver som i biologisk materiale (blod, serum og urin) kan i de fleste tilfælde bestemmes med AAS eller AES. Metoden er meget specifik. Den har høj præcision, og nøjagtigheden er tilfredsstillende. Detektionsgrænsen for nogle af de i arbejdsmiljøet hyppigst forekommende grundstoffer er givet i tab. 3.8 for de forskellige AAS- og AES-metoder.

Spektroskopiske (fotometriske) analysemetoder

UV/VIS-spektroskopi

Teori. Monochromatisk lys (lys af én bestemt bølgelængde) absorberes ved gennemgang gennem et absorberende medium, fx ved en opløsning af et lysabsorberende stof i en kuvette. For lysabsorptionen gælder Lambert-Beer's lov (side 73), som er en

grænselov, der gælder for fortyndede opløsninger. Loven er grundlag for fotometriske metoder til analytiske koncentrationsbestemmelser. Afvigelser fra denne lov kan være af instrumental art. De kan også være af kemisk art og kan skyldes koncentrationsafhængige kemiske forandringer, såsom vekselvirkninger med indflydelse på dissociations- og polymerisationslignevægte.

UV/VIS-spektre er afhængige af molekylernes elektronstruktur, idet den absorption, som detekteres, modsvarer en excitation af molekylet fra en grundtilstand til en højere energitilstand (exciteret tilstand).

UV/VIS-spektrofotometre og detektionsprincip. Instrumenter til absorbansmålinger - spektrofotometre - måler i følgende bølglængdeområder:

180 nm-350 nm (ultraviolet område, UV) og 350 nm-800 nm (synligt område, VIS).

Et eksempel på et sådant instrument er et diode-array-spektrofotometer. Lys - af alle bølglængder - fra en lyskilde rettes direkte gennem en prøve- og referencecelle (kuvette) og separeres derefter med optisk gitter i synligt og ultraviolet lys. Dette lys spredes over mere end 400 lys-dioder, som detekterer alle bølglængder på samme tid.

Analysemateriale	Analysekomponent
Luftprøver	Akrolein, fosphin, diethanolamin
Luftprøver	Diisocyanater, nitrit
Biologisk materiale (urin)	Kreatinin, trichloreddikesyre, aminolævulinsyre, mandelsyre, phenylglyoxylsyre
Cement	Chrom VI
Biologisk materiale (blod)	Glukeret hæmoglobin

Praktisk anvendelse af UV/VIS-spektroskopi.

Fluorescens

Teori. En elektron kan løftes op i et højere energiniveau (exciteres), hvis molekylet rammes af et lyskvant (lys- resp. strålingsenheder) - svarende til energiforskellen mellem de to energiniveauer. Elektronerne går under udsendelse af lys tilbage til grundtilstanden (emission). Da noget af energien tabes før emissionen, er det emitterede lys af større bølglængde end det absorberede lys ($\lambda_{em} > \lambda_{ex}$). Dette forløb betegnes fluorescens. Inden for visse grænser er fluorescensintensiteten af en kemisk forbindelse proportional med dens koncentration.

Fordele ved fluorescens, sammenlignet med UV/VIS-spektroskopi, er:

- ◆ Teknikken er mere specifik (excitations- og emissionsbølglængder er stofspecifikke). Der er færre fluorescerende end absorberende forbindelser, fordi ikke alle absorberende forbindelser fluorescerer.
- ◆ Teknikken er mere følsom (målinger i ppb-området er mulige), er anvendelig til både faste og flydende prøver og er også anvendelig i forbindelse med uklare opløsninger.

Fluorimetre og detektionsprincip. Fluorescens måles med et fluorimeter, der dækker et bølglængdeområde fra 230 til 800 nm.

Lyset fra lyskilden passerer en excitationsmonochromator - et prisme eller et optisk gitter - inden det når kuvetten, indeholdende den kemiske forbindelse, der ønskes analyseret. Lyset forlader kuvetten i en vinkel på 90° i forhold til det indkomne lys og passerer en emissionsmonochromator (filter eller optisk gitter), inden det når detektoren (fotomultiplikator) og registreres. Denne geometri muliggør, at kun prøvens fluorescens måles, idet baggrunden fra strålskilden er nul.

Praktisk anvendelse af fluorescens.

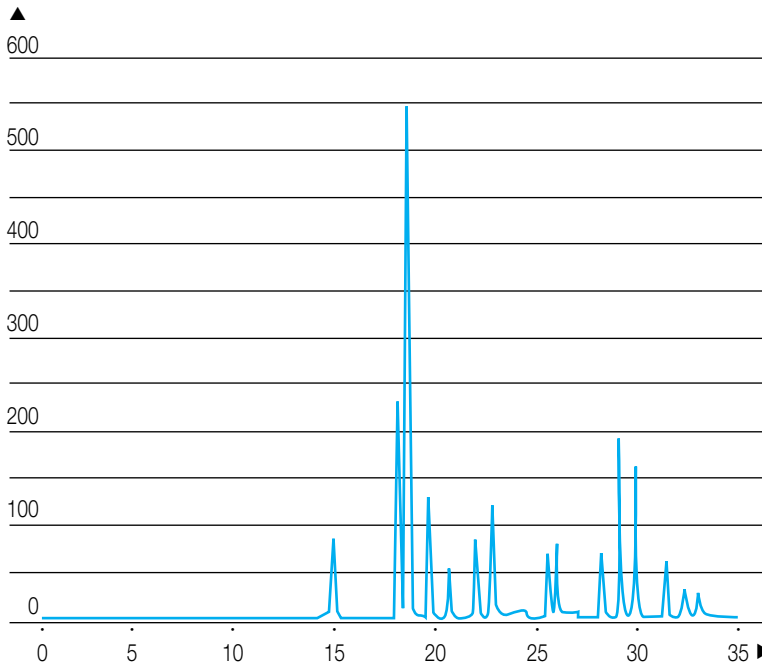
Analysemateriale	Analysekomponent
Luftprøver (partikulære)	Polycykliske aromatiske kulbrinter, aromatiske aminer, metaller, farvestoffer
Luftprøver	Formaldehyd
Biologisk materiale (urin)	Adrenalin, noradrenalin, 1-hydroxypyren, β -naphthylamin og α -naphthol

Chromatografiske analysemetoder

Teori

Chromatografi er en fælles betegnelse for en række metoder, hvormed stoffer kan adskilles, hvis deres fordelingsforhold mellem en mobil fase (gas eller væske) og en stationær fase (væske eller fast stof) er forskelligt. Fordelingsforholdet kan være bestemt ved det enkelte stofs opløselighed i den mobile hhv den stationære fase (fordelingschromatografi), ved stoffets tendens til at adsorberes til den stationære fase (adsorptionschromatografi) og/eller ved stoffets damptryk ved en given temperatur.

En chromatografisk separation kan foretages i en kolonne eller på en åben flade (fx tyndtlagschromatografi). En kolonnechromatografisk separation udføres almindeligvis ved, at prøven indføres i kolonnens ene ende, hvorpå den bringes til at vandre i systemet ved eluering med mobil fase. Prøvens komponenter vil vandre



Figur 3.12. Eksempel på chromatogram, der viser koncentrationen mod retentionstiden.

gennem systemet med forskellig hastighed. De detekteres vha passende detektorer, når de forlader kolonnen. Der fremkommer herved et chromatogram, som er en afbildning af koncentration mod volumen af mobil fase eller mod elueringstid (retentionstid) (fig. 3.12). Ved kvantitativ analyse udnyttes proportionaliteten mellem tophøjde og koncentration, idet der foruden prøver køres chromatogrammer af standarder med kendt koncentration.

De mange forskellige chromatografiske metoder kan i princippet inddeles i to hovedgrupper: væskechromatografi (LC) og gaschromatografi (GC).

Væskechromatografi

De metoder, der hyppigt finder anvendelse i forbindelse med arbejds hygiejniske målinger, er højtryksvæskechromatografi (HPLC) og ionchromatografi (IC).

Prøver, der skal analyseres vha væskechromatografi, skal først bringes i opløst form. Ved opsamling af prøver i impingere vil prøven undertiden kunne indføres direkte i det chromatografiske system, mens der ved opsamling af filtre, adsorptionsrør o.l. først må foretages en ekstraktion med et passende opløsningsmiddel. Mange prøver er imidlertid så komplicerede, at chromatogrammerne kan blive for vanskelige at fortolke. En grovoprensning, fx ved udrystninger i skilletragt, kan derfor være nødvendig. Ofte er det nødvendigt at kombinere forskellige chromatografiske meto-

der for at opnå et tilfredsstillende resultat (fx tyndtlagschromatografi kombineret med højtryksvæskechromatografi).

Højtryksvæskechromatografi. Et HPLC-system er i princippet opbygget som skitseret på fig. 3.13. Den mobile fase pumpes under højt tryk (5-20 MPa = ca 50-200 atm) gennem en pakket kolonne. De enkelte stoffer i prøven vil vandre gennem kolonnen med en hastighed, der afhænger af stoffets chromatografiske egenskaber. Stofferne detekteres, efterhånden som de forlader kolonnen.

Detektion foretages oftest med specialbyggede spektrofotometre (UV-detektorer eller fluorescensdetektorer).

HPLC er en teknik, der i de sidste 20 år har vundet mere og mere indpas i moderne analyselaboratorier. HPLC's styrke i forhold til GC ligger i, at prøven ikke skal overføres til gasfase i forbindelse med analysen. Dette gør HPLC mere universel. På den anden side vil en række stoffer (fx mange organiske opløsningsmidler) ikke umiddelbart kunne detekteres med tilstrækkelig følsomhed med gængse HPLC-detektorer.

Eksempler på HPLC-analyser er isocyanater og polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH).

Ionchromatografi. Det ionchromatografiske system kan i princippet være opbygget som et konventionelt HPLC-system, men er som navnet antyder specielt udviklet med henblik på analyse af ioner. Kolonnematerialet indeholder ioniske funktionelle grupper, der er i stand til at tilbageholde ioniske stoffer. Den mobile fase består fx af en passende buffer, der er i stand til at konkurrere med prøven om pladserne på kolonnematerialet.

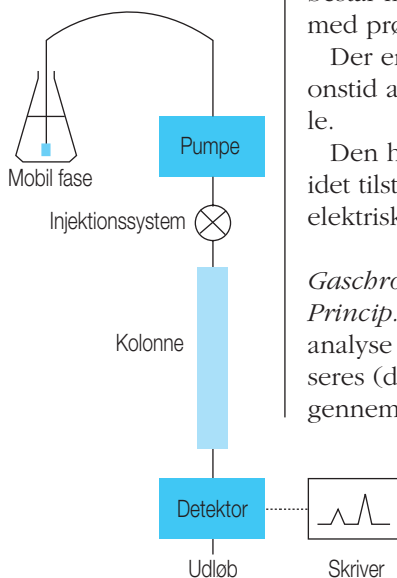
Der er her tale om en dynamisk proces, hvor et stofs retentionsid afhænger af affiniteten til det pågældende kolonnemateriale.

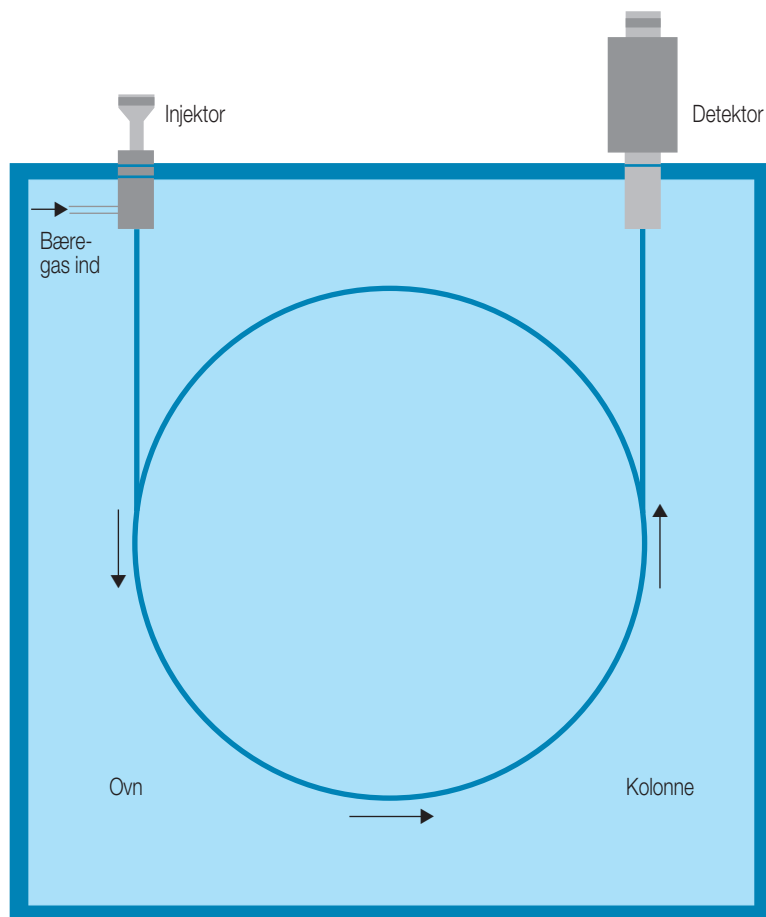
Den hyppigst anvendte detektionsform er ledningsevne måling, idet tilstedeværelse af ioner øger en væskes evne til at lede en elektrisk strøm. Også UV- og elektrokemisk detektion anvendes.

Gaschromatografi

Princip. Gaschromatografi er en af de mest udbredte metoder til analyse af gasser og dampe i luft. En stoffblanding, der skal analyseres (dvs adskilles), indføres i injektoren og føres af en bæregas gennem kolonnen. Forskellige stoffer bevæger sig med forskelli-

Figur 3.13. Princip for en væskechromatograf.





Figur 3.14. Princip for en gaschromatograf.

ge hastigheder gennem kolonnen og registreres, efterhånden som de kommer til detektoren (se fig. 3.14).

Behandling af prøver og injektion. Væskeformige prøver, der ikke indeholder store mængder af ikke-fordampelige stoffer, kan injiceres direkte i gaschromatografen.

Analyse af adsorptionsrør kræver, at de opsamlede forureninger frigøres (desorberes) fra adsorbentet. Der benyttes to principielt forskellige metoder til desorberingen: solventdesorption og termisk desorption.

Den apparatmæssigt mest simple og hidtil mest anvendte metode er solventdesorption. Adsorbentet tages ud af adsorptionsrøret og "sættes i blød" i et solvent (organisk opløsningsmiddel), der er i stand til med en vis effektivitet at desorbere de absorberede luftforureninger. Desorptionseffektiviteten af den enkelte forureningskomponent bestemmes ved at behandle adsorbentet med en opløsning af den rene komponent i desorptionsolventet.

Ved termisk desorption opvarmes adsorptionsrøret i en lille ovn, hvorved de absorberede forureningskomponenter frigøres

og føres direkte ind i gaschromatografen. Ved denne metode sker der således ingen fortynding af prøven. Det betyder, at der opnås en høj følsomhed sammenlignet med solventdesorption. Til gengæld bliver hele prøven brugt på én gang. Den store følsomhed gør termisk desorption velegnet til måling af lave koncentrationer som fx i indeklimaet, men metoden anvendes i stigende grad også til højere koncentrationer som fx på arbejdspladser.

Kolonner. Kolonnen, som er hjertet i gaschromatografen, findes i to hovedtyper: pakkede kolonner og kapillarkolonner.

Pakkede kolonner benyttes mest til rutineanalyser med få komponenter, fx arbejdspladsmålinger af organiske opløsningsmidler i koncentrationer omkring den hygiejniske grænseværdi. Til analyser med mange komponenter i lave koncentrationer (typisk for fx indeklimamålinger) benyttes kapillarkolonner. Kapillarkolonnerne har efterhånden fortrængt de pakkede kolonner på grund af den højere opløsningsevne og det mindre tidsforbrug. Den høje opløsningsevne bevirker, at færre toppe overlapper eller er helt sammenfaldende, hvilket gør analysen mere sikker over for fejlmålinger.

Detektorer. Detektortypen er afgørende for, hvilke oplysninger det er muligt at få om en prøves indhold, fordi de fleste detektorer kun giver signal for bestemte stofgrupper (fx organiske halogenforbindelser eller aromatiske kulbrinter). Der findes en lang række gaschromatografiske detektorer, som kan detektere små mængder stof med stor følsomhed (se tab. 3.9). Den mest udbredte detektor er flammeionisationsdetektoren pga dens store måleområde (både meget og meget lidt stof), store følsomhed og dens respons på de fleste organiske stoffer.

Avancerede detektorer. En sikker identifikation af forureningskomponenterne i en prøve kræver, at der anvendes langt mere komplicerede detektionssystemer. Desuden kræver det oplysninger om kendte stoffers retentionstider og så mange oplysninger om prøven som muligt.

Den mest udbredte af de avancerede detektorer er massespektrometret. Teknikken kaldes GC-MS (gaschromatografi sammenkoblet med massespektrometri). Efterhånden som stofferne kommer ud af gaschromatografen, introduceres de i massespektrometret, hvor de ioniseres og nedbrydes. Nedbrydningsprodukterne detekteres og lagres som massespektra. Et massespektrum er en slags fingeraftryk af et stof. Ved at sammenligne det målte spektrum med spektra af kendte stoffer i et bibliotek (der kan have op til 100.000 spektra) kan stoffet identificeres.

Gaschromatografi sammenkoblet med Fourier Transform Infra-

Detektortype		Stofgrupper	Detekterbarhed (ca)
FID	Flammeionisationsdetektor	Organiske forbindelser	1 pg/sek.
NPD	Nitrogen/fosfordetektor	Organiske nitrogen- og fosforforbindelser	0,3 pg/sek.
ECD	Electron capture detektor	Organiske forbindelser	0,05 pg/sek.
TCD	Varmetrådsdetektor	Uspecifik	10 ng/sek.
FPD	Flammefotometrisk detektor	Organiske svovl- og fosforforbindelser	20 pg/sek.
PID	Fotoionisations detektor	Aromatiske carbonhydrider	1 pg/sek.
MS	Massespektrometer	Organiske forbindelser	1 pg - 1 ng
FTIR	Infrarødspektrometer	Organiske forbindelser	1 - 10 ng

rød spektroskopi (GC-FTIR) er en teknik svarende til GC-MS. Til forskel fra almindelig IR er FTIR hurtigt nok til at kunne følge med selv en kapillar GC. FTIR er i modsætning til MS en ikke-destruktiv teknik, hvorfor stofferne fra FTIR-spektrometret kan ledes videre til fx et massespektrometer.

Immunkemiske metoder

Til måling af mikroorganismer og toksiske produkter i luftprøver er forskellige immunkemiske metoder særlig velegnede, idet disse kan benyttes til identifikation, både species specifikt og til bestemmelse af variationer inden for en specie. De relevante metoder er: ELISA, dotblotting og SDS-PAGE/immunblotting. Princippet i disse metoder vil blive beskrevet.

Ved opsamling af mikroorganismer på et filter fra en luftprøve fås meget små mængder af mikroorganismer. Derfor er det nødvendigt at dyrke mikroorganismerne på et relevant biologisk medie. Der fremstilles ekstrakter (antigener) af mikroorganismerne fra dyrkningsmedierne, til efterfølgende analyse.

Mikroorganismer består af mange forskellige proteiner, kulhydrater og lipider. Disse stoffer kan give anledning til dannelse af et antistof, hvis de sprøjtes ind i et dyr. Ved gentagne indsprøjtninger (immuniseringer) danner dyret større mængder af antistof i sit blod. Ud fra efterfølgende blodtapninger fremstilles serum, hvorfra antistofferne (immunglobulinerne) oprenses. Vha de specifikke antistoffer kan man identificere de mikroorganismer, der måtte være i den pågældende luftprøve. Dette sker vha følgende immunkemiske teknikker.

ELISA og dotblotting

Ved ELISA-metoden anvendes mikrotiter plader (plastplader) til fastgørelse af et ekstrakt af mikroorganismer. Disse plader har en

Tabel 3.9. Stofgrupper
detekterbarhed afhængig af
detektortype.

speciel plastbelægning afhængigt af, hvilke typer komponenter der ønskes bundet.

Et ekstrakt af mikroorganismer tilsættes i en passende fortyndning til brønde i disse plader. Hermed fastgøres proteiner, kulhydrater og lipider til pladerne. Overskydende ekstrakt bortvaskes. Et specifikt antistof med kendt specificitet tilsættes. Ikke-bundet antistof bortvaskes. Mængden af bundet antistof påvises ved tilsætning af et enzymerkendte antistof rettet mod det bundne antistof. Mængden af enzym påvises ved at tilsætte et substrat og et kromogen, hvorved ændringer i substratet medfører en ændring af kromogenet, der derved udvikler en farve. Farveintensiteten er proportional med bundet antistof (fra serum) og måles spektrofotometrisk i en ELISA-reader.

Ved dotblotting anvendes en membran, fx nitrocellulose, til fastgørelse af et ekstrakt af mikroorganismer. Ekstraktet tilsættes direkte på membranen, eller efter at membranen er blevet fastgjort i en kassette. Forskellige membraner kan benyttes afhængigt af, hvilke komponenter (proteiner, kulhydrater og lipider) der skal bindes. De efterfølgende trin, herunder tilsætning af specifikt antistof, enzymerkendte antistof, substrat og kromogen, er som for ELISA-metoden. Farveintensiteten bestemmes visuelt eller i et densitometer.

Denne metode er meget hurtigere end ELISA, men er ikke nær så kvantitativ og giver oftere anledning til uspecifik binding af antistof til komponenter i det pågældende ekstrakt.

SDS-PAGE/immunblotting

Ved polymerisering af acrylamid dannes et netværk, hvor størrelsen af "maskerne" er afhængig af koncentrationen af acrylamiden. Ved elektroforese af ekstrakter fra mikrobielle dyrkninger i polyacrylamidgelen vil proteiner, kulhydrater og lipider separeres efter molekylvægt. Derved opnås en adskillelse af komponenterne i ekstraktet. Ved fiksering og farvning af gelen kan man vurdere kvaliteten af det pågældende ekstrakt. I stedet for fiksering og farvning af gelen kan man elektroforetisk overføre komponenterne fra gelen til en membran. Membranen behandles og fremkaldes på samme måde som ved ELISA og dotblotting. Reaktiviteten måles visuelt.

Ved brug af denne metode kan man få præciseret, hvilke komponenter der er i det pågældende dyrkningsekstrakt og dermed i luftprøven. Denne metode er mere tidskrævende, men giver til gengæld flere oplysninger.

Aerosoler

Egenskaber

Fysiske egenskaber

Faldhastighed

En kugle, der bevæger sig i forhold til den omgivende luft, er udsat for luftmodstand. Denne gnidningskraft F er givet ved Stokes lov:

$$F = 3 \pi \mu D_p v$$

μ er luftens viskositet, D_p partikeldiameteren og v hastigheden. Dette gælder, så længe den omgivende luft kan opfattes som et kontinuum. Hvis partiklerne er mindre end eller af samme størrelsesorden som luftmolekylernes middel fri vejlgængde, mindskes kraften. En formel, der også tager hensyn til dette, er

$$F = 3 \pi \mu D_p v \frac{1}{C(D_p)}$$

$C(D_p)$ er Cunninghams slip korrektion, der afhænger af partiklens diameter. C er altid større end 1 (se tab. 3.10) og udtrykker, at partiklen "slipper igennem" i det tomme rum mellem luftmolekylerne.

Når en partikel bevæger sig langsomt gennem luften, deler luften sig stille og jævnt foran og samles igen bagved. Luftmodstanden er da alene bestemt ud fra gnidningsmodstanden mellem luftlagene indbyrdes og med partiklen.

Ved højere hastighed vil luftens inertie give yderligere modstand, når den skubbes væk af partiklen, og vil forhindre fuldstændig tilbagevenden bag ved partiklen. Hvornår dette strømningsmønster indtræder, er bestemt af forholdet mellem inertie og gnidningskræfterne og beskrives af det dimensionsløse Reynolds tal, Re ,

$$Re = \frac{D_p \rho v}{\mu}$$

Som eksempel beregnes en kugleformet partikels faldhastighed v_s . Når kuglen falder med jævn hastighed, og det gør den nærmest momentant, efter at den er begyndt at falde, opvejes tyngdekraften K netop af gnidningskraften F . Derfor gælder, at:

$$\frac{\pi}{6} \mu D_p^3 \rho g = K = F = 3 \pi \mu D_p v_s \frac{1}{C(D_p)}$$

eller

Diameter D i μm	Slip korrektion C (D)	Faldhastighed V i cm/s	Reynolds tal R _e svarende til V	Relaxationstid sek.	Diffusions- koefficient cm ² /s
0,1	2,8667 + 00	8,6316 - 05	2,0046 - 09	8,7988 - 08	6,7494 - 06
0,2	1,8693 + 00	2,2514 - 04	1,6037 - 08	2,2950 - 07	2,2006 - 06
0,3	1,5611 + 00	4,2306 - 04	5,4123 - 08	4,3125 - 07	1,2252 - 06
0,4	1,4149 + 00	6,8166 - 04	1,2829 - 07	6,9486 - 07	8,3283 - 07
0,5	1,3299 + 00	1,0011 - 03	2,5057 - 07	1,0205 - 06	6,2623 - 07
0,6	1,2742 + 00	1,3812 - 03	4,3299 - 07	1,4079 - 06	4,9999 - 07
0,7	1,2347 + 00	1,8217 - 03	6,8758 - 07	1,8570 - 06	4,1530 - 07
0,8	1,2053 + 00	2,3227 - 03	1,0264 - 06	2,3677 - 06	3,5472 - 07
0,9	1,1824 + 00	2,8839 - 03	1,4613 - 06	2,9398 - 06	3,0933 - 07
1	1,1642 + 00	3,5054 - 03	2,0046 - 06	3,5733 - 06	2,7410 - 07
2	1,0821 + 00	1,3033 - 02	1,6037 - 05	1,3285 - 05	1,2739 - 07
3	1,0547 + 00	2,8582 - 02	5,4124 - 05	2,9136 - 05	8,2777 - 08
4	1,0410 + 00	5,0154 - 02	1,2829 - 04	5,1125 - 05	6,1277 - 08
5	1,0328 + 00	7,7748 - 02	2,5057 - 04	7,9254 - 05	4,8635 - 08
6	1,0274 + 00	1,1136 - 01	4,3399 - 04	1,1352 - 04	4,0315 - 08
7	1,0235 + 00	1,5100 - 01	6,8758 - 04	1,5393 - 04	3,4424 - 08
8	1,0205 + 00	1,9666 - 01	1,0264 - 03	2,0047 - 04	3,0035 - 08
9	1,0182 + 00	2,4834 - 01	1,4613 - 03	2,5315 - 04	2,6638 - 08
10	1,0164 + 00	3,0605 - 01	2,0046 - 03	3,1198 - 04	2,3931 - 08
20	1,0082 + 00	1,2117 + 00	1,6002 - 02	1,2378 - 03	1,1869 - 08
30	1,0055 + 00	2,7051 + 00	5,3734 - 02	2,7775 - 03	7,8911 - 09
40	1,0041 + 00	4,7561 + 00	1,2614 - 01	4,9311 - 03	5,9103 - 09
50	1,0033 + 00	7,3106 + 00	2,4255 - 01	7,6986 - 03	4,7244 - 09
60	1,0027 + 00	1,0291 + 01	4,0994 - 01	1,1080 - 02	3,9348 - 09
70	1,0023 + 00	1,3604 + 01	6,3250 - 01	1,5075 - 02	3,3714 - 09
80	1,0021 + 00	1,7162 + 01	9,1217 - 01	1,9684 - 02	2,9491 - 09
90	1,0018 + 00	2,0908 + 01	1,2505 + 00	2,4907 - 02	2,6208 - 09
100	1,0016 + 00	2,4844 + 01	1,6512 + 00	3,0744 - 02	2,3583 - 09
150		4,72 + 01	4,71 + 00	4,69 - 02	
200		7,08 + 01	9,42 + 00	7,14 - 02	
300		1,17 + 02	2,34 + 01	1,17 - 01	
500		2,02 + 02	6,75 + 01	2,14 - 01	
1000		3,86 + 02	2,57 + 02	3,93 - 01	
2000		6,94 + 02	9,24 + 02		

Tabel 3.10. Størrelser, der bestemmer en partikels aerodynamiske egenskaber som funktion af den aerodynamiske diameter. For diffusionskoefficienten er det den geometriske diameter af en kugle.

$$v_s = \frac{\rho_g D_p^2 C(D_p)}{18\mu}$$

Værdier for v_s er givet i tab. 3.10. Når v_s bliver stor, således at $Re > 0,1$ (se tab. 3.10), gælder ovenstående formel for v_s ikke eksakt. I tab. 3.10. er v_s beregnet ud fra en anden formel.

Det næste bliver at beskrive en partikel med uregelmæssig form. Der indføres den volumenækvivalente diameter D_e . D_e er altså diameteren af en kugle med samme volumen som partiklen. Hvis man beregner faldhastigheden ved at indsætte D_e i formelen for v_s , fås som regel et resultat, der afviger fra den sande faldhastighed v_s . Der skal derfor indføres en korrektionsfaktor κ kaldet formfaktoren. Man får følgende formel:

$$v_s = \frac{\rho_g D_e^2 C(D_e)}{18\mu \kappa}$$

Eksempelvis er $\kappa = 1,36$ for kvarts og $2,04$ for talkum.

Aerodynamisk diameter

Afhængigheden af såvel vægtfylde som form kan samles under ét begreb, den såkaldte aerodynamiske diameter D_{ae} . Den er defineret på følgende måde: En given partikel har en faldhastighed v_s . Denne partikels aerodynamiske diameter er diameteren af en kugle med vægtfylde $\rho_0 = 1 \text{ g/cm}^3$ og med samme faldhastighed.

Partikler med forskellig vægtfylde og form, men med samme D_{ae} , vil opføre sig helt ens, når de bevæger sig i luft. Partiklens diffusionshastighed er dog bestemt af den geometriske diameter. I området 1 til 100 μm er med god tilnærmelse

$$v_s = 0.0031 D_{ae}^2 \text{ [cm/s]}$$

hvor D_{ae} skal måles i μm .

Sammenhængen mellem D_{ae}^x og D_{ae}^y for to kugleformige partikler med samme diameter, men med vægtfylde ρ_x og ρ_y , er givet ved

$$D_{ae}^x = \sqrt{\frac{\rho_x}{\rho_y}} D_{ae}^y$$

For fibre er faldhastigheden kun lidt afhængig af fiberlængden. For asbest og mineraluld kan man som grov tilnærmelse for faldhastigheden sætte

$$v_{\text{fiber}} = 0.03 D_f^2 \text{ [cm/s]}$$

hvor D_f er fiberens geometriske diameter i μm . En mere nøjagtig formel er

$$v_{\text{fiber}} = 0.0050 \frac{\rho}{\rho_0} D_f^{1.73} I_f^{0.27} \quad [\text{cm/s}]$$

hvor L_f er fiberlængden i μm og ρ vægtyfylden.

Stoppedistance

En partikel, der med hastighed v_0 "skydes ind" i stillestående luft, vil bremse op. Hastigheden v aftager med tiden t efter følgende formel:

$$v = v_0 \exp(-t/\tau)$$

τ benævnes relaxationstiden. Fra tab. 3.10. ses, at den normalt er særdeles kort. Der gælder, at

$$\tau = \frac{D_{ac} C (D_{ac})}{18 \mu}$$

Den vejlængde, partiklen har tilbagelagt i luften, inden den er stoppet helt op, kaldes stoppedistance, S . Der gælder

$$S = \tau v_0$$

Små støvpartikler vil, selvom de overføres til luften med ekstremt høje hastigheder, kun kunne nå at bevæge sig en kort afstand, inden de er bremsede helt op i forhold til den omgivende luft. En partikel med $D_{ac} = 10 \mu\text{m}$ har en relaxationstid på $3,1198 \cdot 10^{-4}$ sek. (tab. 3.10). Ved en starthastighed på 35 m/s (130 km/t) fås en stoppedistance på 1,1 cm. Små partikler vil derfor kun kunne bevæge sig fra kilden og til personens åndingszone ved strømminger i luften. Disse partikler kaldes luftbårne.

Store partikler (over $50 \mu\text{m}$), der frigøres med stor hastighed, kan imidlertid nå langt (over 100 cm). De skal derfor opfanges, ved at man sørger for, at de rammer en forhindring eller bevæger sig mod afsugningsåbningen.

Til karakterisering af et impaktortrins effektivitet bruges parameteren Stk (Stokes tal), der er defineret som:

$$Stk = \frac{\text{stoppedistance}}{\text{halve tværsnit af impaktordyse}} = \frac{w^2 D_{ac} C (D_{ac})}{9 \mu \phi}$$

hvor w er lufthastigheden i dysen og ϕ dysens diameter.

Et impaktortrins effektivitet afbildes i litteraturen ofte som funktion af den dimensionsløse partikelstørrelse $\sqrt{Stk}$.

Diffusion

De Brownske bevægelser vil bevirke, at en partikel diffunderer. Ficks love for diffusion gælder således også partikler, fx

$$J = D \frac{dN}{dx}$$

hvor J er partikelfluxen, og $\frac{dN}{dx}$ er koncentrationsgradienten.

For kugleformige partikler med diameter D_p er:

$$D = \frac{k T C (D_p)}{3 \pi \mu D_p}$$

hvor k er Boltzmanns konstant og T den absolutte temperatur.

D er givet i tab. 3.10. Bemærk, at det er D_p og ikke D_{ac} , der indgår. Hvis alle partikler er i punktet P til tiden $t = 0$, vil afstanden til P til tiden t være givet med en Gauss fordeling med standardafvigelse SD :

$$SD = \sqrt{\frac{4Dt}{\pi}}$$

32% af partikler med $D_p = 0,1 \mu m$, der trænger ind i midten af en lungeblære, vil efter 6,5 s have fjernet sig $75 \mu m$ ($= SD$) bort fra midten. Dette svarer til lungeblærens radius. Sedimentationen vil kun have bevæget dem $5,7 \mu m$.

Elektriske egenskaber

Aerosoler vil ofte være bærere af elektriske ladninger. Da den elektriske kraft på en mindre ladet partikel i et elektrisk felt normalt vil overstige tyngdekraften, er partiklers elektriske ladninger en væsentlig parameter i aerosolfysisk sammenhæng. De enkelte partikler kan modtage ladninger under den proces, der gør dem luftbårne, eller de kan opsamle eller afgive ladning ved kollision med ioner i luften. Disse kollisioner vil normalt skyldes termiske bevægelser, men ved tilstedeværelsen af et elektrisk felt vil man for partikler større end ca $0,5 \mu m$ opnå en væsentlig forøgelse af opladningen pga partiklens deformation af det elektriske felt.

En aerosol, som ikke har været påvirket med henblik på opladning eller afladning, vil udadtil være neutral eller i ligevægt. Alligevel vil der hele tiden være både positivt og negativt ladede partikler i aerosolen. Andelen af partikler f_n med en given diameter D_p , som har n elementarladninger, er givet ved Boltzmanns ligevægtsladningsfordeling og er med tilnærmelse:

$$f_n \approx \frac{0.135}{\sqrt{D_p}} \exp \left(-\frac{0.058 n^2}{D_p} \right)$$

[ved 20°C og hvor D_p måles i μm]

hvor e er elementarladningen ($1,602 \cdot 10^{-19}$ C), k er Boltzmanns konstant ($1,381 \cdot 10^{-23}$ J/K) og T den absolutte temperatur. I en neutral aerosol vil 42,6 % af partiklerne med diameteren 0,1 μm være uden ladning, mens kun 6,0% af partiklerne med diameteren 5 μm vil være uden ladning. Derfor vil der ved tilstedeværelsen af et elektrisk felt, som fx en tv-skærm, ske en øget deponeering af partikler på både skærmen og genstande i umiddelbar nærhed.

Hvis partikler med høj elektrisk resistivitet gnides indbyrdes eller mod en overflade af samme materiale, opstår en symmetrisk ladningsfordeling. Opladningen bliver større, jo kraftigere gnidningen er mellem stofferne. Baseret på erfaringer ser man ofte opstillet såkaldte triboelektriske serier, som angiver, hvilket for-tegn et stof i rækken får, når det bliver gnedet mod et andet.

En ladet partikel vil i et elektrisk felt være påvirket af en elektrisk kraft og derfor bevæge sig med en terminalhastighed v_e givet ved:

$$v_e = \frac{n e E C (D_e)}{3 \pi \mu \kappa D_e}$$

$$\approx 9,3 \cdot 10^{-6} \frac{n E [\text{V/cm}] C (D_e)}{D_e [\mu\text{m}]} [\text{cm/s}] \text{ [i luft ved } 20^\circ\text{C og } \kappa = 1]$$

hvor V er den elektriske feltstyrke. Selv neutrale partikler kan bevæges af elektriske felter. Dette forudsætter, at der er en gradient, og at partiklerne kan polariseres. Partiklerne vil da altid bevæge sig mod områder med størst feltstyrke uafhængigt af feltets retning.

Opladning af aerosoler benyttes fx, når man ønsker at fjerne partikler fra luften, mens afladning kan benyttes, når man vil forhindre, at partikler udfældes på en overflade. Ladninger på partikler udnyttes desuden i måleinstrumenter. Ønskes en aerosol afladet, bombarderes den med en blanding af lige mange positive og negative ioner. Disse ioner dannes normalt vha en radioaktiv kilde eller ved coronaudladning. Ved opladning bombarderes aerosolen med ioner med samme fortegn, som normalt er dannet ved coronaudladning.

Optiske egenskaber

En aerosol vil påvirke lysbølger ved at sprede og absorbere lyset.

Denne påvirkning kaldes ekstinktion og er defineret ved forholdet mellem den lysmængde, der spredtes og absorberes, og den lysmængde, som falder ind på aerosolen. Ekstinktionen afhænger bl.a. af partikelstørrelse, koncentration, lysbølgelængde samt andre parametre. At ekstinktionen er større for korte lysbølgelængder, resulterer bl.a. i himlens blå farve, fordi partikler i atmosfæren vil give en relativt stor diffus spredning af sollysets korte blå lysbølgelængder. Ekstinktionen er desuden størst for partikler med en diameter omkring lysbølgelængden, hvilket betyder, at en aerosol bestående af sådanne partikler ser tættere ud end en aerosol bestående af større partikler, selvom massekoncentrationen er den samme. En aerosols lysektinktion benyttes i forskellige måleinstrumenter til at kvantificere partikelkoncentrationen i luften (se side 112).

Lysspredningen fra den enkelte partikel skyldes refleksion, brydning og diffraktion. Den mængde lys, en partikel spreder, afhænger stærkt af dens størrelse, hvilket benyttes i flere instrumenter til måling af partikelstørrelse (se fig. 3.35).

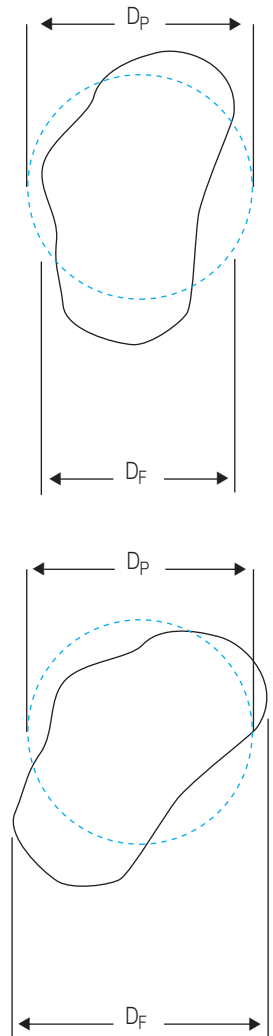
En person kan med det blotte, normale øje se enkelte partikler med diametre ned til ca 50 μm . Mindre partikler er kun synlige, hvis stærkt lys reflekteres fra dem, partikler under ca 10 μm ses som "tåge". For en given koncentration i mg/m^3 er synsindtrykket stærkt afhængigt af partikelstørrelsen. Forsøg har vist, at det er fuldstændig umuligt at graduere, endsige kvantificere partikelkoncentrationer ud fra et synsindtryk. Svejserøgspartikler med en middeldiameter omkring 0,6 μm i en koncentration på 1 mg/m^3 vil se 10 gange mere intense ud end træstøv med en middeldiameter omkring 6 μm , men med samme massekoncentration. Se også fig. 3.32.

Partikelstørrelse

Størrelsesmål

En kugleformet partikels størrelse, overflade og volumen er givet entydigt ud fra diameteren. Rette cylindre kræver to størrelsesangivelser: diameter og længde. Partikler med tilfældige former kan kun karakteriseres med nogle statistiske mål. Eksempler på diametermål er: Den projicerede arealdiameter D_A , som er diameteren af en cirkel med samme areal som partiklens silhuet (fx som den ses i et mikroskop). Længden af projektionen af partikler på en fælles referencelinie kaldes Feret's diameter D_F , se fig. 3.15.

Bestemmes diameteren med impaktor, fås den aerodynamiske ækvivalentdiameter. Benyttes en optisk partikeltæller, fås en optisk ækvivalentdiameter, der dog skal præciseres yderligere: Hvis partikeltælleren er kalibreret med latexkugler med kendt diameter, fås en latexækvivalent diameter. Denne kan være over en faktor 2 forskellig fra den volumenækvivalente diameter.



Figur 3.15. En partikels projicerede arealdiameter D_p (diameter af cirkel med samme areal) og Feret's diameter D_F (projektion på en linie med fast orientering), her vandret.

Størrelsesfordelinger

Luftbåret støv, hvor alle partikler har samme størrelse, kaldes monodispers. Normalt optræder mange forskellige størrelser (polydispers). Den mest betydningsfulde fysiske karakteristik af en polydispers aerosol er dens størrelsesfordeling.

Størrelsesfordelingen kan angives som et histogram. Eksempel: Ved udmåling i et mikroskop klassificeres partiklerne i givne diameterintervaller i . Resultatet er vist i tab. 3.11. Tegnes et histogram med antallet af partikler n_i i hver klasse som søjlehøjde, fås imidlertid ikke en sand angivelse af den relative forekomst i hver størrelsesklasse. Dette skyldes, at fx 10 μm partiklerne blev talt i en 4 μm bred klasse og 0,5 μm partiklerne kun i en 1 μm bred klasse. Derfor skal n_i divideres med klassebredden Δi ($\Delta i = D_i - D_{i-1}$) se tab. 3.11. Præsenteres histogrammet med x-aksen i logaritmisk skala, skal n_i divideres med $\Delta i = \log D_i - \log D_{i-1}$. Det er væsentligt at lægge mærke til i tab. 3.11, at det er de små partikler, der dominerer i antal, mens det er de store (i samme støvsky), der dominerer voluminet og dermed massen.

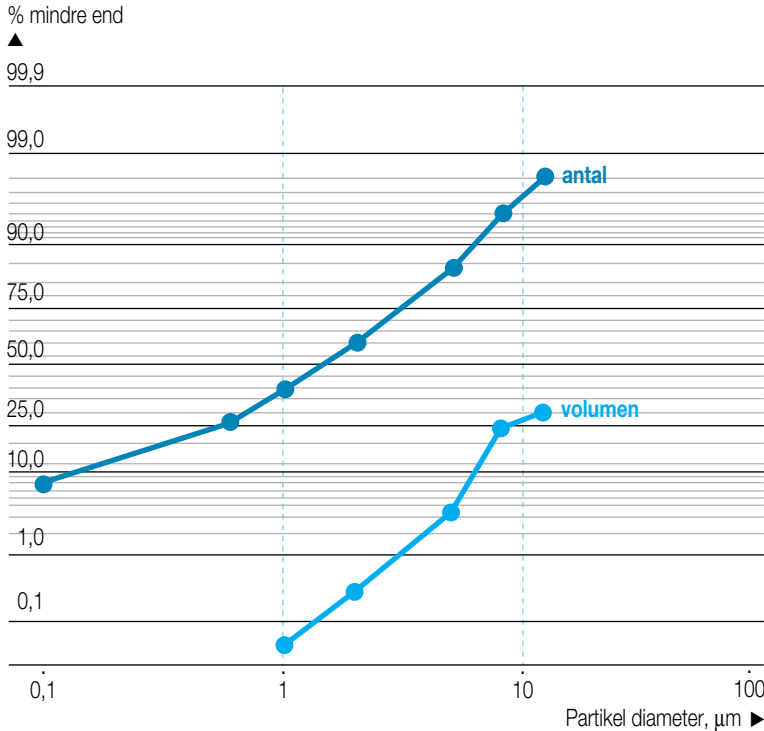
Bemærk, at man tvinges til at fastsætte en øvre grænse for D , og at man har problemer med den nedre grænse, hvis diameteraksen er logaritmisk. Disse problemer undgås ved at angive den kumulative fordeling. Den kumulative fordeling fås ved at beregne det samlede antal partikler mindre end eller lig med diameterne D_i i % af det totale antal. Benyttes logaritmisk sandsynligheds-papir, er ordinaten den såkaldte probitskala, se fig. 3.16.

Som mål for størrelsesfordelingen kan angives aritmetisk middelværdi og standardafvigelse. Da de fleste fordelinger er meget højre-skæve, er det bedre at angive geometrisk middelværdi og geometrisk standardafvigelse. Størrelsesfordelingen kan ofte beskrives med log-normalfordelingen. Hvis diameterfordelingen er logaritmisk normalfordelt, bliver den kumulative fordeling,

Tabel 3.11. Eksempel på grupperet størrelsesfordeling. N er antal partikler i diameterintervallet. $N \cdot x_i^3$ er den volumenvægtede fordeling.

Diameter-interval μm	Δ	N	Kumu-lativ %	$\frac{N}{\Delta}$	$\frac{N}{\ln D_i - \ln D_{i-1}}$	$X_i = \sqrt{(D_i D_{i+1})}$	$N \cdot X_i^3$	$\frac{N \cdot X_i^3}{\ln D_i - \ln D_{i+1}}$
0-0,1	0,1	11	6,8	110,0	-	-	-	-
0,1-0,6	0,5	23	21,1	46,0	12,8	0,245	0,3	0,2
0,6-1,0	0,4	21	34,2	52,5	41,2	0,77	9,6	18,8
1,0-2,0	1,0	35	55,9	35,0	50,7	1,41	98,1	142,2
2,0-5,0	3,0	46	84,5	15,3	50,0	3,16	1451,5	1577,7
5,0-8,0	3,0	17	95,0	5,7	36,2	6,32	4291,4	9130,7
8,0-12,0	4,0	5	98,1	1,3	12,2	9,8	4706,0	11.478,0
over 12,0	8,0(*)	3	100,0	0,4	5,9	15,5	11.171,6	21.905,1

(*) Det er nødvendigt at sætte en øvre grænse. Der er valgt 20 μm .



Figur 3.16. Kumulativ diameterfordeling (se tab. 3.11)

afbildet på logaritmisk sandsynlighedspapir, en ret linie.

Sandsynlighedstæthedsfunktionen $f(D)$ for log-normalfordelingen er givet ved

$$f(D) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\beta D} \exp\left(-\frac{(\ln D - \mu)^2}{2\beta^2}\right)$$

Der gælder:

geometrisk middelværdi $GMD = \exp(\mu)$

geometrisk standardafvigelse $GSD = \exp(\beta)$

Eksempel:

En antalsfordeling bestemt med optisk partikeltæller kan omregnes til vægtede fordelinger. Ved at multiplicere n_i med kvadratet på klassemidtpunktet X_i fås (efter normering) den overfladevægtede fordeling. Multipliceres med X_i^3 , fås (efter normering) den volumen- (masse-) vægtede fordeling. Der benyttes ofte $X_i = \sqrt{(D_i + D_{i-1})}$. Hvis antalsfordelingen er logaritmisk normalfordelt med parametrene μ og β , vil overfladen og volumenfordelingen med hensyn til diameteren også være logaritmisk normalfordelt. Den geometriske standardafvigelse vil for alle fordelinger være $GSD = \exp(\beta)$.

For den geometriske middelværdi gælder:

Geometrisk middelværdi for antalsvægtet diameterfordeling = $\exp(\mu)$.

Geometrisk middelværdi for arealvægtet diameterfordeling = $\exp(\mu + 2\beta^2)$.

Geometrisk middelværdi for volumenvægtet diameterfordeling = $\exp(\mu + 3\beta^2)$.

Støvningsegenskaber

Når pulverformige materialer håndteres, opstår støv. Tilbøjeligheden til at afgive støv under ens ydre påvirkning er afhængig af partikelstørrelsesfordelingen, formen, fugtindholdet og selve materialets egenskaber. Støvningstilbøjeligheden kan måles under standardiserede betingelser i fx en roterende tromle, ved fluidisering eller ved et enkelt frit fald. Disse støvningstests anvendes bl.a. i gummi-, kunstgødnings- og farmaceutisk industri.

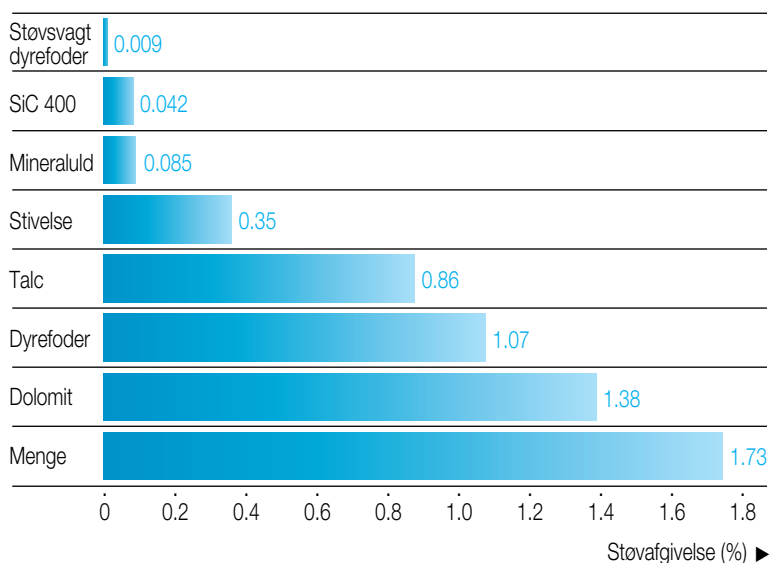
Eksempel:

50 g pulver placeres i en tromle. Den sættes i rotation (50 omdr./min). Der suges 50 l luft pr minut gennem tromlen i i alt 3 minutter. Luften filtreres. Vægten på filteret er 0,3 gram. Pulverets støvningsindeks er så

$$\frac{100 \cdot 0,3}{50} = 0,6\%$$

Resultater for forskellige pulvere er vist i fig. 3.17. Bemærk, at der

Figur 3.17. Støvafgivelse fra udvalgte pulvere, målt med roterende tromle.



kan være en forskel på over 1.000 mellem det mest og det mindst støvende pulver. Støvningsindekset for pulver kan sammenlignes med ligevægtsdampkoncentrationen for væsker. Mens ligevægtsdampkoncentrationen for givet temperatur og tryk oftest kan beregnes teoretisk, kan støvafgivelsen kun bestemmes eksperimentelt. Støvningsindekset bør inddrages ved en arbejds hygiejnisk vurdering på linie med malevarers kodenumre og svejselektroders klassificering.

Effekter

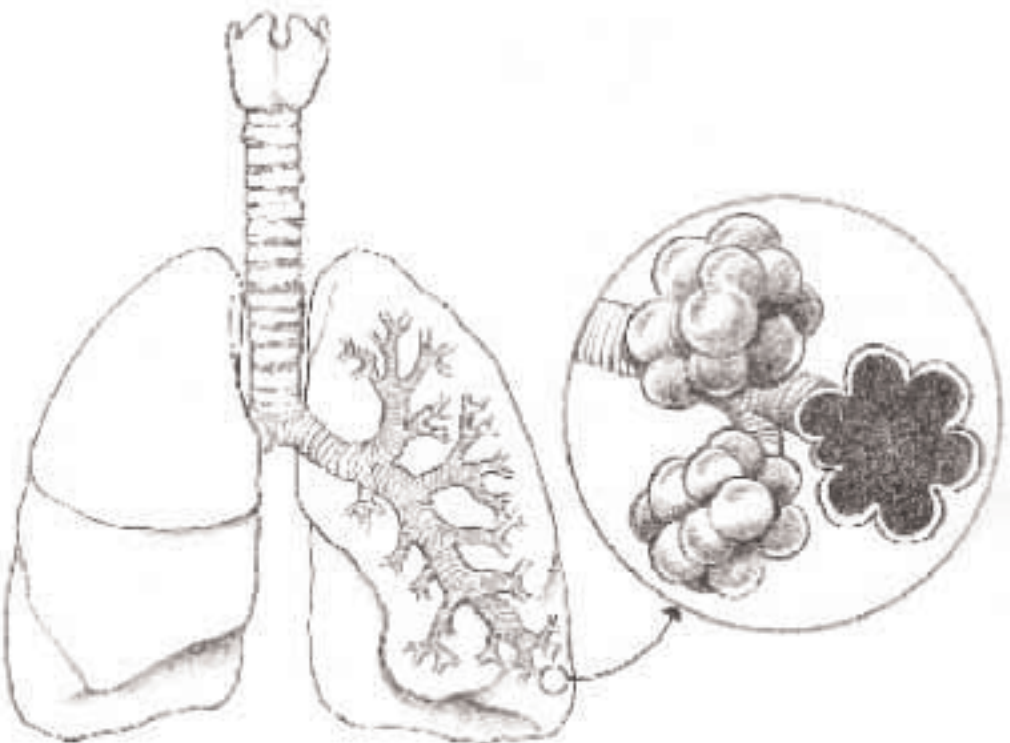
Luftvejene

Opbygning

Luftvejenes opbygning er vist på fig. 3.18. Ifølge Weibels model består lungerne af bronkier, der for hver ny generation forgrener sig i 2. Der er i alt 24 generationer, se tab. 3.12.

Luftør og bronkier er til og med de terminale bronkioler forsynet med cilier (fimrehår). Tilførsel af O_2 fra luft til blod og afgivelse af CO_2 fra blod til luft sker i de respiratoriske bronkioler og

Figur 3.18. Rørsystemet i lungerne (transportafsnittet). Forstørrelse af tre alveolsække med tilførende bronkioler (terminal og respiratorisk). (Respiratoriske afsnit).



alveolerne, som ikke har cilier. I det følgende betegnes respiratoriske bronkioler og alveoler under ét som alveoler.

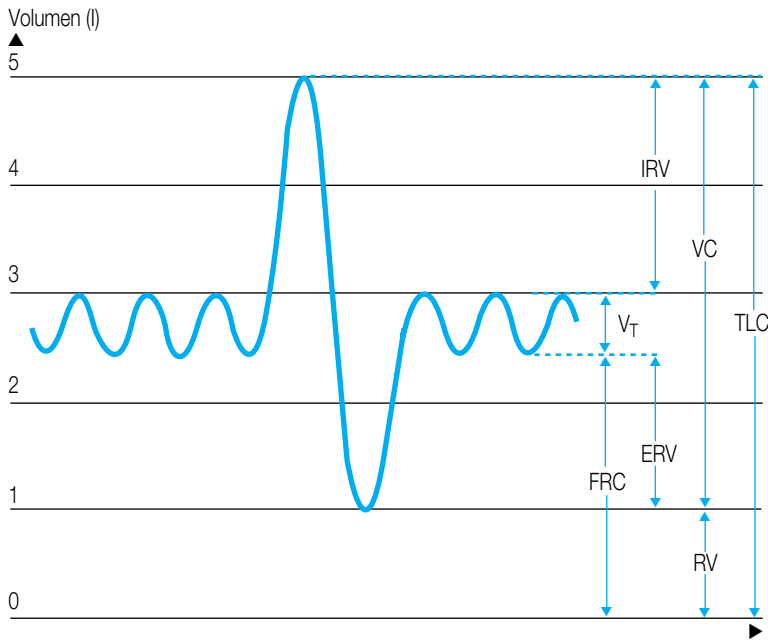
Lungerumfang

Ved et åndedrag udskiftes ikke al luften i lungerne. Efter en normal udånding, eksspiration, er der 2-3 l luft tilbage i lungerne. Dette volumen benævnes funktionel residual kapacitet. Da åndedrætsdybden, tidal volume (V_T), der er den mængde luft, der indåndes (eller udåndes) pr åndedrag, er på ca 0,5 l i hvile, vil ca en sjettedel af lungeluften (0,5 l / 3 l) udskiftes ved ét åndedrag i hvile. Foretages en maksimal eksspiration, kan der ekspireres ca 1,5 l mere end de 0,5 l i hvile. Dette ekstra rumfang kaldes ekspiratorisk reservevolumen. Efter denne maksimale eksspiration indeholder lungerne stadig 1-1,5 l. Dette volumen, der ikke kan ekspireres, kaldes residual volumen. Ved at lave en maksimal inspiration kan der ud over den normale hvileindånding inspireres ca 2 l, hvilket benævnes inspiratorisk reservevolumen. Den mængde luft, lungerne indeholder efter en maksimal inspiration, kaldes total lungekapacitet. Den mængde luft, en person maksimalt kan ekspirere, efter at lungerne er helt fyldte, kaldes vital-kapaciteten (se fig. 3.14).

Størrelsen af vitalkapaciteten (samt de øvrige lungevolumina) er primært bestemt af personens højde og afhænger af højden i tredje potens, men er dog ca 10% mindre hos kvinder end hos mænd med samme højde. Konditionstræning synes ikke at påvirke vitalkapaciteten, men den mindskes med alderen, fordi residual volumen øges.

Luftvejsafsnit	Generation	Antal pr generation	Diameter cm	Længde cm	Volumen i generation cm ³	Middelhastighed cm/s
Lufttrør	0	1	1,8	12,0	30,5	327
Hovedbronkie	1	2	1,22	4,76	11,0	356
Bronkier	5	32	0,35	1,07	3	271
	10	1024	0,13	0,46	6,2	61,5
Respiratoriske bronkioler begynder	16	65.500	0,06	0,17	30,5	4,75
Alveolesække	23	8.390.000	0,04	0,05	554	0,075
Alveoler		300.000.000	0,03	0,02	3200	0

Tabel 3.12. Luftvejenes størrelse og strømningsforhold hos mennesket (baseret på data fra Weibel, E.R. (1963) Morphometry of the human lung. Springer Verlag, Berlin). Der er kun givet data for udvalgte generationer. Strømningen er turbulent i de første generationer, og så sent som ved 16. generation kan der opstå turbulens i forgreningspunkterne. Strømningen vil altid være laminar fra og med 17.-18. generation (fra og med de respiratoriske bronkioler). Middelhastigheden er angivet for en åndedrætsdybde (respirationsvolumen) på 1.450 cm³.



Figur 3.19. Underopdeling af lungerumfangene i lungerne. TLC = total lungekapa-
pacitet. RV = residualvolu-
men. VC = vitalkapacitet.
IRV = inspiratorisk reserve-
volumen. ERV = ekspirato-
risk reservevolumen. V_T =
åndedrætsdybde. FRC =
funktionel residualkapa-
citet. Da en luftmængdes
volumen afhænger af både
temperatur og tryk, angives
lungerumfang sædvanligvis
ved den temperatur og det
tryk, der hersker i lunger-
ne, dvs ved 37°C, barome-
terstand og 100% fugtighed.

Voluminet af lungeafsnit med cilier, hvor der ikke er luftskifte med blodet, udgør ca 0,15 l og benævnes "dead space", V_D .

Lungeventilationen i hvile

Lungeventilationen (V_E) er den mængde luft, der ekspireres pr minut (symbolet V benyttes for volumen og $\dot{V}$ for den tilhørende ventilationsrate). I hvile er lungeventilationen gennemsnitlig 5-6 l/min med en V_T på omkring 0,5 l og en åndedrætsfrekvens (ν) på ca 12 pr min.

$$\dot{V}_E = V_T \cdot \nu$$

Det er ikke hele lungeventilationen, der kommer ned i alveolerne, idet en del bliver i dead space. Ved en åndedrætsdybde på 0,5 l vil ca 0,15 l blive i dead space, og det er kun de resterende 0,35 l, der kommer ned i alveolerne. Den alveolære ventilation ($\dot{V}_A$), der er den del af lungeventilationen, der kommer fra alveolerne, kan beregnes som:

$$\dot{V}_A = (V_T - V_D) \cdot \nu$$

Den alveolære ventilation bliver forholdsvis større ved en langsom, dyb ånding end ved en hurtig, overfladisk ånding. Er lungeventilationen fx 6 l/min, $V_T = 0,50$ l og $\nu = 12$ /min, er den alveolære ventilation:

$$\dot{V}_A = (0,50 - 0,15) \text{ l} \cdot 12/\text{min} = 4,20 \text{ l/min}$$

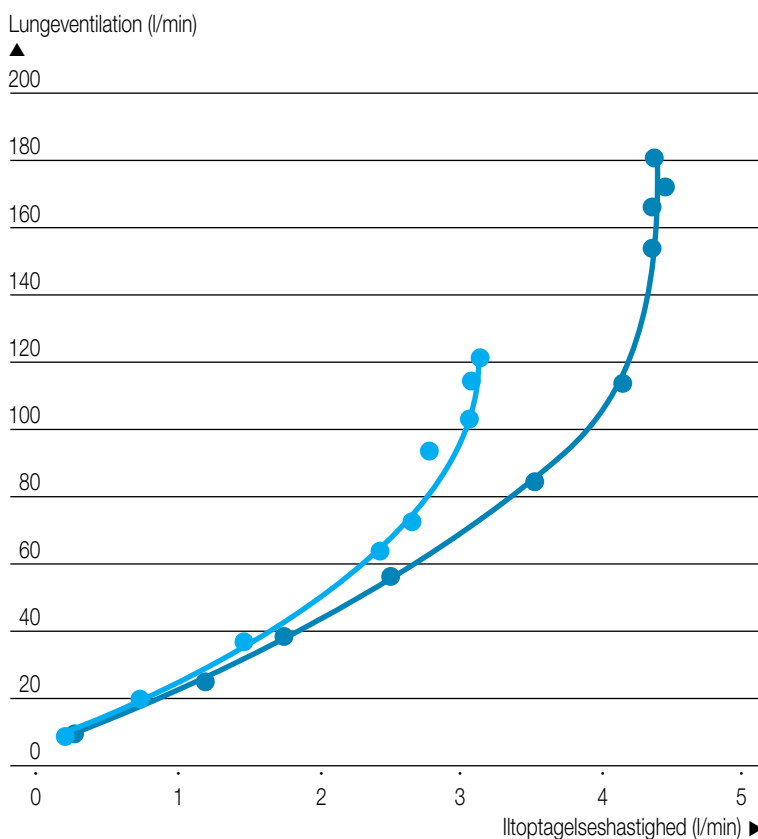
med en V_D på 0,15 l. Ved en mindre åndedrætsdybde udgør dead space en forholdsvis større del af åndedrætsdybden. Det betyder, at der kommer mindre ned i alveolerne for hvert åndedrag, og for at bevare den samme alveolære ventilation skal lungeventilationen være større. Med en åndedrætsdybde på 0,35 l kommer der kun 0,20 l (0,35 - 0,15 l) ned i alveolerne pr åndedrag. For at bibeholde en alveolær ventilation på 4,20 l skal man således trække vejret 21 gange pr min ($4,20/0,20$). Lungeventilationen bliver nu på $0,35 \text{ l} \cdot 21/\text{min} = 7,35 \text{ l/min}$.

Lungeventilationen under arbejde

Under arbejde øges lungeventilationen for at dække det øgede iltkrav. Afsættes lungeventilationens størrelse i forhold til iltopta-

Figur 3.20. Lungeventilation i relation til ilt-optagelseshastigheden i hvile og i steady state perioden under arbejde.

- person med en maksimal iltoptagelseshastighed på ca 3.0 l/min
- person med en maksimal iltoptagelseshastighed på ca 4.5 l/min



Tabel 3.13.

Belastning	Iltoptagelseshastighed l/min	Lungeventilation l/min
Let arbejde	under 1,0	under 20
Moderat tungt arbejde	1,0 - 1,5	20 - 30
Tungt arbejde	1,5 - 1,75	30 - 40 (50)
Ekstremt tungt arbejde	over 1,75	over 40 (50)

gelseshastigheden under arbejdet (fig. 3.20), ses det, at lungeventilationen stiger med stigende iltoptagelseshastighed. De to kurver er resultater fra personer med forskellig maksimal iltoptagelseshastighed. De to kurver følges næsten ad ved lave iltoptagelseshastigheder, men stiger så stejle og bliver forskellige ved en iltoptagelseshastighed, der for den enkelte svarer til ca 70% af den maksimale iltoptagelseshastighed (70% relativ belastning). Under arbejde, hvor belastningen er moderat, er lungeventilation på 20-25 l for hver liter ilt, der optages. Er ilt-optagelseshastigheden fx på 1,5 l/min, er lungeventilationen på $20 \cdot 1,5$ l/min = 30 l/min. Er belastningen større end ca 70% relativ belastning, stiger lungeventilationen som nævnt stejle og kan være på 30-40 l pr liter optaget ilt. Er ilt-optagelseshastigheden fx på 4,0 l/min, er lungeventilationen ca $30 \cdot 4,0$ l/min = 120 l/min. Når arbejdet bliver hårdere, sker der således det, at lungeventilationen stiger kraftigere, end stofskiftet "kræver". Man kalder dette hyperventilation.

Udfører forskellige personer det samme arbejde (der kræver den samme iltoptagelseshastighed), vil lungeventilationen være af nogenlunde samme størrelse hos de forskellige personer, forudsat at arbejdet er moderat (under 70% relativ belastning). Lungeventilationen vil derimod være betydelig større, hvis en person er hårdt belastet og tæt på sin maksimale ydeevne, idet han/hun så vil hyperventilere. Den maksimale arbejdssevne afhænger primært af personens dimensioner, alder og træningstilstand og varierer derfor meget fra person til person. Er personen lille, utrænnet og/eller ældre, vil hyperventilationen typisk indtræde ved en lavere arbejdsbelastning.

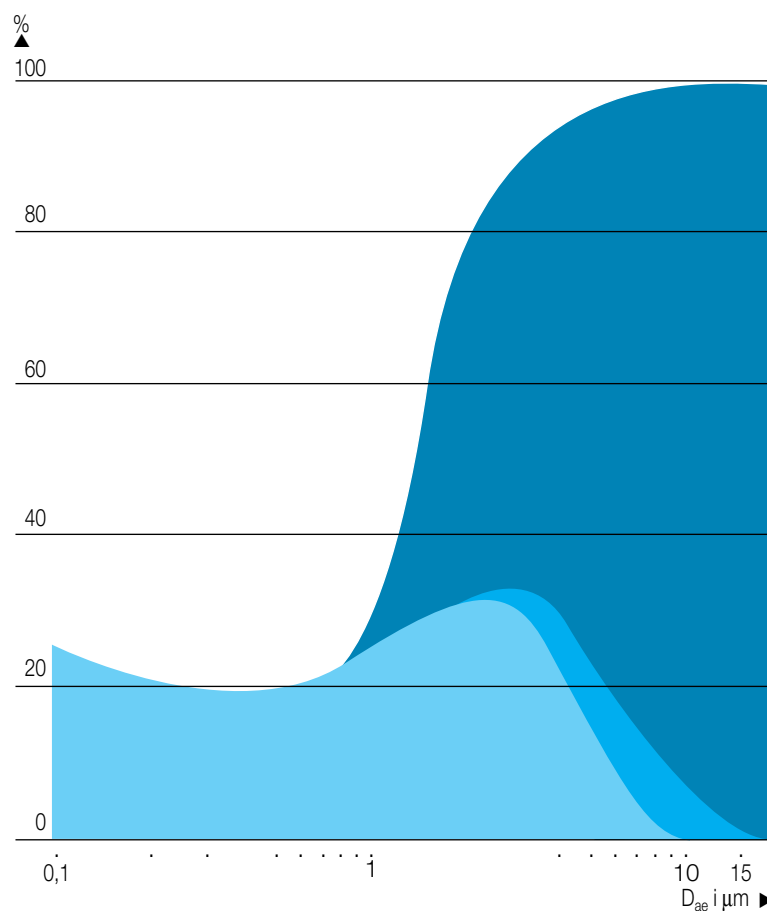
I tab. 3.13 er angivet iltoptagelseshastigheder og omtrentlige lungeventilationer for forskellige niveauer af fysisk belastning over en 8 timers arbejdsdag. Opdelingen i arbejdsniveauer gælder for 20-30-årige "gennemsnits" mænd.

Deponering i luftvejene

Partiklernes aerodynamiske diameter og til en vis grad deres form bestemmer, hvor i luftvejene de deponeres. Meget store partiklers

bevægelse er uafhængig af den omgivende lufts bevægelse. Bli-
ver partiklerne tilpas små, vil de derimod hurtigt glemme deres
startbetingelser og i stedet følge luftens bevægelser. Dette benæv-
nes luftbåret støv. Der kan ikke sættes en bestemt øvre diameter
for luftbåret støv. En del af det luftbårne støv når ved indånding
ind gennem næse- eller mundåbning. Denne partikelfraktion
benævnes inhalerbar fraktion. En del deponeres i de øvre luftveje
(næse/mund/svælg) samt i strubehovedet. Andelen af de inhaler-
bare partikler, der passerer forbi strubehovedet, benævnes tho-
raks fraktion. Disse partikler kan deponeres i luftrør, store bron-
kier og små bronkier (cilieførende). De mindste partikler kan nå
helt ud til alveolerne. Denne fraktion benævnes respirable frakti-
on. Disse støvfraktioner er defineret i Dansk Standard DS/EN 481,
se tab. 3.14.

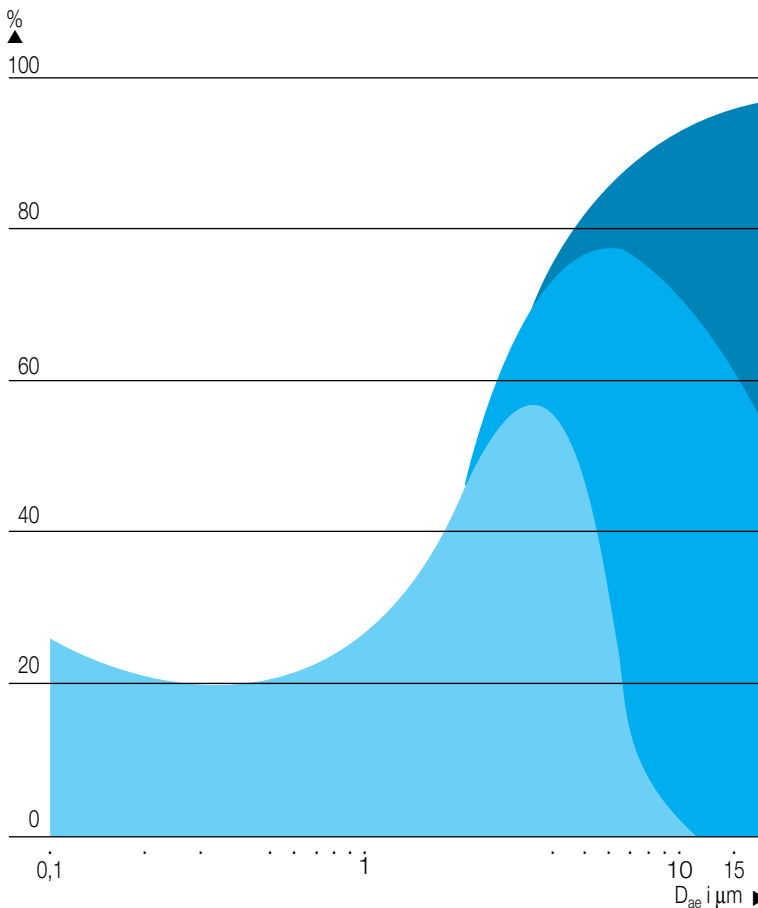
Partikeldeponeringen i luftvejene ved ånding gennem næsen er
vist skematisk i fig. 3.21 og ved ånding gennem munden i fig.



3.22. Ved stillesiddende arbejde trækkes vejret normalt gennem munden, men ved øget arbejdsbelastning åbnes munden. Derved mistes en væsentlig del af næsens filtereffekt. Der findes personer, som er kroniske mundåndere.

Ca 2/3 af partiklerne, der deponeres i næsen, deponeres i den forreste, tørre del. Borttransport sker fremad med halveringstid på ca 24 timer (bussemænd). Resten deponeres i den bageste del, hvorfra borttransport sker til svælget med halveringstid på ca 10 minutter.

Deponering af partikler i luftvejene sker for partikler med $D_{ae} > 10 \mu m$ ved impaktion og sedimentation, for partikler med $D_{ae} < 0,1$ ved Brownsk diffusion (bemærk, at diffusion er bestemt af den geometriske, ikke den aerodynamiske diameter). Deponeringen af fibre er i det væsentlige bestemt af deres geometriske diameter. Selv lange fibre har en vis sandsynlighed for at nå helt ud til alveolerne, blot de er tynde. Lange fibre deponeres ofte ved



Figur 3.22. Som fig. 3.21, men ånding sker gennem munden.

intercept, og fibre med længde over 200 μm tilbageholdes effektivt af næsehårene.

Partikler, der deponeres i luftvejene, vil enten opløses og optages i kroppen eller borttransporteres. Sker deponeringen i luftrør og bronkier, vil fimrehårene transportere partiklerne opad mod svælget, normalt på nogle timer, hvorfra de synkes. I de ikke-cilieførende lufveje vil deponerede partikler opsluges af makrofager, der altid findes på overfladen. Disse transporterer dem til de cilieførende bronkier, der så sørger for den videre transport. Det kan også ske, at de trænger ud i lungevævet, hvorfra de kan transporteres videre til bl.a. lymfeknuderne i lungeregionen. Hvis der indåndes store mængder støvpartikler, overbelastes makrofagene. Dermed forringes lungernes rensningsevne. En del partikler (fx kvarts) er giftige for makrofagerne.

Støvfraktioner

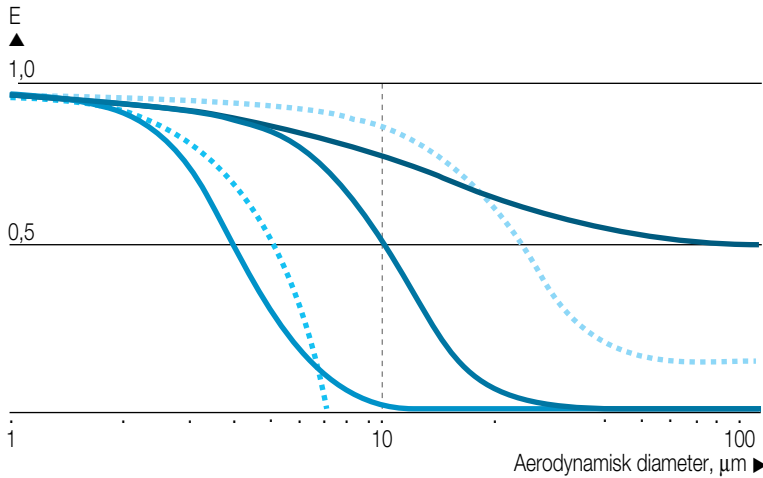
Begrebet "totalstøv" anvendes om støv, som prøvetages uden brug af forudskiller. Totalstøv er i Danmark defineret som det støv, der opsamles fx på et filter, når lufthastigheden, V , i sondens (filterkassetten) indsugningsåbning er 1,25 m/s. Til personbåren prøvetagning af totalstøv anvender Arbejdstilsynet en filterkassette til 25 mm (diameter) filtre med en indsugningsåbning på 5,6 mm (diameter) og en volumenstrøm på 1,9 l/min. Denne definition er imidlertid ikke tilstrækkelig til entydigt at fastlægge en indfangningskarakteristik og dermed en veldefineret aerosolfraktion. Sprogligt er totalstøv desuden et misvisende begreb. Der er derfor i 1994 vedtaget en Dansk Standard DS/EN 481, der for hver støvfraktion (tab. 3.14) definerer den tilsvarende sondeeffektivitet $E(\text{EN})$. For inhalerbart støv er $E_{\text{IF}}(\text{EN})$ givet ved:

$$E_{\text{IF}}(\text{EN}) = 0.5(1 + \exp(-0.06 \cdot D_{\text{ae}})), \text{ for } 0 < D_{\text{ae}} < 100 \mu\text{m}$$

hvor D_{ae} er partiklernes aerodynamiske diameter. Kurven er fastlagt ud fra omfattende målinger i vindtunnel af indfangningseffektiviteten af mund/næse på en mannequin. Inhalerbart støv er indtil videre kun defineret for partikler mindre end 100 μm og

Tabel 3.14.

Fraktion	Definition
Inhalerbart	Andelen af masse af partikler i den omgivende luft, som kan inhaleres
Ekstra-thorakal	Andel af massen af inhalerede partikler, som ikke passerer larynx
Thorakal	Andel af massen af inhalerede partikler, som passerer larynx
Trakea-bronkial	Andel af massen af inhalerede partikler, som passerer larynx, men ikke når regionen uden cilier
Respirabel	Andel af massen af inhalerede partikler, som når regionen uden cilier



Figur 3.23. Indfangnings-effektivitet (E) for sonder, som prøvetager følgende støvfractioner:

- respirabelt støv efter CEN
- thorakal fraktion efter CEN
- - - inhalerbart støv efter CEN
- ... totalstøv

kun for vindhastigheder mindre end 4,0 m/s. Ved større vindhastigheder vil indfangningseffektiviteten være meget afhængig af vindretningen.

Fig. 3.23 viser $E_{IF}(EN)$ og effektiviteten af en personbåret totalstøvssonde, E_{TS} . Det ses, at sonden til inhalerbart støv er mere effektiv over for store partikler end totalstøvssonden. Dette medfører, at koncentrationen af inhalerbart støv oftest er højere end koncentrationen af totalstøv.

DS/EN 481 definerer desuden 4 andre fraktioner, tab. 3.14. Disse fraktioner kan angives som fraktion af enten den inhalerbare fraktion eller fraktion af det luftbårne støv i den omgivende luft. Effektivitetskurverne for sonder, der prøvetager henholdsvis thorakal og respirabel fraktion, er vist på fig. 3.23 sammen med effektivitetskurven for inhalerbart støv til sammenligning (bemærk den logaritmiske x-akse). Af definitionerne i tab. 3.14 ses, at effektivitetskurven for den ekstra-thorakale fraktion findes som differensen mellem den inhalerbare fraktion og den thorakale fraktion. Den trakea-bronkiale fraktion er differensen mellem thorakal og respirabel fraktion. Matematisk er effektivitetskurverne for $E_T(EN)$ og $E_R(EN)$, i forhold til inhalerbart støv, defineret ved den kumulerede log-normale fordeling som funktion af D_{ae} . For thorakalfractionen er mediandiameteren 11,64 μm , og den geometriske spredning er 1,5. For den respirable fraktion er mediandiameteren 4,25 μm , og den geometriske spredning er 1,5.

Når der skal arbejdes numerisk med fraktionerne, kan følgende polynomie anvendes (DS/EN 481):

$E = 1 - G$ for $D_{ae} \leq M$ og $E = G$ for $D_{ae} \geq M$, hvor

$$G = 0,5(1 + 0,14112821y + 0,08864027y^2 + 0,02743349y^3 - 0,00039446y^4 + 0,00328975y^5)^{-8}$$

For $E_T(EN)$ er $M = 11,64 \mu\text{m}$, og for $E_R(EN)$ er $M = 4,25 \mu\text{m}$. Hvis fraktionerne ønskes beregnet i forhold til massekoncentrationen i den omgivende luft, anvendes $M = 10,0 \mu\text{m}$ for thorakalfractionen og $M = 4,0 \mu\text{m}$ for den respirable fraktion.

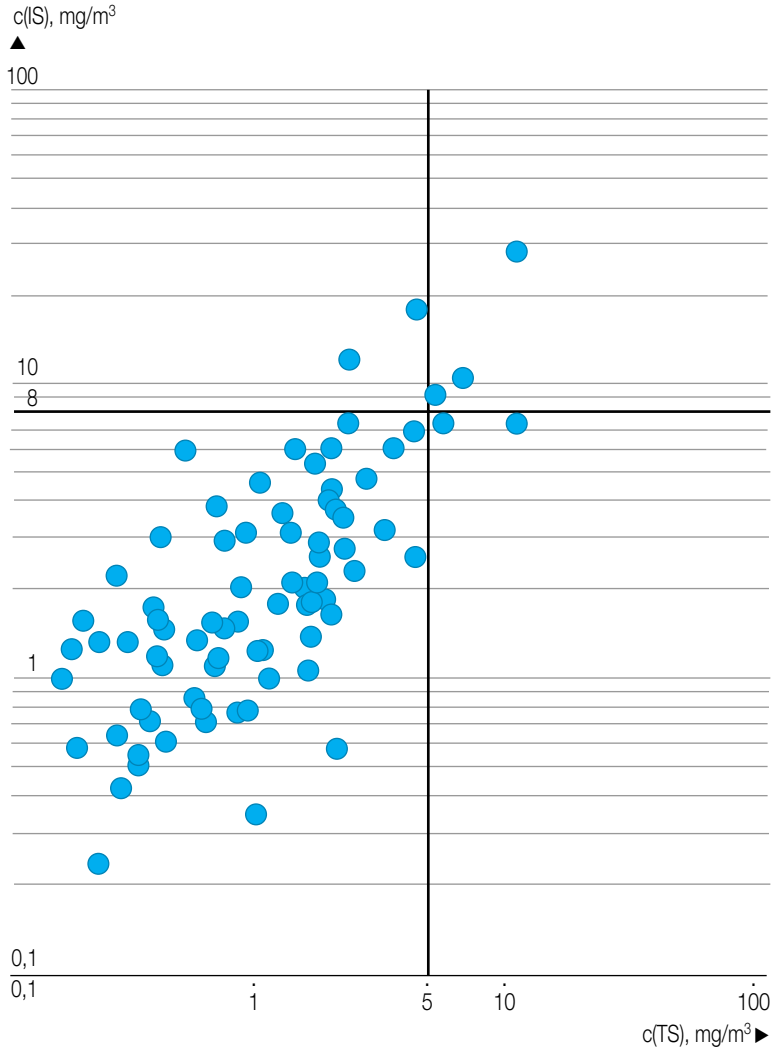
Grænseværdier og støvfraktioner

Inhalerbart støv

I Danmark er der fastsat grænseværdier for koncentrationen af totalstøv og for koncentrationen af respirabelt støv. Størrelsen af grænseværdierne fremgår af grænseværdilisten og afhænger af den kemiske eller mineralogiske sammensætning af støvet.

Ved vedtagelsen af DS/EN 481 om inhalerbart støv er der behov for tilsvarende grænseværdier for inhalerbart støv. Koncentrationen af inhalerbart støv vil som regel være højere end koncentrationen af totalstøv, men forholdet afhænger af det luftbårne støvs diameterfordeling. Nye grænseværdier for inhalerbart støv, GV_{IF} , kan altså ikke fastsættes som ud fra de gamle grænseværdier for totalstøv, GV_{TS} , ved en simpel omregningsfaktor. Indtil der kan fastsættes sundhedsbaserede grænseværdier for inhalerbart støv, kan tentative grænseværdier for inhalerbart støv fastsættes ud fra analyse af samtidige målinger af koncentrationerne af totalstøv og inhalerbart støv i relevante brancher.

Fastsættelsen kan foretages ved hjælp af en fire-folds tabel og er illustreret på fig. 3.24. I en figur med samtidige målinger af inhalerbart støv og totalstøv indlægges en akse svarende til grænseværdien for totalstøv, GV_T ; herved ses et antal målinger over grænseværdien. Ligeledes indlægges en akse for en tentative grænseværdi for inhalerbart støv, $t-GV_{IF}$. Denne akse placeres således, at antallet af målinger over GV_T men under $t-GV_{IF}$ er så tæt som muligt på antallet af målinger under GV_T men over $t-GV_{IF}$; dette benævnes også antallet af falske positive og antallet af falske negative. Når dette krav er opfyldt, fås $t-GV_{IF}$, og antallet af målinger, som overskrider grænseværdi, er gjort uafhængigt af målemetoden. På trods af de problemer og vanskeligheder, der altid er ved at indføre nye standarder, er det dog en fordel, at der internationalt er opnået enighed om en entydig definition, som afspejler den faktiske indfangningseffektivitet af menneskets næse/mund.



Figur 3.24. Fire-folds tabel: Koncentration af inhalerbart støv ($c(IS)$) mod koncentration af totalstøv ($c(TS)$) med akser svarende til grænseværdi for totalstøv og tentativ grænseværdi for inhalerbart støv.

Respirabelt støv

Den respirable støvfraction og tilhørende grænseværdier har den historiske baggrund i kravet om beskyttelse mod finkornet støv. Det er fx kun det kvartsstøv, som kan deponeres i alveolerne, der medfører lungesygdommen silikose. I 1952 definerede British Medical Research Council (BMRC) den respirable fraktion som den del af støvet, der kan passere en forudskiller med en karakteristik givet ved:

$$E_R(\text{BMRC}) = 1 - 50/D_{ac}^2, \text{ og } E_R(\text{BMRC}) = 0,0 \text{ for } D_{ac} \geq 7,07 \mu\text{m}$$

Disse kriterier blev i 1959 anerkendt internationalt og kendt som Johannesburg konventionen. Denne definition anvendes i den

danske GV-liste. Kurven svarer til deponeringen i et idealiseret referenceinstrument, der anvender en stationær horisontal elutriator (et sedimentationskammer med luftbevægelse i vandret retning), og kan ikke realiseres i praksis. Bemærk, at respirabelt støv er defineret som den fraktion af støvet, der penetrerer til alveolerne, og ikke som den fraktion, der deponeres i alveolerne. Den nye definition i DS/EN 481 adskiller sig herfra, se fig. 3.23. Forskellen vil i normale situationer ikke være stor og får næppe konsekvenser for grænseværdifastsættelsen for respirabelt støv.

Lungeventilationens betydning for deponering af partikler i alveolerne

Grænseværdilisten medtager ikke betydningen af lungeventilationen (og dermed arbejdsbelastningen) for deponering af støv i alveolerne. Den samlede mængde deponeret støv vil ud over koncentrationen i den omgivende luft afhænge af

- ◆ mængden af luft, der kommer ned i alveolerne, og den luftmængde, den opblandes med
- ◆ deponeringssandsynligheden (den relative deponering), som er vist på fig. 3.21 og 3.22
- ◆ åndingsmønstret.

Disse sammenhænge er komplekse. Lungeventilationen er størrelsesmæssigt afhængig af personens fysiske aktivitet, tab. 3.13. Når lungeventilationen øges, vil en større del af indåndingsluften passere gennem munden i stedet for gennem næsen. Endvidere øges åndedrætsdybden og frekvensen, og den funktionelle residualkapacitet mindskes. Disse ændringer har stor betydning for deponeringen i alveolerne. Ved at ændre åndingen fra næse- til mundånding, vil der blive en større relativ deponering i alveolerne af partikler med en diameter mellem 1 og 10 μm , fig. 3.21 og 3.22, fordi næsens filtereffekt kortsluttes. Den øgede lungeventilation under arbejde betyder, at partikelhastigheden øges i de øvre luftveje, hvorved deponering ved impaktion øges i luftrør og bronkier af partikler med en diameter over 5 μm . Derved mindskes den relative deponering af disse partikler i alveolerne. Den samlede deponering i alveolerne af partikler med den omtalte diameter er derimod ikke ændret nævneværdigt, idet øgningen i lungeventilation nogenlunde modsvarer faldet i den relative deponering. Den relative deponering af partikler mellem 1 og 5 μm og af partikler under 0,1 μm er større ved øget lungeventilation, mens den relative deponering af partikler mellem ca 0,1 og 1 μm ikke ændres ved øget lungeventilation. Sammenfattende kan arbejdsbelastningens betydning for deponeringen i alveolerne beskrives kvalitativt ved tab. 3.15.

Tabel 3.15.

Partikeldiameter, μm	under 0,1	0,1 - 1	1 - 5	5 - 10
Relativ deponering i alveolerne	↑	→	↑	↓
Lungeventilation	↑	↑	↑	↑
Samlet deponering i alveolerne	↑	↑	↑	→

Disse forhold bør tages i betragtning ved vurdering af eksponeringen for luftbårne partikler.

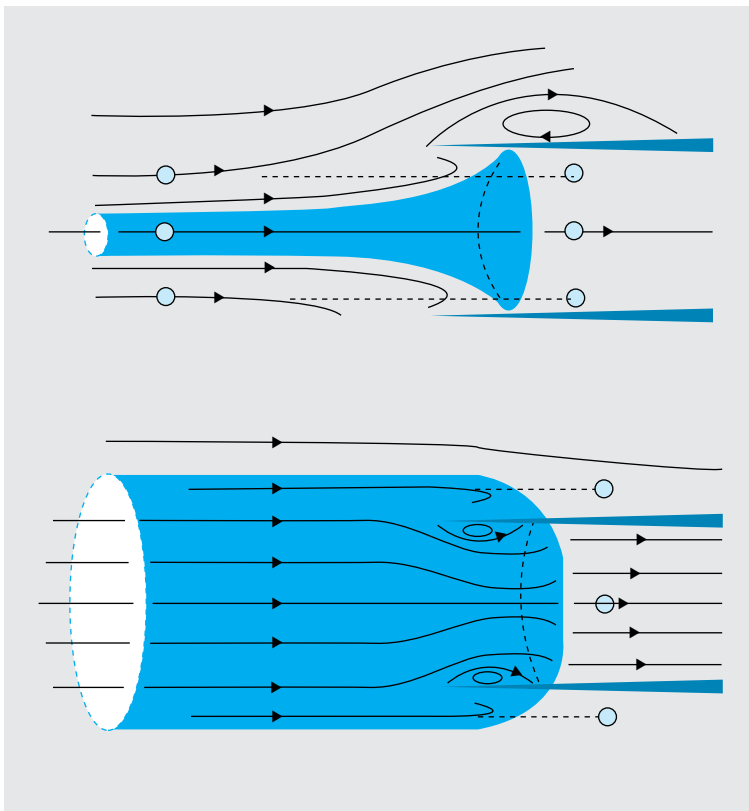
Måling

Prøvetagning

Indsugningsbetingelser

For prøvetagning af partikler med aerodynamisk diameter $D_{ae} < 5 \mu\text{m}$ kan man som regel regne med, at prøvetagningseffektiviteten $E = 1$. Store afvigelser kan derimod forekomme for store partikler. I stillestående luft vil $E > 1$ for store partikler, hvis åbningen vender opad, og $E < 1$, hvis åbningen vender nedad. Dette skyldes partiklernes egen faldhastighed. De store partiklers inerti vil ligeledes påvirke effektiviteten.

Hvis sonden befinder sig i strømmende luft, vil lufthastigheden W og strømningens retning i forhold til sonden spille en meget



Figur 3.25. Prøvetagning med tyndvægget sonde. Grønt område: den del af den tilstrømmende luft, der prøvetages. Fuldt optrukne linier: luftens strømmlinier. Stiplede linier: partikelbaner for partikler, der på grund af inertien ikke følger med luften.

væsentlig rolle, se fig. 3.25. Det fremgår, at hastigheden i sondeåbningen har stor betydning for effektiviteten. I ventilationskanaler bør prøver udtages med en tyndvægget sonde rettet mod luftstrømmen og under isokinetisk betingelse, dvs indsugningshastigheden i sonden V er lig med lufthastigheden W i kanalen. Ved afvigelse herfra beregnes effektiviteten ud fra fig. 3.26.

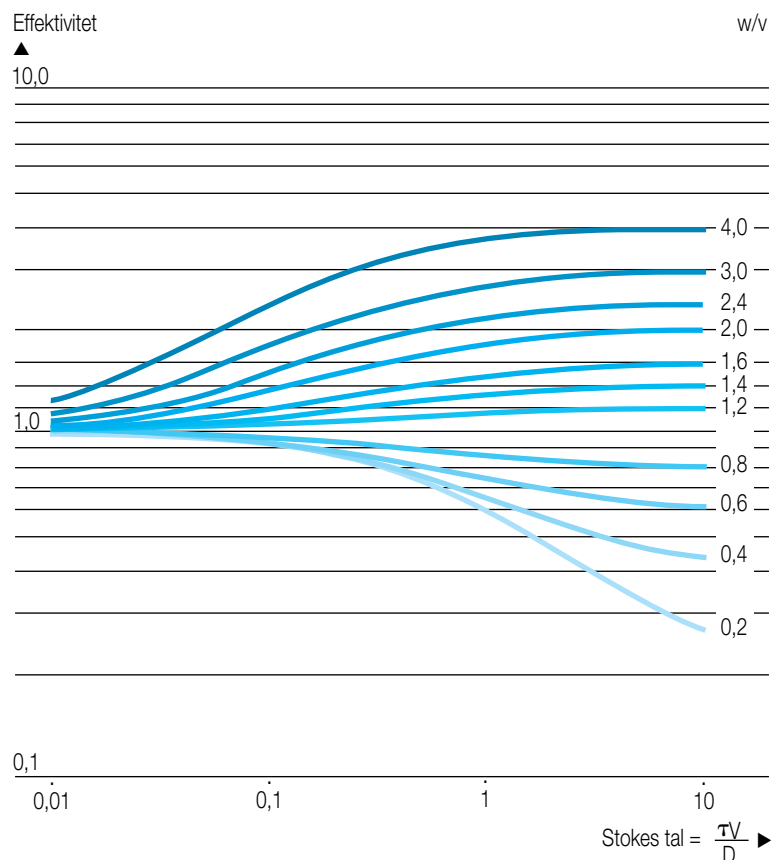
Partikler, der deponeres på ydersiden af sonden/filterholderen, må ikke medregnes til prøven.

Prøvetagning gennem en længere sonde eller slange foran detektoren eller filtret må kun ske, hvis man med en måling med hhv uden sonde eller slange kan vise, at partikeltabet er acceptabelt. Partiklerne inde i slangen kan evt genvindes ved udvaskning.

For en given indsugningshastighed vil en øgning af sondediameteren mindske indflydelsen af vindhastigheden og af sondens orientering. Måling med små bærbare og store stationære pumper, der begge opfylder kravet om en indsugningshastighed V på 1,25 m/s, kan give meget forskellige resultater.

Figur 3.26. Effektivitet for prøvetagning med tyndvægget sonde, der peger mod luftstrømmen.

- W = Luftstrømmens hastighed (m/s)
 V = Indsugningshastighed i sonden (m/s)
 τ = Relaxationstid (s) (tab. 3.10)
 D = Sondens diameter (m).



Inhalerbart støv

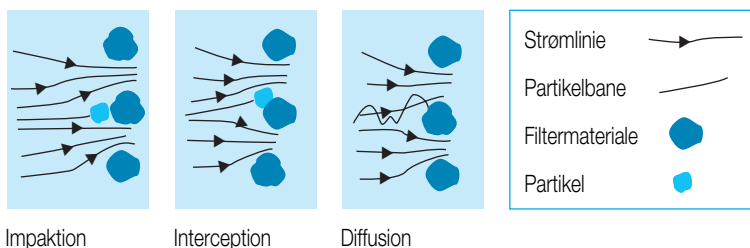
Til personbåren prøvetagning af inhalerbart støv anvendes en filterkassette med et 25 mm filter, som anbringes i indåndingszonen; kassetten har en åbningsdiameter på 15 mm, og der anvendes en volumenstrøm på 2,0 l/min. Denne filterkassette er udviklet på Institute of Occupational Medicine (IOM) i Edinburgh og forhandles kommercielt. IOM-kassetten er konstrueret således, at filtret monteres i en indvendig kassette, som indvejes sammen med filtret. Den indvendige kassette med filter vejer omkring 1 gram. Den inhalerbare fraktion bliver således det støv, som deponeres indvendigt på kassettevæggen samt på filtret. Denne konstruktion eliminerer vægttab, men har den mangel, at det er vanskeligt at genvinde støvet deponeret på kassettevæggen kvantitativt, til eventuel kemisk analyse.

Filtermetoden

Princippet i filtermetoden er at suge den forurenede luft gennem et filter, som tilbageholder forureningen. Den opsamlede luftforurening kan derefter analyseres. Når den gennemsugede luftmængde gennem filtret kendes, kan forureningens koncentration beregnes. Filtrering sker ved mekanismer, som er illustreret på fig. 3.27.

Ud over effektivt at kunne tilbageholde den partikulære forurening skal filtret vælges således, at det er den mest hensigtsmæssige matrice ved den efterfølgende kemiske analyse. Hvis filtret efterfølgende skal vejes, skal filtret være så let som muligt; hvis forureningen skal analyseres, fx metaller ved ICP eller AAS, skal filtret kunne destrueres. Filtres fysiske egenskaber samt deres anvendelighed i forbindelse med forskellige kemiske analyser er beskrevet i faglitteraturen samt af fabrikanten.

Til prøvetagning af partikulær luftforurening anvendes et rent filter, som er vejlet efter passende konditionering (indvejning). Derefter anbringes det i en kassette. Luften suges gennem filtret ved hjælp af en batteridrevet elektronisk styret pumpe. Pumpens volumenstrøm kontrolleres under prøvetagningen ved hjælp af et rotameter, som tilsluttes filterkassetts indsugningsåbning. Specielt ved prøvetagning af respirabelt støv og inhalerbart støv med



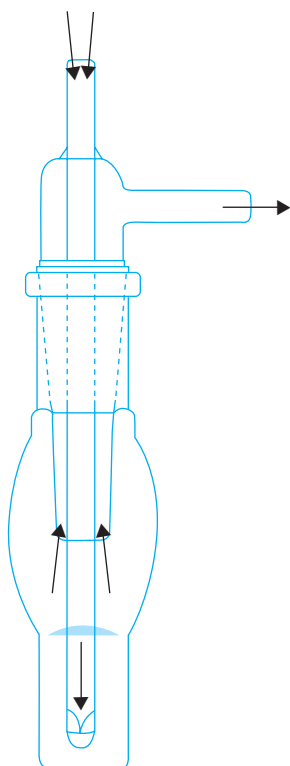
Figur 3.27. Mekanismer ved filtrering af luft.

membranpumper skal der være indskudt en ekstern pulsationsdæmper mellem pumpen og filterkassetten for at sikre, at fluktuationer i strømmingen er mindre end 10% (RMS-værdi) af middelvolumenstrømmen. Pulsationer kan påvirke sondernes indfangningseffektivitet, eller få støvet til at løsne sig fra filtret.

Under prøvetagningen vil der deponeres støv på den indvendige side af kassetterne. Ved prøvetagning af inhalerbart støv med IOM-kassetten er dette uden betydning for beregning af koncentrationen, fordi hele den indvendige kassette med filter vejes. Ved prøvetagning af totalstøv kan støv på kassettevæggen overføres til filtret fx ved hjælp af en pensel. Under transport kan støvet løsne sig fra filtret; dette støv overføres også til filtret inden vejning. Under transport skal filterkassetten være lukket med passende propper; herved forhindres også kontaminering af filtret fra emballagen.

Ved prøvetagning af væskeaerosoler kan filtermetoder normalt ikke anvendes, fordi den opsamlede væske vil fordampe fra filtret. Evt kan et adsorptionsrør til opsamling af dampe anbringes bag filtret, men denne metode er vanskelig, fordi prøvetagning på rør og på filtre foretages med meget forskellige lufthastigheder.

Erfaringen viser, at det er nødvendigt at teste færdigmonterede filterkassetter for utætheder; dette gælder specielt for kassetter til 25 mm filtre. Testen foretages nemt ved at måle tryktabet over den færdigmonterede kassette.



Figur 3.28. Impinger (spill-proof).

Impinger

En impinger er en form for impaktor, men dysen er nedsænket i væske. Partiklerne overføres til væsken, og samtidig absorberes dampe, afhængigt af valg af væske. Volumenstrømmen, dysens indvendige diameter og afstanden til bunden bestemmer dens effektivitet over for små partikler. Denne aftager under alle omstændigheder kraftigt for D_{ae} under $0,7 \mu\text{m}$.

Der sker tab fra væsken ved fordråbning af boblerne, der bryder, og ved fordampning. Der kan komme en uacceptabel stor skumdannelse, når visse forureninger opsamles i vand. Dette modvirkes ved at tilsætte nogle dråber isooktanol. Impingerne fås i en udgave, der forhindrer, at væsken løber ud, selvom personen bukker sig ned (spill-proof), fig. 3.28.

Fraktionering under prøvetagning

Ved fraktionering af støv under prøvetagning forstås det princip, at støvet i sin luftbårne tilstand separeres i to eller flere fraktioner alene som funktion af den aerodynamiske diameter. Princippet er først foreslået af British Medical Research Council (BMRC) i forbindelse med prøvetagning af respirabelt støv. Til personbåren

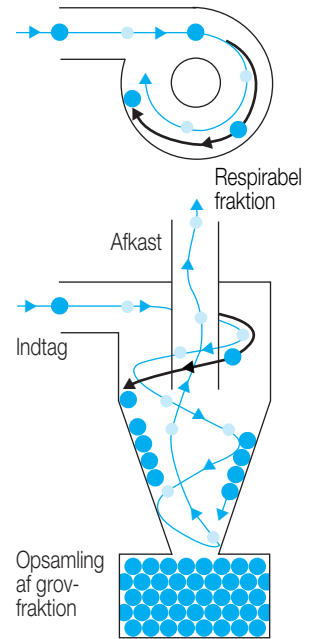
prøvetagning er kun udviklet forudskillere til måling af respirabelt støv, mens der er udviklet forudskillere til fx stationær prøvetagning af thorakalfractionen. Endvidere anvendes fraktioneret prøvetagning vha flertrinsimpaktorer til bestemmelse af aerosolens diameterfordeling.

Cykloner. Forudskillere af cyklontypen anvendes til prøvetagning af respirabelt støv, fig. 3.29. Cyklonens penetrations-karakteristik, E_R , afhænger af dens fysiske dimensioner og kan beskrives som funktion af partiklernes aerodynamiske diameter, d_{ae} , og som funktion af volumenstrømmen. Karakteristikken er givet ved en udvidet Blachman-Lippmann (B-L) ligning:

$$E_R = 0,5(1 - \tanh(k_1 x + k_2 x^2 + k_3 x^3)), \text{ hvor } x = \frac{d_{50}}{d_{50}}$$

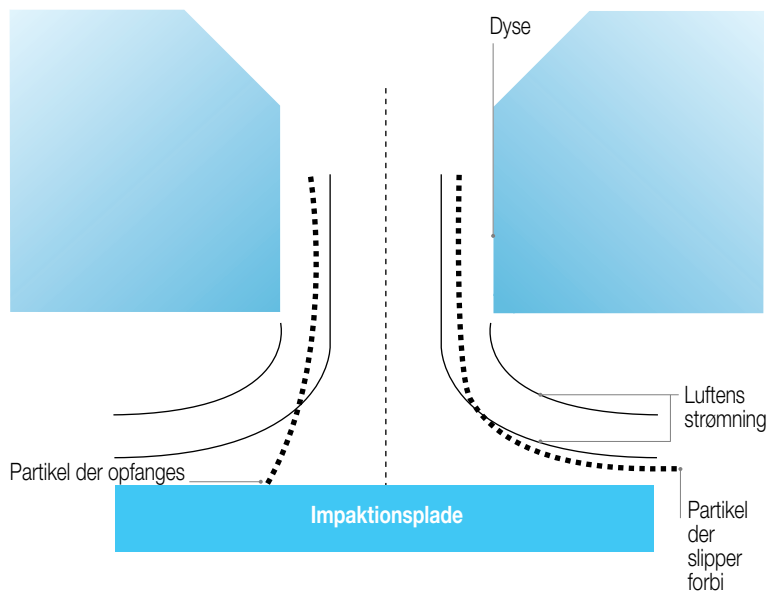
d_{50} er den aerodynamiske diameter hvor $E_R = 0,5$. Ligningen kan anvendes til Higgins and Dewell cykloner, som benyttes af Arbejdstilsynet i Danmark. Den volumenstrøm, som medfører den mindste fejl i forhold til karakteristikken efter CEN, er 2,2 l/min. Dette gælder for et stort spænd af partikeldiameter-fordelinger.

Impaktorer. I en impaktor accelereres partiklerne med luftstrømmen, der suges gennem en dyse. Efter dysen er placeret en flad impaktionsplade, som afbøjer luftstrålen (fig. 3.30). Små partikler følger luften, mens de store partikler med større inert rammer impaktionspladen. Karakteristikken for impaktortrinnet angiver, hvor mange procent af partiklerne der slipper forbi pladen, som funktion af partiklernes aerodynamiske diameter. Den aerodynamiske diameter D_{50} , for hvilken 50% bliver opfanget og 50% slipper forbi, anvendes som mål for impaktorens afskæringsdiameter. Afhængigt af dysediameter, volumenstrøm og trykforhold kan afskæringsdiameteren ændres. Der er altid vægttab i en impaktor, og dette påvirker karakteristikken. Størrelsen af vægtabet er stærkt afhængig af impaktorens konstruktion. Karakteristikken påvirkes af, om partiklerne er flydende eller faste. Faste partikler kan blæses af efter deponeringen, hvis de er store, eller hvis støvlaget er for tykt. Dette modvirkes ved, at impaktionspladen påføres et lag vacuumfedt (fx Apiezon L) opløst i toluen. Bliver støvlaget for tykt, ophører virkningen. Et tykt væskelag på en blank impaktionsplade kan krybe væk. Lægges et glasfiberfilter på impaktionspladen, vil karakteristikken blive påvirket. Normalt opsamles der dog på tynde metalfolier eller glasfiberfiltre, for ikke at skulle veje hele impaktionspladen ved massebestemmelsen, hvilket ville give en dårligere målenøjagtighed.



Figur 3.29. Principskitse af cyklon.

Figur 3.30. Principskitse af et impaktortrin.



Ved at sætte flere impaktortrin med faldende D_{50} i forlængelse af hinanden, fås en flertrinsimpaktor eller kaskadeimpaktor. Disse består normalt af 6-10 trin, hvor det sidste trin er et filter. De enkelte trin skiller ikke skarpt ved D_{50} . Der er derfor udviklet en del algoritmer til rekonstruktion af den sande størrelsesfordeling ud fra den opsamlede mængde på de enkelte trin. Dette er dog kun nødvendigt i helt specielle tilfælde. En tilnærmet, men meget enkel og hurtig metode, er tilstrækkelig i de fleste arbejdshygieniske problemstillinger. Den består i at optegne den kumulative diameterfordeling som funktion af D_{50} på logaritmisk normalfordelingspapir.

Afskærningsdiameteren for et standardimpaktortrin kan normalt ikke gøres mindre end omkring $0,3 \mu\text{m}$. For at komme længere ned i afskærningsdiameter skal dysehullerne enten være så små, at det kræver ætseteknikker at fremstille dem, eller trykket efter dysen skal være meget lavt. På grund af risikoen for tilstopning af meget små huller er den sidste mulighed det mest udbredte i den såkaldte lavtryksimpaktor. Denne kræver en kraftig vakuumpumpe, men kan fås med en afskærningsdiameter på $0,018 \mu\text{m}$.

I en impaktor opstår hurtigt det problem, at ét af trinnene bliver overbelastet med partikler, med partikeltab til følge, mens der er opsamlet for lidt på et andet trin. En flertrins cyklon har ikke dette problem. Disse cykloner kan konstrueres, så de skiller ret skarpt. Da de kan rumme store støvmængder, er metoden egnet til opsamling af støv til analyse eller eksponeringsforsøg.

Direkte visende metoder

I teknisk arbejds-hygienen er brugen af direkte visende instrumenter til kvantificering af aerosolkoncentrationer af stor værdi.

Opsamling af støv på filtre og måling med cykloner eller impaktorer er tidskrævende og lægger derved en begrænsning på antallet af målinger i en undersøgelse, hvilket kan give en dårlig statistik. I det følgende beskrives metoder, som on-line måler partikkelkoncentrationer eller størrelsesfordelingen i en aerosol.

Fotometer

I et fotometer suges den partikelholdige luft gennem et lysbunt. En fotocelle måler intensiteten af det spredte lys (se fig. 3.31).

Intensiteten afhænger af partiklernes diameter (se fig. 3.32), form og brydningsindeks. Ved passende valg af lysets bølgelængde og geometri kan afhængigheden minimeres, og dette er baggrunden for, at visningen ofte angives i mg/m^3 , selvom dette ikke er helt korrekt. I praksis kan forskellige støvskyer af samme koncentration i mg/m^3 , men med forskellige optiske egenskaber, give afvigelser på over en faktor 2. Et fotometer er følsomt over for vanddråber og tobaksrøg. Et fotometer er særdeles velegnet til relative målinger på ensartede aerosoler. Et ydedygtigt fotometer har et måleområde på fra 0,005 til 200 mg/m^3 . Måleområdet er opadtil begrænset af multipel spredning, dvs at lys spredt fra en partikel spredes igen af andre partikler.

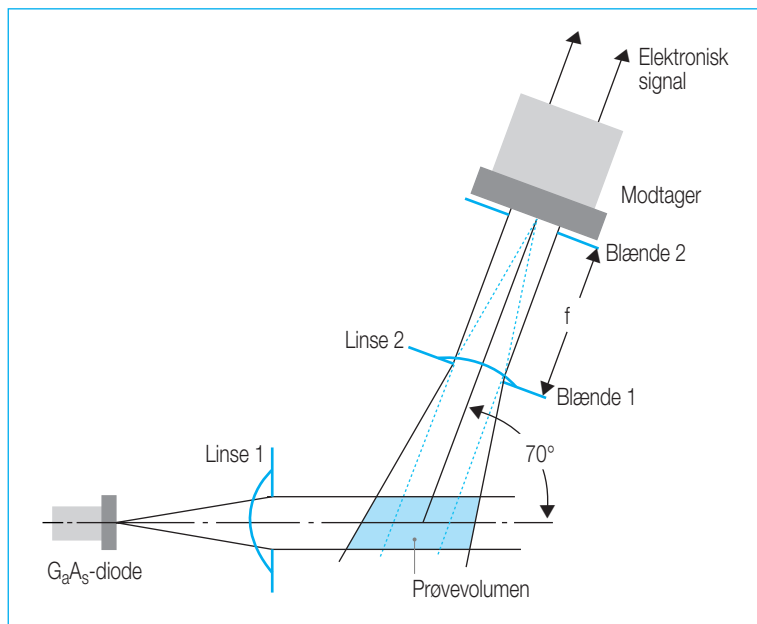
Et fotometer kan tilsluttes efter en cyklon med henblik på at måle den respirable støvfraktion. I visse typer opsamles de genemsugede partikler på et filter. Dette muliggør kalibrering gennem vejning og analyse. Der findes en række forskellige typer af fotometre til forskellige formål. Der findes små bærbare, passive fotometre, hvor luften frit passerer forbi målevoluminet uden brug af pumpe.

Piezo-elektrisk krystal

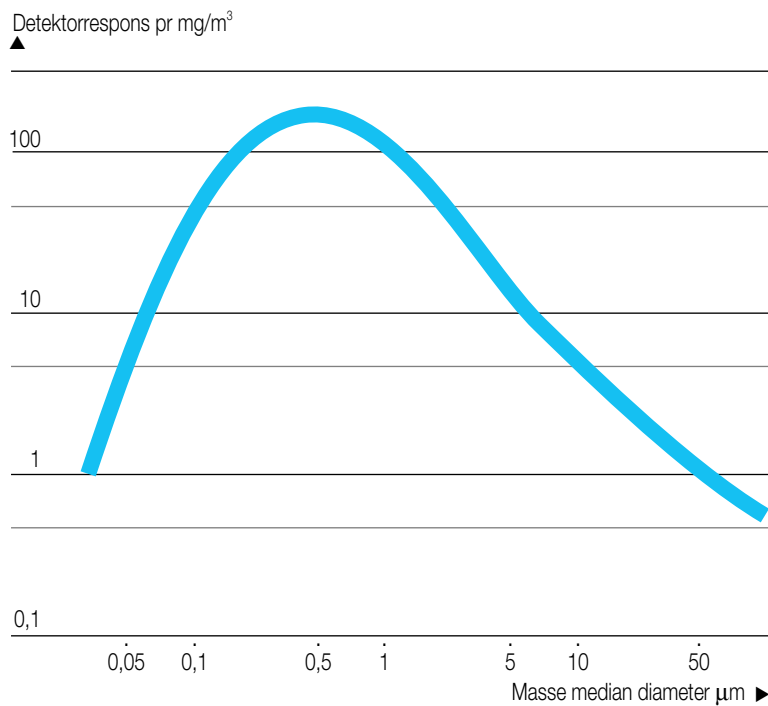
En metode til direkte registrering af partikelmasse benytter en piezo-elektrisk krystal. Partiklerne udfældes på krystallen ved hjælp af impaktion og en elektrostatisk partikeludskiller baseret på coronaudladning. Krystallen uden udfældede partikler vibrerer med en frekvens på 5-10 MHz. Efterhånden som der udfældes partikler på krystallen, reduceres frekvensen proportionalt med den udfældede masse. I instrumentet er placeret en referencekrystal, hvorpå der ikke udfældes partikler. Den opsamlede masse beregnes ud fra forskellen i frekvens for de to krystaller.

Hvert instrument skal normalt kalibreres af producenten ved brug af velkendte aerosolkoncentrationer. Et problem med denne type instrumenter er, at både impaktoren og krystallen skal renses med jævne mellemrum. Der kan desuden være problemer

Figur 3.31. Principskitse af fotometer.



Figur 3.32. Eksempel på fotometerrespons.



med forskellige typer af partikler. Der kan være vægttab for store partikler i instrumentet, og store partikler kan resuspenderes fra krystallen. Væske kan krybe væk fra krystallen. Et andet problem kan være, at den udfældede masse kun svinger delvis med. Dette kan gælde væske, store partikler og fibre samt røg i form af kædeaggregater.

Målemetoden er også benyttet i en flertrinsimpaktor, hvor impaktionspladen i hvert trin er en piezo-elektrisk krystal. Dette giver mulighed for en hurtig måling af størrelsesfordeling og massekonzentration, men desværre er instrumentet noget vanskeligt at benytte.

TEOM

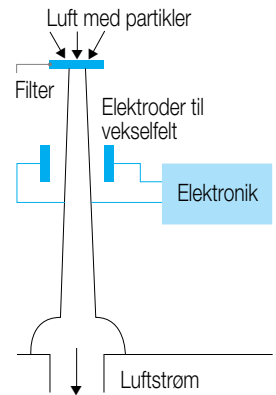
Et instrument, der minder lidt om ovenfor omtalte, men som har færre problemer, er en Tapered-Element Oscillating Microbalance (TEOM), hvor et filter er anbragt på toppen af et konisk rør fremstillet af et elastisk, men glaslignende materiale (fig. 3.33). Dette rør holdes i svingninger ved resonansfrekvensen med et elektrisk vekselfelt. Luften med partikler suges gennem filtret og ned gennem røret. Partiklerne opfanges i filtret og ændrer massen af dette, hvorved resonansfrekvensen for røret ændres. Rørets frekvens måles med et optisk system, og ændringen i resonansfrekvens omregnes til ændring i masse på filtret.

Både fotometre, piezo-elektriske instrumenter og en TEOM kan benyttes til at foretage en størrelsesbestemmelse, ved at der placeres impaktortrin med forskellige D_{50} foran instrumenternes indsugning. Instrumentets volumenstrøm skal svare til den, for hvilken D_{50} er angivet. Under stærkt varierende støvkonzentrationer gentages målesekvensen flere gange efter hinanden, og der beregnes en middelværdi for hvert impaktortrin. På denne måde bestemmes massefordelingen.

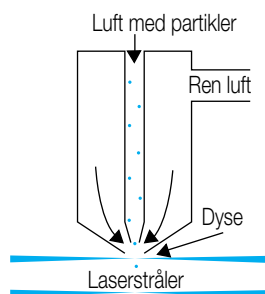
Fotometre, piezo-elektriske instrumenter og TEOM kalibreres ved brug af veldefinerede testaerosoler som fx Latexpartikler ved en kontrolleret koncentration.

Direkte visende metoder til størrelsesbestemmelse

De tre forud omtalte målemetoder giver kun den totale massekoncentration af en aerosol. I arbejds-hygienisk sammenhæng vil man dog ofte være interesseret i størrelsesfordelingen. Opsamling af store støvmængder på filtre vil imidlertid kunne danne agglomerater. Sigtning eller metoder, der bygger på ophvirvling i luft eller opslæmning i væske, vil kunne findele partikler eller bryde agglomerater. Den størrelsesfordeling, der bestemmes med disse metoder, kan være ret forskellig fra den, de luftbårne partikler havde. Det er størrelsen i den luftbårne tilstand, der er relevant i arbejds-hygieniske problemstillinger. I det følgende beskrives de



Figur 3.33. Principskitse for TEOM.



Figur 3.34. Dyse til acceleration af partikler i flyvetidsinstrument. Ud fra flyvetiden mellem de to laserstråler beregnes den aerodynamiske diameter.

mest almindelige metoder til on-line måling af partikelstørrelsesfordelingen i luft. Fælles for instrumenterne er dog, at de er stationære.

Flyvetidsinstrumenter

I flyvetidsinstrumenter måles den aerodynamiske diameter af en partikel ved at accelerere den gennem en dyse og måle den hastighed, som den opnår. Partikler med lille aerodynamisk diameter opnår en relativt stor hastighed, mens partikler med stor aerodynamisk diameter opnår en mindre hastighed.

Princippet i dette er illustreret i fig. 3.34, hvor gassen med partikler accelereres i den indre dyse, mens gas renses for partikler sendes gennem en ydre dyse for at holde partiklerne centreret i jetten efter dysen. Accelerationen af jetten vil påvirke partiklerne og accelerere disse. Efter dysen er gassens hastighed 150 m/s, mens partiklernes vil afhænge af deres aerodynamiske diameter. Derfor måles partiklernes hastighed efter dysen, og ud fra denne hastighed findes den aerodynamiske diameter.

Hastighedsmålingen foregår ved, at partiklen passerer to tætliggende laserstråler. En fotomultiplikator registrerer det spredte lys fra passagen af begge stråler. Flyvetiden mellem de to passager benyttes til beregning af partiklens aerodynamiske diameter.

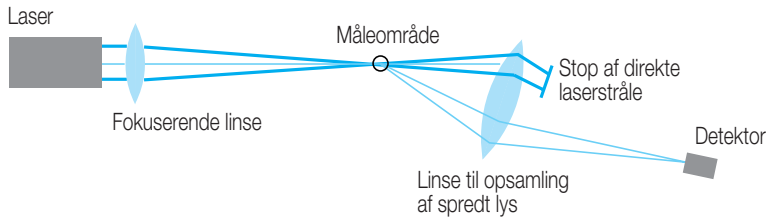
I arbejds-hygienisk sammenhæng er fordelene ved flyvetidsinstrumenter, at det er den aerodynamiske diameter, der måles. Instrumenterne kan kalibreres med latexpartikler.

Måling af spredt lysintensitet

Der findes flere kommercielt tilgængelige instrumenter baseret på måling af den spredte intensitet fra enkelte partikler, der passerer et belyst måleområde. Det grundlæggende princip er illustreret i fig. 3.35, hvor det spredte lys fra enkeltpartikler opsamles af en linse placeret i en given vinkel i forhold til lyskilden, og intensiteten registreres med en fotomultiplikator. Lyskilden vil ofte være en laser eller evt en anden kraftig lyskilde.

Målevoluminets størrelse er en væsentlig parameter ved denne målemetode og sætter en grænse for den partikelkoncentration, det er muligt at måle ved, da der kun må være én partikel i måleområdet ad gangen. Et lille målevolumen muliggør altså målinger ved højere koncentrationer. Størrelsen af målevoluminet bestemmes dels af den optik, der fokuserer lyset, og dels af den optik, der opsamler det spredte lys.

For at opnå et veldefineret målevolumen er det nødvendigt at registrere det lys, der spredes i en vinkel på 90° , men i denne vinkel er det spredte lys mere afhængigt af partiklens form og brydningsindeks. Hvis man måler intensiteten af det fremadspredte lys med en relativt lille vinkel i forhold til den optiske



Figur 3.35. Eksempel på måling af partikelstørrelse ved registrering af spredt lysintensitet.

akse, bliver målingen mindre afhængig af partiklens form og brydningsindeks.

En optisk partikeltæller er fabrikskalibreret med kugler af latex. Alt, hvad man måler, kunne passende kaldes den latex ækvivalente diameter. Partiklens lysbrydning, lysabsorption og form har sammen med lysets bølgelængde, spejlgeometri m.m. en meget stor indflydelse på lysglintenes intensitet. Partikler med samme latex ækvivalente diameter kan have meget forskellig aerodynamisk diameter. Måleresultaterne skal derfor altid tolkes med forsigtighed. Desuden bør fabrikskalibreringen så vidt muligt verificeres, både hvad angår antals- og størrelsesmåling. En optisk partikeltæller skal kalibreres med regelmæssige mellemrum, hvilket er en tidskrævende opgave. Resultater for partikler over $10\text{ }\mu\text{m}$ for samplinginstrumenter er vanskelige at tolke, fordi indsugningseffektivitet og tab i slanger påvirker målingen. Små partikler registreres ligeledes med begrænset effektivitet pga elektronisk støj.

En optisk partikeltæller kan kalibreres aerodynamisk. Foran indtaget på partikeltælleren placeres et impaktortrin med kendt D_{50} for den aktuelle volumenstrøm. Der optages et størrelsespektrum. Målingen gentages med den eneste ændring, at prelpladen i impaktoren er fjernet. Ved at danne kvotienten mellem disse to spektre fås impaktortrinnets karakteristik. 50% værdien vil svare til D_{50} .

Fase Doppler Anemometri

I Fase Doppler Anemometri (PDA) splittes en laserstråle op i to, hvorefter disse to stråler fokuseres i måleområdet og ved interferens danner et sribemønster. Når en sfærisk partikel passerer dette sribemønster, vil den sprede lyset både ved brydning og ved refleksion. En fotomultiplikator placeret i nærheden vil give et veksel-signal, hvor frekvensen på baggrund af kendskabet til sribefastheden giver partiklens hastighed. Dette svarer til et Laser Doppler Anemometer. Anbringes endnu en fotomultiplikator i en anden retning, vil denne afgive et tilsvarende signal, dog vil der være en faseforskel mellem de to signaler. Ud fra denne faseforskel og kendskabet til geometrien i hele systemet kan partiklens diameter findes.

Med Fase Doppler er det muligt at bestemme hastighed, kon-

centration og størrelse for sfæriske partikler. Signalbehandlingen foregår on-line, og der er tale om en in-situ måling, hvilket er en betydelig fordel, da man undgår tab i rør og slanger. At metoden principielt forudsætter sfæriske partikler med kendt brydningsindeks, begrænser anvendelsesmulighederne, til gengæld er den særdeles velegnet til måling af dråber større end 0,5 μm .

Mobilitetsanalysator

Når partikler med diameter under 1 μm passerer igennem en sky af positive eller negative ioner, vil de lades op, og den størrelsesafhængige ladningsfordeling kan beregnes. Ved at lede de opladede partikler igennem et elektrisk felt kan de sorteres efter deres bevægelighed, der er en kombination af antal ladninger på partiklen og den aerodynamiske diameter. Dette er princippet for en mobilitetsanalysator, der kan måle partikelstørrelser ned til omkring 0,01 μm . Til diameetre over 1 μm er den uegnet. Den har udstrakt anvendelse til måling af fx svejserøg.

Efter partiklernes sortering i en mobilitetsanalysator skal antallet i de enkelte størrelsesområder bestemmes. Til dette formål benyttes en Condensation Particle Counter, i hvilken luften med aerosoler blandes med en alkoholdamp. Blandingen ledes gennem et afkølet rum, hvor alkoholen vil kondenseres på partiklerne. Disse vil nu vokse til en størrelse, hvor de uden vanskeligheder kan detekteres optisk.

Krav til målemetoder

Interessen for test af målemetoder er stærkt stigende. Det skyldes kravet om kvalitetskontrol, behovet for at opnå certifikat til at udføre arbejds-hygieniske målinger og etablering af internationale standarder for fraktioneret prøvetagning af aerosoler.

Validering af en målemetode kan groft deles i to:

- ◆ Analysedelen: bestemmelse af mængden af specifikt stof
- ◆ Prøvetagningsdelen: bestemmelse af fraktion af aerosol i forhold til given standard.

I den samlede usikkerhed ved aerosolmålinger er bidraget fra analysedelen det mindste og det, som er nemmest at beregne.

Anbefalinger omkring test af fraktioneret prøvetagning er under udarbejdelse af CEN. Ud fra undersøgelser i laboratoriet placeres en prøvetager, hvis effektivitet udelukkende er bestemt af aerodynamiske principper, i klasse 1 til 3, når følgende krav er opfyldt:

Klasse 1:

Prøvetagningseffektivitet mellem 0,8 og 1,25 i forhold til konventionerne i EN 481, for aerodynamiske partikeldiametre $> 1 \mu\text{m}$ og hvor prøvetagningseffektiviteten, E , ifølge konventionen er $> 0,1$,

og

en nøjagtighed $\leq 30\%$ for alle klassificeringspunkter for de anbefalede testaerosoler og for alle undersøgte værdier af variable, som har indflydelse på prøvetagningen, fx vindhastighed.

Klasse 2:

Nøjagtighed $\leq 30\%$ for mindst 70% af klassificeringspunkter for de anbefalede testaerosoler og for alle undersøgte værdier af vindhastighed eller andre variable, som har indflydelse på prøvetagningen,

eller

nøjagtighed $\leq 30\%$ for alle klassificeringspunkter, men kun for 2 ud af 3 undersøgte vindhastigheder, eller andre variable.

Klasse 3:

Nøjagtighed $\leq 30\%$ for mindst 30% af klassificeringspunkterne og for alle undersøgte værdier af vindhastigheder eller andre variable,

eller

nøjagtighed $\leq 30\%$ for alle klassificeringspunkter, men kun for 1 ud af 3 undersøgte vindhastigheder eller andre variable.

Test i laboratoriet af prøvetagere, baseret på andre principper end aerodynamiske, fx optiske direkte visende instrumenter, er under overvejelse.

Når de samlede funktionskrav skal vurderes, skal både analysefejlen og prøvetagningsfejlen indgå.

Endvidere placeres en prøvetager i klasse 4, hvis der på baggrund af en feltafprøvning kan etableres en kalibreringskurve, som opfylder krav fra nærmere specificerede tests af residualer, stabilitet (drift) og præcision. Ved feltafprøvningen sammenlignes stationært udstyr indbyrdes og personbåret udstyr indbyrdes. Ved anvendelse af klasse 4-udstyr er det vigtigt at være opmærksom

på, at klassificeringen kun omfatter de forhold, som har været til stede under den feltafprøvning, som ligger til grund for kalibreringen.

Analyse

Vejning

Vejning bør foretages i klimatiseret vejerum (23°C, 50% RH). Nogle filtermaterialer udviser hysteres (hukommelse); hvis de er anvendt til prøvetagning i omgivelser med høj relativ fugt, fx 95% RH, vil dette medføre en blivende vægtforøgelse, som ikke kan ændres ved konditioneringen efter prøvetagningen.

Brug af blindfiltre anbefales stærkt som en god praksis ved prøvetagning af støv efter filtermetoden. Blindfiltre er rene indvejede filtre monteret i filterkassetter; fra indvejning til udvejning skal blindfiltrene transporteres sammen med de øvrige filtre, der anvendes til prøvetagningen. Kassetterne med blindfiltre forbliver lukkede under hele transporten. Hvis der er relativt stor usikkerhed på en given filtermetode, fx prøvetagning på glasfiberfiltre, prøvetagning med IOM-kassetter eller manglende erfaring med filtermetoden, anbefales det at anvende 5 blindfiltre i forbindelse med et sæt eksponeringsmålinger.

Når der er opnået kontrol med usikkerheden, kan antallet reduceres til 3 blindfiltre. Middelværdien af blindfiltrenes masseændring anvendes til korrektion (med modsat fortegn) af massen på de eksponerede filtre.

I let ikke-støvende industri eller i kontorer er støvkonzentrationen typisk omkring 1 mg/m³ eller lavere; når der prøvetages totalstøv med en volumenstrøm på 1,9 l/min i omkring 8 timer, opsamles således omkring 1 mg støv eller mindre på filtret. Kvantitativ bestemmelse af så små masser stiller krav til prøvetagningsudstyr, vægte og vejning. Procedure.

Både etablering og kvalitetskontrol af vejning er relativt ressourcekrævende. Det er derfor hensigtsmæssigt at foretage et overslag over de forskellige bidrag til den samlede metodeusikkerhed, således at investeringer i udstyr og tid i de forskellige trin i måleproceduren står i et hensigtsmæssigt forhold til hinanden, og således at kvalitetskontrollen kan optimeres.

Eksempel 1:

Den samlede metodeusikkerhed ved anvendelse af hygroskopiske 25 mm cellulose-ester filtre til prøvetagninger af totalstøv og respirabelt støv er 17 µg, bestemt som 1 gange standardafvigelse på middelværdien af et stort antal blindfiltre. Filtrets fugtafhængighed er 7 µg pr %RH, og den anvendte vægt har en usikkerhed på 1 µg (1 gange standardafvigelse af middelværdien af et antal vejninger af et referencelod). Hvis kvantificeringsgrænsen vælges

til 10 gange metodeusikkerheden, fås $0,17 \text{ mg/m}^3$ ved prøvetagning i 8 timer. Hvis der ønskes en lavere grænse fx til indeklimamålinger, kan det altså ikke betale sig at investere i en bedre vægt. Der skal i stedet anvendes andre filtertyper, fx teflon filtre.

Eksempel 2:

Ved analyse af inhalerbart støv har filter og kassette en egenvægt på 1 gram. Da en given laboratorievægt har stigende usikkerhed i stigende taravægtområder, kan det altså ikke betale sig her at anvende en vægt med meget lille usikkerhed ved taravægte i milligramsområdet.

Måleproceduren kan gøres til genstand for kvalitetskontrol. Proceduren kan beskrives som et hierarki:

- ◆ prøvetagningen
- ◆ vejeproceduren (inklusive fugt- og temperaturkonditionering)
- ◆ vægten.

Prøvetagningen kontrolleres ved anvendelse af blindfiltre, og her kan den samlede metodeusikkerhed beregnes som standardafvigelsen på middelværdien af massetilvæksten.

Vejeproceduren med klimatisering af vejerum kan kontrolleres ved daglig vejning af kontrolfiltre af samme type som filtrene til prøvetagning. Resultaterne kan afbildes i et kontrollkort bl.a. for at undersøge drift som funktion af tid (se fig. 3.10).

Vægten kan kontrolleres ved daglig gentagen vejning af kontrollod.

Karakterisering af partikler

Et stof er både karakteriseret ved en kemisk sammensætning og ved en atomar struktur. For at identificere et stof må man både beskrive strukturen og stoffets kemiske sammensætning. Det er dog ikke altid nødvendigt at gennemføre en total analyse. Hvis stoffet har været undersøgt tidligere, kender man den kemiske sammensætning, et antal fysiske egenskaber som karakteriserer stoffet (fx densiteten, lysbrydningen, smeltepunktet) og måske stoffets infrarøde absorptions-spektrum eller dets røntgendiffraktions-spektrum. Begge spektre er relateret til krystalstrukturen. For at bestemme det ukendte stof behøver man derfor kun at bestemme et par af stoffets fysiske egenskaber eller det infrarøde absorptions-spektrum. Identifikationen foretages ved at sammenligne de målte egenskaber med de tilsvarende egenskaber af tidligere beskrevne stoffer.

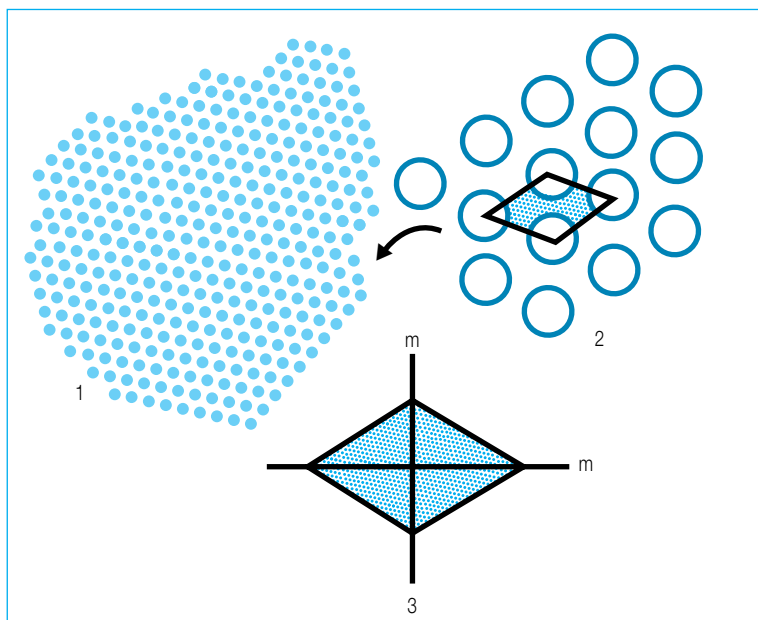
Krystallinsk og amorf. Når et fast stof dannes ved kondensation

fra en gas, en smelte eller en opløsning, samles atomerne (eller molekylerne) i *domæner* (krystallitter). Inden for hvert domæne er atomerne ordnet i samme regelmæssige tre-dimensionale mønster, der er bestemt af atomernes størrelse og deres elektriske ladninger. Det tre-dimensionale mønster af atomer eller molekyler kaldes for en *krystalstruktur*. Denne karakteriseres ved størrelsen og formen af den mindste mønsterenhed af atomer, som gentages periodisk i tre dimensioner, og ved mønsterenhedens rumlige symmetri (fig. 3.36).

I den ældre litteratur skelner man mellem *amorfe stoffer* og *krystallinske stoffer*. Et amorph stof var et stof, hvor domænerne var så små ($< 1 \mu\text{m}$), at de ikke kunne ses i et optisk mikroskop. Undersøgelser med bl.a. elektronmikroskop har vist, at de små domæner i amorfe stoffer har en krystalstruktur, og at det ikke blot er domænernes størrelse, som er afgørende for, om stoffet har krystallinske eller amorfe stofegenskaber. Domænernes indbyrdes orden betyder langt mere for stoffets fysiske og kemiske

Figur 3.36. To-dimensional krystalstruktur af ens atomer.

Når alle atomer har samme størrelse, vil de enten ordne sig i et kvadratisk eller et hexagonalt mønster som på denne figur. Mønstret beskrives ved den mindste enhed af flere atomer, der gentages periodisk i to dimensioner. Mønstrenheden karakteriseres ved længden af kanterne, vinklerne mellem kanterne og symmetrien af fladen. I det hexagonale mønster er kanterne lige lange, vinklen er 60° . Symmetrien er karakteriseret af to diagonale symmetrilinier (m), der står vinkelret på hinanden. I en tre-dimensional krystalstruktur beskrives mønsterenheden ved tre kantlængder og de tre vinkler mellem kanterne. I tre dimensioner bliver symmetrilinierne til spejlpplaner.



egenskaber end domænestørrelsen (se nedenfor). For at forstå materialernes fysiske og kemiske egenskaber må vi derfor udvide materialebegrebet til at omfatte *amorfe*, *mikrokrystallinske*, *polykrystallinske* og *grov-* eller *makrokrystallinske stoffer* (fig. 3.37).

De krystallinske og amorfe stoffer omfatter både organiske og uorganiske forbindelser. Som eksempel på de to materialekategorier skal nævnes:

Krystallinske stoffer: kvarts (SiO_2), calcit (CaCO_3), chrysotil-asbest ($\text{Mg}_3[(\text{OH})_4\text{Si}_2\text{O}_5]$), wollastonit (CaSiO_3), cement (en blanding af forskellige calcium-silicater), metaller, sukker ($\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$), aspirin (acetylsalicylsyre $\text{CH}_3\text{COOC}_6\text{H}_4\text{COOH}$), vinsyre ($\text{HOOC}(\text{CHOH})_2\text{COOH}$), fibre af uld, bomuld, silke, nylon, kevlar, orlon, terylene etc.

Amorfe stoffer: flint og opal ($\text{SiO}_2 + n\text{H}_2\text{O}$), sod (kulstof), rav, harpiks og gummiagtige stoffer, "man-made fibre" af kulstof, glas ($\text{K}_{0,04}\text{Ca}_{0,60}\text{Al}_{0,28}\text{Si}_{1,48}\text{O}_4$), stenglas ($\text{Na}_{0,01}\text{K}_{0,01}\text{Ca}_{0,44}\text{Mg}_{0,53}\text{Fe}_{0,14}\text{Al}_{0,11}\text{Ti}_{0,01}\text{Si}_{1,31}\text{O}_4$), keramisk glas ($\text{Al}_{1,11}\text{Si}_{1,19}\text{O}_4$) og metal-glas (chokafkølet metal).

Det skal bemærkes, at nogle stoffer altid er amorfe (gummi, harpiks, plastic), mens andre kan optræde i begge materialekategorier (fx metal, kulstof og SiO_2).

Polymorfi. I mange krystallinske stoffer kan atomerne ordnes på mere end én måde (se tekst til fig. 3.36). Fænomenet betegnes som *polymorfi* (= flere former), og man taler om polymorfe modifikationer af et stof. Her skal nævnes følgende eksempler på polymorfi: SiO_2 (kvarts, cristobalit, tridymit), CaCO_3 (calcit, aragonit), kulstof (diamant, grafit) og Sn (grå tin, hvid tin).

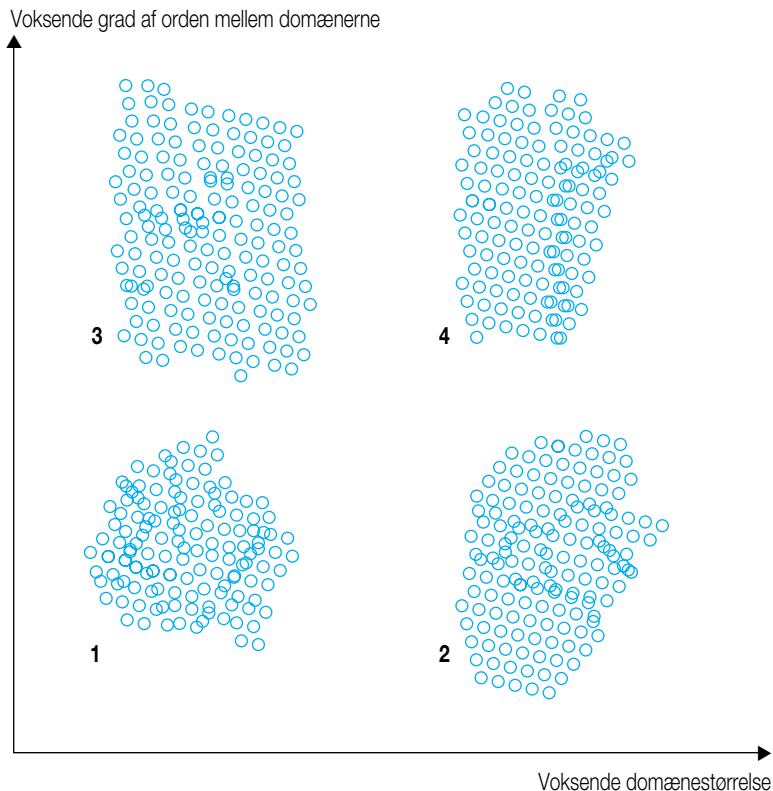
Fysiske egenskaber. Et stofs makroskopiske egenskaber afhænger af stoffets kemiske sammensætning, af krystalstrukturens symmetri og af domænernes størrelse og indbyrdes orden. Hvis atomerne er ordnet, så krystalstrukturen får den højeste grad af rumlig symmetri, som er mulig (kubisk symmetri), og alle domæner har samme rumlige orientering, vil egenskaber som fx lysbrydning, hårdhed, spaltelighed og elastiske egenskaber etc være ens for alle retninger i krystalstrukturen. Et sådant materiale betegnes som *isotrop* med hensyn til de nævnte egenskaber. Krystaller af diamant (kulstof), stensalt (NaCl), jern, kobber, sølv og guld er eksempler på isotrope materialer med hensyn til lysbrydning, hårdhed etc.

Med aftagende grad af symmetri bliver de nævnte egenskaber mere og mere bestemt af den retning, hvori de måles. Krystaller, der har denne egenskab, betegnes som *anisotrope*. Krystaller af grafit (kulstof), kvarts, tridymit, cristobalit, asbest og mange tekstilfibre har anisotrope stofegenskaber.

De anisotrope stofegenskaber er imidlertid stærkt afhængige af

Figur 3.37 To-dimensional fremstilling af de faste stoffers tekstur, dvs størrelsen, formen og arrangementet af stoffets domæner.

1. Amorf: Domænerne er små. Der er ingen indbyrdes orden mellem domænerne.
2. Polykrystallinsk: Domænerne er store. Der er ingen indbyrdes orden mellem domænerne.
3. Mikrokrystallinsk: Domænerne er små. Der er en stor grad af orden mellem domænerne.
4. Grovkrystallinsk: Domænerne er store. Der er en stor grad af orden mellem domænerne.



de krystallinske domæners størrelse og indbyrdes orden (fig. 3.37). Aftager domænerne størrelse og deres indbyrdes orden, vil de makro-fysiske egenskaber gradvis blive mindre og mindre retningsbestemte. Resultatet bliver et amorf materiale, der er isotropt mht stofegenskaber. Et eksempel på dette er glasser af silicater eller metaller.

Røntgen pulverdiffraktometri

Inden for arbejdshygiejne bruges røntgen pulverdiffraktometri til identifikation af krystallinske pulvere og til kvantitativ bestemmelse af kvarts, asbest m.m. i materialeprøver eller i luftbåret støv, der er opsamlet på filter. For en komponent i en blanding har metoden en detektionsgrænse på ca 1% af blandingens vægt.

Røntgendiffraktion i krystallinske materialer. Røntgenstrålerne vekselvirker med et krystallinsk materiale kan beskrives som en simpel spejling i de lag af atomer, som danner krystalstrukturen. Betingelsen for, at den reflekterede røntgenstråling har maksimal intensitet, er givet ved Bragg's lov:

$$n\lambda = 2d \sin \Theta \quad (n = 1, 2, 3, \dots)$$

Θ er glansvinklen, som den reflekterede røntgenstråling danner med en "sandwich" af reflekterende planer af atomer i krystalstrukturen, d er den periodiske afstand mellem sandwichplanerne, λ er røntgenstrålingens bølgelængde, og n angiver ordenen af røntgenspektret, som dannes ved diffraktionen.

Kvalitativ analyse. Formålet med en kvalitativ analyse er at identificere et eller flere krystallinske stoffer. Analysen foretages ved, at man først optager et røntgendiffraktogram på et pulver af det ukendte stof, dvs man optager intensiteten af stoffets røntgenreflekser som funktion af 2Θ . Det ukendte stof identificeres ved, at man sammenligner stoffets diffraktogram med diffraktogrammer af kendte stoffer.

Kvantitativ analyse. Grundlaget for kvantitativ røntgendiffraktometri er, at intensiteten af røntgenreflekserne fra et stof i en blanding er proportional med stoffets koncentration i blandingen. I princippet kan den ukendte koncentration (X_{ip}) af stoffet i beregnes som

$$X_{ip} = K(I_{ip}/I_{is})X_{is}$$

I er intensiteten af samme røntgenrefleks i henholdsvis prøven (p) og i en standard (s) med kendt koncentration (X_{is}) af i . K er en proportionalitetsfaktor, der bestemmes eksperimentelt.

Infrarød absorptionsspektrometri

Ved infrarød absorptionsspektrometri måler man intensiteten af den infrarøde stråling, som transmitteres gennem præparatet som funktion af strålingens frekvens. Det spektrum man herved får, afhænger af prøvens kemiske sammensætning, af krystalstrukturen og af bindingskræfterne mellem atomerne. Metoden kan derfor bruges på samme måde som røntgendiffraktometri til identifikation af stoffer og til kvantitativ analyse. Med infrarød absorptionsspektrometri er det endvidere muligt at identificere amorf stoffer som fx "kiselsyre" (amorf SiO_2).

Mikroskopi

Ved arbejds-hygieniske undersøgelser af partikler og fibre bruges forskellige typer mikroskoper alt efter undersøgelsens art og de undersøgte partiklers størrelse. Til tælling af asbestfibre er det obligatorisk at bruge et *fasekontrastmikroskop*. Er formålet med undersøgelsen derimod at identificere eller størrelsesbestemme

uorganiske partikler og fibre, anvender man et *optisk polarisations-mikroskop*, et *scanningelektronmikroskop* (SEM) eller et *transmissionelektronmikroskop* (TEM). Organiske partikler, fibre, svampe sporer etc identificeres vha *fluorescens-mikroskopi*.

Fasekontrastmikroskopi. Mikroskopi af asbestfibre foretages med følgende standardudstyr: et 40 x fasekontrast-objektiv med en numerisk apertur på 0,65. Faseringen skal have en absorption på 70 til 80%. Okularets forstørrelse skal være 12,5 x, og det skal være forsynet med et cirkulært tællefelt (en Walton-Becket graticule), som gør det muligt med god nøjagtighed at bestemme, om partiklerne er over eller under 5 μm lange, under 3 μm tykke, og om forholdet længde : bredde > 3 . Disse dimensioner karakteriserer ifølge grænseværdilisten en fiber.

Når enkelthederne i et gennemsigtigt præparat kan skelnes fra hinanden, skyldes det normalt, at de absorberer lyset i forskellig grad. Meget tynde asbestfibre ($< 1 \mu\text{m}$ i tykkelse) kan imidlertid være vanskelige at se i mikroskop. I et fasekontrastmikroskop løses problemet ved at indskyde en fasering i mikroskopets strålegang. Herved opstår der en forøget intensitetsforskel mellem det lys, der går gennem asbestfibrene, og det, der går gennem indlejningsmediet.

Polarisations-mikroskopi. I sin simpleste form er polarisations-mikroskopet opbygget som et almindeligt mikroskop, der er forsynet med et præparatbord, som kan drejes omkring mikroskopets lodrette akse, og to polarisations-filtre. Det ene filter er anbragt i lyskondenseren, det andet filter (analysatoren) kan skydes ind og trækkes ud af tubus mellem okularet og objektivet. De to filtre er orienteret, så der ikke kan passere lys fra kondenseren til øjet. Betragter man et optisk anisotropt stof med analysatoren i tubus, vil det på skift blive mørkt og lyst 4 gange, når præparatbordet drejes 360° . Et optisk isotropt stof er derimod mørkt under en hel omdrejning.

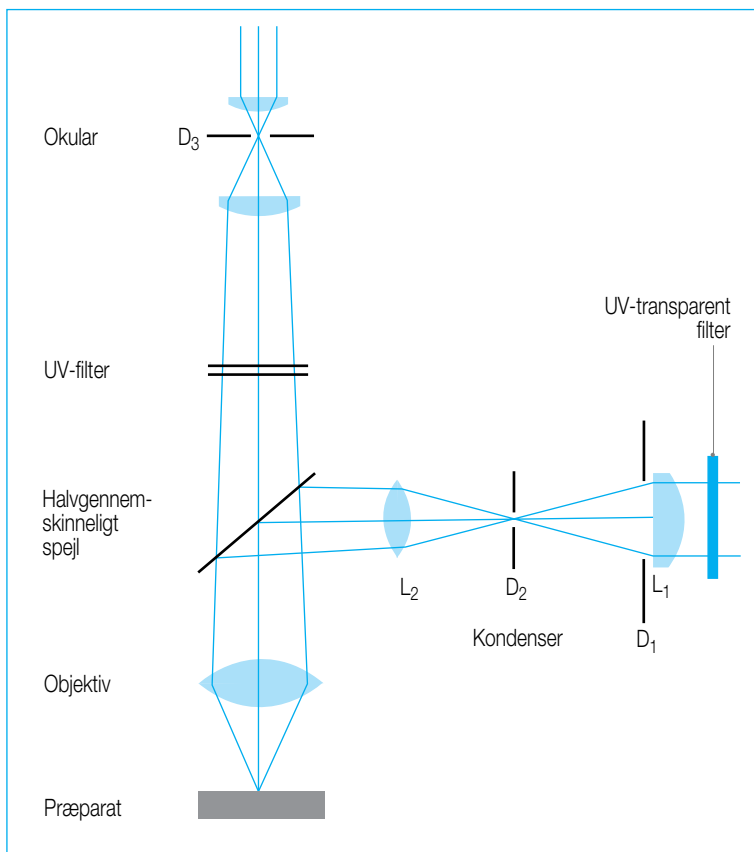
Asbest-, tekstil- og papirfibre er optisk anisotrope, mens fibre af glas, stenuld og keramiske materialer er optisk isotrope. Med et polarisations-mikroskop kan man derfor hurtigt skelne de to fibertyper fra hinanden. En nærmere identifikation af fibre kræver imidlertid, at man bestemmer deres lysbrydningsindeks og andre krystaloptiske egenskaber.

Fluorescens-mikroskopi. Metoden er specielt udviklet til mikroskopi af organiske materialer (biologiske prøver af væv og bakterier etc), som kan indfarves med stoffer, der fluorescerer i ultraviolet (UV) lys, fig. 3.38.

Scanning-elektronmikroskopi (SEM) og mikroanalyse (EDS). Princippet i SEM er, at en tynd elektronstråle scanner præparatets overflade, og at en detektor opfanger elektronerne, som reflekteres fra præparatet. Signalet fra detektoren forstærkes og føres til en videoskærm, hvor der dannes et pseudo tre-dimensionalt billede af præparatoverfladen. Med SEM kan man forstørre fra ca 100 til 100.000 gange. Opløsningsevnen er omkring 0,01 μm , hvilket betyder, at man kan se objekter, der er 20 gange mindre end de objekter, der kan ses med et optisk mikroskop (som har en opløsningsevne på 0,2 μm).

SEM kan forsynes med et energidispersivt røntgenspektrometer (EDS eller EDXA), der gør det muligt at foretage kvalitative og kvantitative grundstofanalyser.

Transmissions-elektronmikroskopi (TEM). I princippet kan TEM betragtes som et optisk mikroskop, hvor glaslinserne er erstattet med elektromagnetiske linser og lyskilden med en elektronka-



Figur 3.38. Principskitse af et fluorescens-mikroskop. Ved fluorescens-mikroskopi benytter man ofte reflekteret belysning af præparatet. I kondenseren er anbragt et filter, som kun er transparent for UV-lys. Det UV-lys, som kommer ind fra kondenseren, reflekteres derved i et halvgennemskinneligt spejl og fokuseres på præparatets overside ved hjælp af objektivet. Samtidig betragter man præparatet gennem okularet, det halvgennemskinnelige spejl og objektivet. Mellem okularet og det halvgennemskinnelige spejl sidder et UV-filter (eller et farvefilter), der forhindrer, at UV-lyset trænger op til øjet. Advarsel! Det kan medføre alvorlige øjenskader at fjerne UV-filtret, når mikroskops UV-lampe er tændt.

non. Billedannelsen foregår ved, at elektronerne absorberes eller diffrakteres i præparatet. Præparatet ses som et skyggebillede på en fluorescerende skærm. Med TEM kan man se objekter, der er omkring 600 gange mindre end de objekter, der kan observeres med et optisk mikroskop (TEM har en opløsningsevne på $3 \times 10^{-4} \mu\text{m}$ ved en accelerationsspænding på 100 kV). For synes TEM med EDS, kan instrumentet benyttes til grundstofanalyse som beskrevet ovenfor.

Med TEM har man desuden den mulighed at måle afstandene og vinklerne mellem stoffets atomare planer (se røntgen pulverdiffraktometri). Når en elektronstråle trænger ned i stoffet, vil elektronerne interferere med stoffets atomer. Herved dannes et bøjningsmønster, der er karakteristisk for stoffets atomare struktur og for elektronstrålens retning i forhold til strukturen. Metoden, *elektrondiffraktometri* (SAED), benyttes på samme måde som røntgen pulverdiffraktometri til identifikation af stoffer. Den kan anvendes på enkeltpartikler.

Mikroskopi og billedanalyse. En manuel mikroskopisk opmåling af partikelstørrelsesfordelingen af partikler eller fibre opfanget på et filter vil være særdeles tidskrævende, da det af hensyn til den statistiske sikkerhed vil være nødvendigt at opmåle et stort antal partikler. Det er derfor en fordel at benytte computerbaseret automatisk billedanalyse. Dette er baseret på, at mikroskopbilledet læses ind i en computer, fx en hurtig PC'er, hvor billedet behandles, og partikler identificeres og måles. Computeren kan i nogle systemer vha stepmotorer styre både skanningen af præparatet i mikroskopet og fokuseringen. Dette muliggør en fuldautomatisk udmåling af præparatet. Ikke alle typer af præparater er egnede til en fuldautomatisk analyse, men computeren vil stadig være en stor hjælp ved at varetage nogle opgaver, mens operatøren fx kan koncentrere sig om en korrekt fokusering.

Mikroorganismer

Egenskaber

Mikroorganismer findes overalt på jorden og er en forudsætning for højere livsformer som dyr og planter. Hos mennesket vokser de naturligt på hud og slimhinder, og tilstedeværelse af mikroorganismer i tarmen er eksempelvis helt nødvendig for fordøjelsen. Mikroorganismer anvendes ved fabrikation af mange levnedsmidler og i den bioteknologiske industri ved fremstilling af enzymer samt en stor mængde lægemidler og biokemiske produkter. Ud over en hel del nyttevirkninger er det også velkendt, at mikroorganismer kan være årsag til skadelige tilstande ved fremkaldelse af sygdomme. I dette afnit beskrives mikroorganismers fysiske og biologiske egenskaber, mens de helbredsmæssige effekter omtales senere.

Definition

Mikroorganismer er levende celler, der kan inddeles i eukaryoter som gær- og skimmelsvampe og prokaryoter som bakterier og actinomyceter. Eukaryoter har en membran omkring det genetiske materiale, cellekerne med parvis ens kromosomer, ligesom hos celler i højere dyr og planter. Hos prokaryoter er det genetiske materiale spredt i cytoplasmaet og består af et enkelt kromosom og evt et eller flere ekstrakromosomale elementer. De to grupper mikroorganismer adskilles også ved forskelle i indhold af organeller samt ved forskellig sammensætning og opbygning af cellevæggen. Viruspartikler består kun af genetisk materiale omsluttet af en kapsel. I sig selv har viruspartikler ikke en selvstændig energiomsætning som andre levende organismer, men virus opformeres ved at invadere og overtage styringen af andre cellers stofskifteprocesser.

Vegetative celler og sporer

Mange mikroorganismer er i stand til at danne sporer, der i forhold til voksende (vegetative) celler er mere modstandsdygtige over for fysiske og kemiske påvirkninger. Sporer indeholder mikroorganismens genetiske materiale indkapslet af en sporevæg, som er kraftigere og mindre permeabel end den vegetative celledværg. Derfor tåler sporer sædvanligvis langt større påvirkninger ved eksempelvis udtørring, temperaturstigning, pH-ændringer og ultraviolet bestråling end de respektive mikroorganismers vegetative celler. Da der ikke foregår egentlige stofskifteprocesser i spo-

terne, er disse uafhængige af næring og i stand til at kunne opbevares i meget lang tid, før gunstigere livsbetingelser gør det muligt for sporerne at spire og gendannes som vegetative voksende celler.

Svampe og actinomyceter danner sporer i forbindelse med deres formering, mens enkelte bakterier anvender sporulation til at sikre overlevelse under ugunstige forhold. Skimmelsvampe danner ved deres ukønnede formering sporer i så karakteristiske former, at dette udgør væsentlige identifikationskriterier mellem forskellige slægter. Udformningen af sporer fra skimmelsvampe gør dem velegnede til kunne føres vidt omkring i luften og samtidig sikre overlevelse efter lang tid på aerosolform. Gærceller kan danne intracellulære sporer ved kønnet formering, og antallet af sporer i gærcellen er typisk fra en til otte. Blandt bakterierne er kun slægterne *Bacillus* og *Clostridium* i stand til at sporulere, hvilket sker under ugunstige miljømæssige forhold ved dannelse af en enkelt intracellulær spore pr celle. Actinomyceter danner sporer i lighed med skimmelsvampe.

Størrelse og morfologi

Svampe og bakterier kan iagttages i lysmikroskop ved 600 til 1.000 ganges forstørrelse, hvorimod viruspartikler kun kan erkendes med elektronmikroskopi ved op til omkring 1 mio ganges forstørrelse. Størrelsen af de enkelte celler kan variere meget såvel inden for som mellem forskellige familier, slægter og arter af mikroorganismer: fx svampesporer 2-50 μm , bakterier 0,3-10 μm og virus 0,015-0,45 μm .

Mikroorganismeres morfologi er noget varierende. Skimmelsvampe består af lange, cylindriske celler i forgrenede netværk, mycelier, der kan blive så store, at de er synlige for øjet som mugpletter. Bakterier inddeles morfologisk i to grupper: kokker, som er runde, og stave, der er aflange og kan forekomme i meget forskellige længder. Actinomyceter er bakterier, der ligesom skimmelsvampe er flercellede og vokser i mycelier. Viruspartikler kan antage en mængde forskellige former, som dog ikke omtales nærmere her.

Sporer fra skimmelsvampe er ofte runde og meget lette. De har en meget lille aerodynamisk diameter. Det gør dem i stand til at holde sig svævende i luften i lang tid og at blive ført af sted med vinden over meget lange afstande. Det samme gælder sporer fra actinomyceter og viruspartikler. Bakterier og andre vegetative celler vil på grund af vækstkrav og formering oftest være bundet til partikler med en større aerodynamisk diameter.

Mikroorganismer vil let kunne vokse og opformeres i væsker og i eller på overfladen af partikler, såfremt næringskrav og andre vækstbetingelser er opfyldt. Dette giver muligheder for en vold-

som stigning i koncentrationen af såvel vegetative celler som cellebestanddele, metabolitter og evt sporer. Disse forhold influerer videre på størrelse, form og masse af aerosoler indeholdende mikroorganismer.

Bioaerosoler

Luftbårent organisk støv eller bioaerosoler består af partikler af biologisk oprindelse. Afhængigt af sammensætningen og tilstedeværelse af biologisk aktive stoffer, biologiske agentia, omfatter bioaerosoler såvel mikroorganismer som allergene og toksiske bestanddele af planter, protozoer, insekter, mider, enzymer og proteiner fra animale celler. Selvom bioaerosoler kan have meget komplekse sammensætninger, vil der i det efterfølgende kun blive fokuseret på de mikrobielle bestanddele.

Gær- og skimmelsvampe forekommer overalt i miljøet. En stor del er saprofyter, der nedbryder organisk dødt materiale i naturen, mens andre forårsager sygdomme på levende planter og dyr. Sporer fra skimmelsvampe spredes som nævnt meget let og forekommer næsten altid i udendørs luft. Afhængigt af årstider, vejrforhold og lokalitet forekommer der ofte naturlige koncentrationer på 10^3 til 10^4 svampesporer pr m^3 luft. Sporer fra actinomyce-ter og viruspartikler udgør også bestanddele af bioaerosoler. Luftbårne bakterier spredes mest via små væskedråber, som ofte udtørres i aerosolfasen. Herved inaktiveres bakteriernes vegetative celler, men eventuelle bakteriesporer vil kunne overleve.

Bioaerosoler kan indeholde biologisk aktive stoffer, uanset om de tilstedeværende mikroorganismer er levende, inaktive eller døde. Mest kendt er tilfælde, hvor vegetative mikroorganismer i sig selv fremkalder infektioner ved at invadere og kolonisere andre organismer. Andre patogene egenskaber er, at mikrobielle overfladeproteiner kan udløse allergiske reaktioner, uanset om mikroorganismen er levende eller ej. Fragmenter af mikroorganismer eller metabolitter, fx toksiner og gasser, dannet af mikroorganismer kan også optræde som biologisk aktive stoffer. Endotoksiner, som udgør dele af den ydre membran i cellevæggen hos gramnegative bakterier, er højmolekylære, varmestabile forbindelser af lipopolysaccharider (LPS). En karakteristisk del, lipid A, udgør det biologisk aktive stof i forskellige bakteriearters endotoksiner. Glucaner udgør bestanddele af cellevæggen i svampe og kan også dannes af nogle få bakterier. Mycotoksiner er lavmolekylære stoffer dannet som sekundære metabolitter af svampe; her antager det biologisk aktive stof en meget lille størrelse.

Spredning og overlevelse

Opformering af mikroorganismer foregår typisk ved omsætning af organisk materiale i materialer med tilstrækkelig høj vandakti-

vitet og under passende vækstforhold mht ilt, pH og temperatur. Væsker som mælk, køle-smøremidler og spildevand eller fastere produkter som hakket kød, fugtigt korn og husholdningsaffald kan give gode opformeringsmuligheder for de tilstedeværende mikroorganismer. Ved en efterfølgende generering af aerosoler fra disse materialer kan mikroorganismen blive spredt via væskedråber eller støvpartikler. I nogle tilfælde vil spredningen kun omfatte enkelte mikrobiologiske enheder, fx sporer og viruspartikler.

En levende mikroorganisme bliver oftest defineret i forhold til en given analysemetode, fx om mikroorganismen er i stand til at danne kolonier under bestemte dyrkningsbetingelser. Denne vurdering udtrykker derimod intet om den pågældende mikroorganismes evne til at inficere en anden værtsorganisme. Under aeromikrobiologiske forhold er det specielt væsentligt at præcisere, hvilke kriterier der lægges til grund for en given problemstilling.

Der er mange forskellige forhold, som har indflydelse på, om mikroorganismen er i stand til at overleve i aerosolfasen og under prøvetagningen. De vigtigste faktorer er arten af mikroorganismen, vækstbetingelser, aerosoldannelse, tiden siden aerosoldannelsen, opsamlingsudstyr og luftens miljø mht relativ fugtighed, temperatur, stråling, effekt fra ilt, ozon og varierende forurenende stoffer.

Ved aerosolisering af væsker indeholdende mikroorganismer vil der ske en kraftig udtørring, hvilket særligt påvirker vegetative bakterieceller. Mikroorganismen udsættes derved for en stor stresseffekt og vil ved efterfølgende opsamling og dyrkning have vanskeligt ved at rehabiliteres og danne kolonier. Mikrobiologiske sporer er mere modstandsdygtige over for ydre påvirkninger end vegetative celler; derfor har sporedannende mikroorganismer generelt bedre overlevelsesmuligheder i bioaerosoler.

Effekter

Sammenlignet med påvirkninger udløst af fysiske forhold eller kemiske stoffer er effekter fra biologiske agentia generelt mindre kendte og veldefinerede. Dette skyldes den store kompleksitet i såvel virkningsmekanismer som forekomst. Eksponering for mikroorganismer kan resultere i meget komplekse biologiske effekter afhængigt af optagelsesvej og karakteren af det eller de biologisk aktive stoffer. Når der ses bort fra optagelse via tarmkanalen, foregår optagelsen af mikrobiologiske agentia hos mennesker typisk over luftvejene eller gennem beskadiget hud og slimhinder. I arbejdsmiljøet betragtes optagelse via luftvejene som den dominerende indgangsport til den menneskelige organisme.

Ved inhalation af bioaerosoler vil deponeringen i luftvejene være som for andre partikler med tilsvarende aerodynamisk diameter.

Patogene mekanismer

Mikroorganismer er mest kendt for deres patogene egenskaber i forbindelse med infektioner og allergiske reaktioner. I arbejdsmiljøet forekommer der dog langt flere tilfælde, hvor immunforsvaret aktiveres og reagerer med et inflammatorisk respons uden de specifikke antigen-antistof reaktioner, som typisk udvikles ved infektioner og allergiske reaktioner. Effekter med inflammatorisk respons benævnes i det følgende for toksiske reaktioner.

Arbejdsbetingede lidelser

Luftvejene

Inhalation af bioaerosoler kan forvolde en række forskellige lidelser:

Længerevarende eksponering for endotoksiner kan medføre irritative slimhindereaktioner i øjne, næse og svælg.

Indånding af endotoksiner og muligvis svampesporer kan resultere i kronisk bronkitis, skønt denne lidelse hyppigst udløses som følge af tobaksrøgning.

Allergisk snue og allergisk astma kan udvikles ved eksponering for mange forskellige mikrobielle allergener. Allergiske reaktioner udløst ved indånding af sporer fra en række skimmelsvampe er meget almindeligt forekommende. Som eksempler herpå kan nævnes *Cladosporium*, *Alternaria* og *Aspergillus fumigatus*.

Allergisk alveolitis er repræsenteret i en række arbejdsbetingede sygdomme, hvoraf navnet på lidelsen ofte angiver patientens profession eller typen af arbejdsmiljø. De biologisk aktive stoffer forekommer i aerosoler indeholdende sporer fra såvel skimmelsvampe som actinomyceter. Det er karakteristisk, at disse lidelser er forårsaget af gentagne eksponeringer for høje koncentrationer af sporer, typisk over 10^6 sporer/ m^3 luft. Som eksempel herpå kan nævnes tærskerlunge hos landmænd.

Organic dust toxic syndrome, ODTS, er et sygdomskompleks med en stor variation af influenzalignende symptomer, fx feber, kulderystelser, trykken for brystet, åndedrætsbesvær, hovedpine, ledsmerter, træthed, kvalme og diarré. Optagelse af endotoksiner antages at spille en væsentlig rolle i sygdomskomplekset, specielt i forbindelse med udvikling af feber og de inflammatoriske reaktioner i lungerne. ODTS forekommer i arbejdsmiljøer, karakteriseret ved høje koncentrationer af organisk støv. I flere undersøgelser er der fundet tydelige dosis-respons relationer mellem indåndingsluftens indhold af endotoksiner og påvirkning af lungefunktion. Etiologien af sygdommen er dog ikke endeligt klarlagt. De udløsende faktorer skyldes muligvis flere biologisk aktive stoffer.

Infektioner i luftvejene forårsages mest af patogene virus og

bakterier fra animalske kilder fx i forbindelse med forureninger af fækalier eller ved arbejde med spildevand og affald. Skimmel-svampe som *Aspergillus fumigatus* kan også inficere lungerne. Desuden findes der et stort antal mykotoksiner, der ved depone-ring i lungerne vil udløse et immunrespons; men disse stoffer er dog mest kendt for deres toksiske effekter ved optagelse over mave-tarmkanalen.

Mave-tarmlidelser

Mave-tarmsymptomer med smerter og diarré forekommer ved en række infektioner af mave-tarm patogene mikroorganismer. Mikroorganismer eller produkter heraf kan eksempelvis være indtaget via levnedsmidler eller være blevet overført til munden via kontaminerede hænder. Forgiftninger kan opstå ved indtagelse af toksiske metabolitter dannet af af en række specifikke mikroorga-nismer. Inhalerede endotoksiner formodes at kunne udløse diarré i forbindelse med sygdomskomplekset ODS.

Hudlidelser

Mikroorganismer kan forårsage infektioner i huden. I arbejdsmil-jøet forekommer det oftest på hænder ved direkte kontakt med infektiøst materiale, som kan trænge ind gennem rifter eller sår i huden. Bioaerosoler indeholdende mikroorganismer formodes også at kunne udløse allergiske reaktioner i form af eksem-lignen-de udslæt, men mekanismerne bag disse reaktioner er endnu ikke afklaret.

Risikofyldte arbejdsmiljøer

Organisk støv stammer fra planter, dyr eller mikroorganismer. Eksposering for bioaerosoler kan forekomme i mange forskellige arbejdsmiljøer, som bredt kan inddeles i landbrug, industri samt kontorbygninger og boliger.

Landbrug

Globalt set har arbejdsmiljøer med tilknytning til landbrug den største udbredelse i forhold til alle andre arbejdsrelaterede aktivi-teter. Primærproduktionen i landbruget omfatter både den vege-tabilske og den animalske produktion, og materialer fra begge grupper er naturligt kontamineret med mikroorganismer. Der er stor risiko for eksponeringer for mikroorganismer ved

- ◆ dyrkning og høst af korn, markafgrøder og hø
- ◆ opdræt af dyr i stalde (svin, kvæg, fjerkræ)
- ◆ mejeriproduktion (malkekøer)
- ◆ gartnerier (spisesvampe)
- ◆ transport og opbevaring af korn og foderstoffer.

Industri

Mikrobielle aerosoler forekommer i trævareindustrien, ved papirproduktion samt ved fabrikation af animalske og vegetabilske fibre (uld og bomuld). Risiko for eksponeringer findes ligeledes i forbindelse med fremstilling af mange levnedsmidler (slagterier, mejerier, bryggerier mv). Desuden genereres der mange bioaerosoler ved produktion af laboratoriedyr til forsøg (mus og rotter) samt ved fremstilling af dyrefoder.

Inden for den bioteknologiske industri findes der risiko for eksponering for opformerede mikrobiologiske kulturer ved aerosolisering af de anvendte næringsmedier fra produktionen. Selvom de fleste arbejdsprocesser generelt er rimeligt sikrede, kan der forekomme eksponeringer for biologisk aktive stoffer fra eksempelvis gæringsprodukter (enzymmer mv) og farmaceutiske præparater (antibiotika, vacciner, hormoner).

Håndtering af spildevand og organisk affald (husholdningsaffald, slagteriaffald, kompost) er forbundet med stor risiko for eksponering for bioaerosoler af mikrobiologisk oprindelse. Affaldsprodukterne er som hovedregel højkontamineret og kan indeholde meget store koncentrationer af såvel patogene som ikke-patogene mikroorganismer.

Inden for metalindustrien anvendes der en del skærevæsker baseret på emulsioner af olie og vand, hvilket giver muligheder for opformering af mikroorganismer med dertil hørende risiko for eksponeringer.

Kontorbygninger og boliger

I bygninger med kontamineret befugtningsanlæg eller med vækst af mikroorganismer i ventilationsskakte vil der være risiko for eksponering for mikrobiologiske aerosoler; det samme gælder fugtskadede bygninger, hvor der har været fremvækst af mikroorganismer i eller på byggematerialer.

Måling af mikroorganismer

Mikroorganismer kan forekomme i både flydende og faste produkter samt i luften, men de kan også sedimentere på overflader. I det følgende omtales kun måling af mikroorganismer i luften, og der henvises til litteraturen for en omtale af måling i produkter og på overflader. Der fokuseres på opsamlingsmetoder til prøvetagning af luftbårne mikroorganismer, og efterfølgende omtales analysemetoder til kvantificering og identifikation af mikroorganismer.

Prøvetagning af mikroorganismer

Ved prøvetagning af luftbårne mikroorganismer er det væsentligt at specificere effektiviteten af det anvendte udstyr. Den totale effektivitet E_T for mikrobiologisk måleudstyr udtrykker sandsynligheden for at detektere en given mikroorganisme og kan formuleres som

$$E_T = E_O \times E_B$$

hvor E_O er opsamlingseffektiviteten i måleudstyret, og E_B er beskyttelseseffektiviteten for mikroorganismene.

Opsamlingseffektiviteten E_O er en fysisk størrelse, der kan beregnes for forskelligt måleudstyr og ofte udtrykkes som funktion af partiklens aerodynamiske diameter. Beskyttelseseffektiviteten E_B er en mere fiktiv faktor, som det for levende mikroorganismer ikke er muligt at bestemme med eksisterende analysemetoder. Dette skyldes, at det er umuligt at afgøre, om et eventuelt drab af mikroorganismene er sket i aerosolen eller i selve måleudstyret. I stedet anvendes størrelsen "overlevelseseffektivitet" som et udtryk for antallet af levende mikroorganismer i forhold til det totale antal af opsamlede celler. Ved sammenligning af nyt apparatur med kendt måleudstyr anvendes størrelsen "relativ overlevelseseffektivitet". Det må dog erkendes, at dokumentationen af selv hyppigt anvendt udstyr endnu er noget mangelfuld, og det er derfor vanskeligt at sammenligne resultater fremkommet ved målinger med forskellige typer udstyr.

Måling af mikroorganismer i luften sigter ofte på at foretage en vurdering af personers eksponering i løbet af en hel arbejdsdag. Ud over en høj effektivitet er det derfor væsentligt, at prøvetagningen foretages i personernes indåndingszone (personbåret udstyr), og at opsamling kan foretages over en lang tidsperiode (timer). I det følgende omtales nogle hyppigt anvendte opsamlingsmetoder, som vurderes i forhold til kriterierne for effektivitet, prøvetagning i indåndingszonen samt længden af måleperioden. De omtalte metoder er måling med impaktor, impinger og opsamling på filter.

Impaktor

Impaktorer er standardudstyr til opsamling af luftbårne mikroorganismer. Det skal bemærkes, at de fleste impaktorer til opsamling af mikroorganismer endnu ikke har en indfangningseffektivitet svarende til inhalerbart støv, og ofte er indfangningseffektiviteten endog ukendt.

Der findes mange typer impaktorer til opsamling af mikroorganismer på faste substrater, agar, hvor man ved efterfølgende dyrk-

ning bestemmer de levende kolonidannende mikroorganismer. Anderson multistage sampler kan anvendes til måling af mikroorganismer fraktioneret efter aerosolstørrelse, og slitsamlere kan opsamle efter en tidsmæssig fordeling. For andre metoder, fx Reuter centrifugal sampler, henvises til litteraturen.

Ved opsamling af mikroorganismer på agar til efterfølgende dyrkning er det væsentligt at opnå en optimal belægningstæthed i antallet af organismer pr arealenhed af substratet. Alt andet lige øger en ringe tæthed detektionsgrænsen, og en høj tæthed øger risikoen for, at organismerne vokser over hinanden, så en korrekt tælling ikke kan foretages. Valg af måleperiodens længde afhænger af koncentrationen, der er ukendt, hvilket komplicerer målestrategien. Som en tommelfingerregel anbefales fx for Anderson impaktoren (28,3 l/min) en måletid på 0,5-10 min (afhængig af valgt vækstmedium) ved prøvetagning i forbindelse med håndtering af husholdningsaffald. Opsamlingseffektiviteten af impaktorer er normalt veldokumenteret, men opmærksomheden henledes på, at udskiftning af de sædvanlige opsamlingsflader med petriskåle kan ændre cut-off diameteren for de enkelte trin i impaktoren. Den biologiske effektivitet afhænger primært af mikroorganismernes art og vækstbetingelser i forhold til det valgte substrat.

Hidtil har impaktorer ofte været udstyr til opsamling på faste lokaliteter, men i de senere år er der udviklet en personbåret impaktor (IOM personal inspirable dust spectrometer), som samtidig har indfangningseffektivitet svarende til inhalerbart støv. Tidligere er en anden type impaktor (Marple) blevet anvendt til undersøgelser med personbåret udstyr, men impaktorens indfangningseffektivitet var uspecificeret.

Impinger

Impingere er standardudstyr til opsamling af luftbårne mikroorganismer, men der savnes endnu dokumentation for impingerens indfangningseffektivitet. Opsamlingseffektiviteten, som er bedre dokumenteret, afhænger af impingerens konstruktion. Sammenhængende partikler kan sønderdeles under opsamling og strømning i væsken. For måling af nogle typer bioaerosoler, fx sporer fra skimmelsvampe i kæder, medfører dette, at det målte antal kolonidannende enheder bliver større end efter andre opsamlingsmetoder. Den biologiske effektivitet af impingeren må anses for relativt større end impaktorer med faste substrater. Dette skyldes, at evt stressede mikroorganismer lettere kan restitueres under fugtige forhold. Visse typer opsamlingsvæske kan endog tjene som et substrat for mikroorganismerne, og for at forhindre en opformering inden analyse kræves der ofte særlige procedurer mht opbevaring og transport.

Som oftest anvendes impingere til prøvetagning på faste lokalteter, men der er udviklet små impingere som personbåret udstyr. Under prøvetagning fordamper væske fra impingeren, og dette sætter en grænse for længden af prøvetagningsperioden. Som eksempel kan nævnes, at den maksimale anbefalede måleperiode er 20 min, når der anvendes en AGI 30 impinger med 20 ml væske og en volumenstrøm på 12,5 l/min.

Filter

Opsamling af aerosoler på et filter er en veletableret teknik, og her er det forholdsvis enkelt at benytte personbåret udstyr. Desuden er det muligt at anvende lange måleperioder (timer), men opmærksomheden henledes på, at stresset på de opsamlede mikroorganismer formentlig øges med længden af måleperioden.

Til prøvetagning af den inhalerbare fraktion af mikroorganismer i luften kan IOM filterkassetten anvendes. Endnu savnes erfaringer med denne filterkassette til måling af mikroorganismer. Opmærksomheden henledes på, at hvis IOM kassetten anvendes til måling af inhalerbare bioaerosoler, skal bioaerosoler, aflejret på de indvendige overflader i kassetten, medregnes. Mht den biologiske effektivitet viser det sig, at filtermetoden er mindre egnet til opsamling af levende mikroorganismer, der er følsomme over for udtørring, specielt gramnegative bakterier.

Sedimentation

Opsamling af mikroorganismer ved passivt nedfald på agarplader har tidligere været en meget anvendt teknik. Opsamlingsmetoden er imidlertid kun velegnet til opsamling af partikler over 3 µm, idet mindre partikler vil sedimentere alt for langsomt. Efter udvikling af de tidligere omtalte typer måleudstyr anses denne teknik for uegnet til karakterisering af eksponering for mikroorganismer.

Specielle krav

Til analyse af bioaerosoler indeholdende mikroorganismer stilles der helt specielle krav til såvel den hygiejniske standard af måle- og analyseudstyr som til aseptisk håndtering af prøverne.

Sterilt udstyr. Da formålet med målingerne ofte er at analysere tilstedeværende mikroorganismer i bioaerosolerne, er det nødvendigt, at udstyr og medier i forvejen er helt fri for kim. Dette krav opnås typisk ved at sterilisere med forskellige former for varmebehandling. Autoklaving udføres med vanddamp (121°C i 20 min), tørsterilisering i varmeskab (fx 140°C i 4 timer), og til pyrogenerfrit udstyr ved analyse af endotoksiner kræves en kraftigere varmebehandling (fx 180°C i 6 timer). Sterilisering foretages af genbrugsudstyr og medier, som kommer i kontakt med prøvema-

terialet. Imidlertid kan ikke alt udstyr tåle disse former for varmebehandling, hvorfor der i stedet kan benyttes kemisk desinfektion eller sterilisering ved gammastråling. Det er karakteristisk for mikrobiologisk arbejde, at der anvendes sterilt engangsudstyr i stort omfang.

Håndtering af prøver. Ved udtagning og håndtagning af mikrobiologiske prøver er det nødvendigt at tage en del hygiejniske forholdsregler afhængigt af typen af måleudstyr og prøver. Opsamling på faste substrater i petriskåle eller strips, fx Anderson samplers, slitsamplere eller Reuter centrifugalsamplers, kræver ofte udskiftning af agarplader under målingerne i felten. Herunder kan være vanskeligt at sikre tilstrækkelige aseptiske forhold. Det er relativt lettere at udskifte beholdere til impingere eller kassetter med monterede membranfiltre. Efter udtagningen af prøver er forhold under transport fra prøvested til laboratorium af betydning. Væskeprøver fra impingerudstyr kræver eksempelvis hurtig transport under nedkøling for at hindre opformering, og faste substrater skal relativt hurtigt inkuberes under kontrollerede betingelser. Transportmetoden har mindre indflydelse på prøver opsamlet på membranfiltre. Generelt har tidsfaktoren relativt stor betydning, specielt ved analyser af levende mikroorganismer.

Prøvetagningsstrategi

Afhængigt af en undersøgelses formål skal der udarbejdes en passende strategi mht måleudstyr og betingelser under udtagningen af bioaerosolerne. Valg af metode til opsamling og analyse afhænger af mange faktorer, fx miljø, koncentrationsniveau og typen af mikroorganismer eller de biologisk aktive stoffer.

Analyser

Mikrobiologiske analyser kan inddeles i kvantitative og kvalitative metoder. De kvantitative omfatter tællinger af såvel levende som inaktive eller døde mikroorganismer med efterfølgende beregninger af en koncentration, mens kvalitative analyser vedrører identifikationer af specifikke mikroorganismer eller grupper heraf.

Kimtælling

Kimtælling af levende luftbårne mikroorganismer foregår som for andre mikroorganismer ved udpodning, inkubering og tælling af kolonidannende enheder. Faste substrater fra impaktorer inkuberes direkte. Væske fra impingere eller elueringsvæske fra membranfiltre udpodes i fortyndinger på forskellige medier. Denne fortyndingsmulighed er en fordel for prøver af ukendte koncentrationsniveauer. Der henvises til litteraturen vedrørende valg af medier.

Mikroskopi

Tælling ved mikroskopi er en direkte metode til kvantitativ og i enkelte tilfælde kvalitativ bestemmelse af mikroorganismer. I forhold til kimtælling er metoden uafhængig af overlevelseseffektiviteten, hvilket er af stor betydning for mange grupper luftbårne mikroorganismer. Tællinger foretages ved lysmikroskopi, epifluorescensmikroskopi eller scanning-elektronmikroskopi, SEM. Analyser ved SEM er mest velegnede til tælling og identifikation af forskellige svampesporer, idet der fremkommer bedre resultater end ved tælling ved epifluorescensmikroskopi. Tællinger ved epifluorescensmikroskopi er dog meget anvendt, da præparationsteknikken er meget enklere, og metoden er velegnet til tælling af både bakterier og svampe.

Identifikationer

Kvalitative analyser af mikroorganismer omfatter identifikationer af specifikke arter eller slægter, hvilket typisk udføres på rendyrkede isolater af den levende mikroflora. Der henvises til speciallitteratur herom. Foruden de traditionelle metoder til identifikation findes der også immunkemiske metoder og probeteknikker af stor følsomhed og specificitet.

Andet

Endotoksiner er et relativt kraftigt virkende biologisk aktivt stof, som bestemmes direkte ved Limulus Amøbocyt Lysat (LAL) testen. Andre mål for mikrobiologiske påvirkninger kunne være direkte bestemmelser af den biologiske effekt i de opsamlede bioaerosoler.

Kildestyrke og spredning af luftforurening

Emission fra materialer og arbejdsprocesser til luften, og efterfølgende spredning i omgivelserne, er en forudsætning for, at personer kan blive eksponeret. Effektiv forebyggelse af personers eksponering forudsætter derfor kendskab til emission og spredning af forurening. I det følgende omtales først emission og derefter spredning af forureninger. Afsluttende omtales karakterisering af spredningen.

Emission af forurening

Emissionen, også kaldet kildestyrken, udtrykker mængden af forurening afgivet pr tidsenhed fra en kilde. Undertiden angives styrken i andre enheder, fx pr produceret enhed. Det skal bemærkes, at personer, byggematerialer, dele af maskiner eller hele maskiner kan opfattes som kilder. I litteraturen findes en del data for kildestyrker såsom partikelafgivelse og lugt fra personer, gasser og dampe fra byggematerialer samt forurening fra maskiner. For nogle grundlæggende egenskaber henvises til afsnittene om fordampningshastighed fra væsker og støvningsegenskaber. Kildestyrken for en arbejdsproces afhænger af flere faktorer. Tab. 3.16 viser nogle af de væsentlige, som det er vigtigt at specificere i forbindelse med fx arbejdspladsundersøgelser.

For nogle arbejdsprocesser foreligger empiriske formler til beregning af kildestyrken. I det følgende omtales fire eksempler:

- 1) ved fyldning af beholdere med en væske
- 2) ved spild af væske på en overflade
- 3) ved omhældning af et pulver
- 4) partikelafgivelse fra personer.

Eksempel 1 - fyldning af beholdere med en væske

$$S_i = F V P_i M_i L R^{-1} T^{-1}$$

S_i : kildestyrke af væskens komponent nr i [gh⁻¹]

F : fyldningsfaktor (dimensionsløs)

V : rumfang af den enkelte beholder [m³]

P_i : damptryk af komponent nr i [atm]

M_i : molvægt af komponent nr i [g mol⁻¹]

L : antal beholdere fyldt pr time

R : gaskonstanten [82,1 x 10⁻⁶ atm m³ K⁻¹ mol⁻¹]

T : væskens temperatur [K]

Kategori af faktor	Relevante faktorer (eksempler)	Kvantificering af faktoren (eksempler)
Materialer	Materialeforbrug Materialets tilstandsform Bearbejdningstid	Forbrug pr time Fast eller flydende Tid pr produceret enhed
Energi	Termisk Mekanisk Elektrisk	Temperaturniveau for processen Omdrejningshastighed Effektforbrug
Design	Geometri	Faldhøjde for materialer; placering af udsugning
Ydeevne	Lokal udsugning Tæthed af pakninger	Effektivitet Lækage

Tabel 3.16. Faktorer af betydning for kildestyrke af en arbejdsproces.

Hvis væsken hældes ned i beholderne ("splash filling"), antager F værdien 1,0. Hvis væsken tilføres gennem et rør neddykket i væsken ("bottom filling"), antager F værdien 0,5. Det skal bemærkes, at den beregnede kildestyrke forudsætter, at beholderne før påfyldning kun indeholder ren luft.

Eksempel 2 - spild af væske

Spild af væsker forekommer ofte, og fordampningen fra spildet kan medføre, at personer eksponeres for luftforureninger. Fordampningens kildestyrke afhænger af flere parametre, fx har det betydning, om luftens stømning i grænselaget er laminar eller turbulent. For den laminare strømning foreligger en veldokumenteret model til beregning af kildestyrken, men for den turbulente strømning er dokumentationen mere sparsom. I det følgende omtales de relevante formler til beregning af fordampningen af rene stoffer, og for blandinger henvises til litteraturen.

Ved laminar strømning beregnes kildestyrken ved følgende multiplikative model:

$$S_{ii} = \text{MTC BFC VDC } C_{ii}$$

S_{ii} : specifik fordampningshastighed [$\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]

$$\text{MTC: } 0,662 D_{i,\text{air}}^{2/3} \nu^{-1/6} L^{-1/2}$$

BFC : $P/P_{\text{lm,air}}$ (korrektion for volumenforskydning)

VDC : $\ln(M^s/M^\infty)/(M^s/M^\infty - 1)$ (korrektion for variabel densitet)

C_{ii} : P_{ii}/RT (ligevægtskoncentration [mol m^{-3}])

$D_{i,\text{air}}$: diffusionskoefficient af stoffet i luft [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]

ν : kinematisk viskositet af luft [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]

V : lufthastighed [m s^{-1}]

L : fordampningsoverfladens længde i luftens strømningsretning [m]

M_i : molmassen af stoffet [g mol^{-1}]

M^∞ : den gennemsnitlige molmasse af luften i arbejdslokalet [g mol^{-1}]

M^s : $M^\infty + P_{ii} (M_i - M^\infty)/P$ (molmassen af blandingen af luft og damp ved fordampningsoverfladen [g mol^{-1}])

P_{ii} : stoffets damptryk [P_a]

$P_{\text{lm,air}}$: $P_{ii}/\ln(1 - P_{ii}/P)$ (logaritmisk middelpartialtryk af luften [P_a])

P : total tryk [P_a]

R : gaskonstanten [$\text{Pa m}^3 \text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$]

T : væskens temperatur [K]

For turbulent grænselagsstrømning beregnes kildestyrken ved følgende formel:

$$S_{ii} = 4,82 \cdot 10^{-3} D_{\text{air}}^{-0,67} V^{-0,67} V^{-0,78} L^{-0,11} \frac{P_{ii}}{RT}$$

Notationen i formelen er den samme som for den laminare strømning. Det skal dog bemærkes, at L er fordampningsoverfladens diameter.

Eksempel 3 - omhældning af et pulver

Forudsat, at pulverets faldhøjde er 0,25 m, fås kildestyrken S, som

$$S = 16,6 f_w^{-0,75} \sigma^{3,9} \rho^{1,2} D_p^{-0,45}$$

- S : luftbåret støv genereret pr kg omhældt pulver [mg kg⁻¹]
 f_w : fugtindhold i produktet [%]
 σ : geometrisk standardafvigelse for pulverets partikelstørrelsesfordeling
 ρ : pulverets massefylde [g/m³]
 D_p : massemedian for pulverets partikler [μm].

Eksempel 4 - partikelafgivelse fra personer

Partikelafgivelsen fra personer afhænger bl.a. af den fysiske aktivitet, og i forhold til en stillestående person øges afgivelsen med ca en faktor 50, ved at personen begynder at gå langsomt (3 km/h). Følgende formler kan benyttes til beregning af partikelafgivelsen:

$$S_a = 10^5 \text{ N}$$

$$S_m = 2 \text{ N}$$

S_a : kildestyrke af partikler med diameter > 1 μm [antal pr minut]

S_m : kildestyrke [mg h⁻¹]

N : antal personer

Det skal bemærkes, at ca 10% af partiklerne, genereret af en person, kan anses for at indeholde bakterier.

Såfremt kildestyrken for en proces ikke kan beregnes, kan målinger være nødvendige. Resultaterne kan anvendes til klassificering af materialer, som indgår i processen. Sidst i dette afsnit omtales vigtige eksempler på klassificering af materialer. Som et eksempel på målinger viser tab. 3.17 kildestyrken ved laser-skæring af epoxyplader armeret med aramid fibre. Der blev benyttet en 1.000 W laser med N₂ som bæregas, og den dannede forurening bestod af et stort antal organiske forbindelser. Det skal

Tabel 3.17. Kildestyrke ved laserskæring af epoxyplader armeret med 40-60% aramid fibre (Levsen et al. Staus Reinhalt luft 1991; 51 : 365 - 372).

Pladetykkelse (mm) Skærehastighed (m/min)	2,6 9,0	2,9 8,5	4,8 4,5
Forurening	Kildestyrke (mg pr skåret m)		
Benzin	15	18	24
Toluen	1,6	2,0	4,8
Ethylbenzen	0,28	0,36	0,94
Styren	0,49	0,64	1,9
Phenol	0,74	0,97	1,8

således fremhæves, at stofferne i tab. 3.17 kun er en delmængde af de dannede pyrolyseprodukter. Af tabellen ses, at kildestyrken øges, når skærehastigheden reduceres, samtidig med at pladetykkelsen øges. En kildestyrke er sjældent konstant, og i en proces kan opstå bidrag fra kilder, der måske udvikles langsomt gennem tiden. Et eksempel er pakninger i ventiler og pumper, hvor der kan opstå lækage grundet manglende vedligeholdelse.

Litteraturen indeholder en del data for kildestyrker, men det er bemærkelsesværdigt, at der kun er standarder for måling ved enkelte typer af processer, fx svejsning. I de senere år er der arbejdet på at udvikle en generel europæisk standard for måling af kildestyrke. Efter denne standard (CEN) foretages målinger i laboratoriet ved anvendelse af en kabine, men muligvis udarbejdes også en sporgasmetode med sigte på undersøgelser i felten. De to metoder omtales i det følgende.

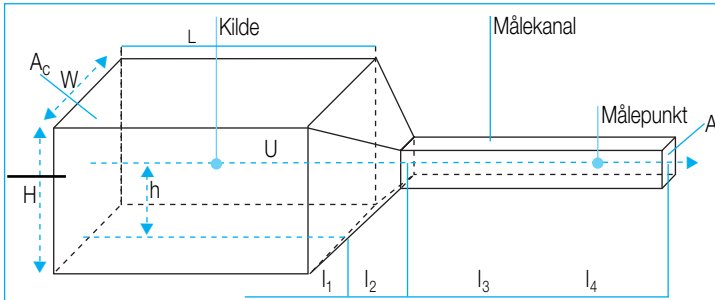
Måling af emission

Kabinemetoden

Princippet i den foreslåede standardmetode er, at forureningskilden anbringes i en ventileret kabine. Fig. 3.39 viser de foreslåede krav til kabinens geometri, kildens placering samt lufthastighed i kabinen. Foretages en kontinuert registrering i udsugningskanalen af ventilationens volumenstrøm, Q , og koncentrationen, $C(t)$, af forurening ud over baggrundsniveauet, fremkommer den gennemsnitlige kildestyrke, S , for perioden $t = t_0$ til t_1 som:

$$S = \frac{1}{t_1 - t_0} \int_{t_0}^{t_1} Q \times C(t) dt$$

I princippet er metoden enkel, forudsat at tabet af forurening til overflader i kabinen kan negligeres. Denne forudsætning kan være valid for nogle gasser og dampe, men ikke for partikler generelt, fordi store partikler sedimenterer. For partikulær forurening anbefales kabinen derfor foreløbig kun til måling af kildestyrke udtrykt ved respirabelt støv.



$W/H \geq 0.66$	$l_2 \geq 0,5 \sqrt{A_c}$	$A_t \leq 0.1 A_c$
≤ 1.5	$\geq \sqrt{A_c}$	$\geq 5 A_{mi}$ (måleinstrument)
$h \leq 0.66 H$	$l_3 \geq 5 \sqrt{A_t}$	$u \geq 0.1 \text{ m/s}$ for respirable partikler, gasser og dampe
$l_1 \leq 2.0 \text{ m}$	$\geq 10 \sqrt{A_t}$	
$\leq 2 H$	$l_4 \geq 3 \sqrt{A_t}$	

Sporgasmetoden

Ved denne metode antages, at en egnet sporgas med volumensstrøm S_s kan tilføres ved kilden, således at sporgassens generering og udbredelse i rummet svarer til forholdene for den aktuelle forurening. Desuden antages, at lokalet ikke indeholder andre kilder til den undersøgte forurening. Overføringskoefficienten ("transfer coefficient") mellem en kilde og et vilkårligt punkt i rummet betegnes T , og T er givet ved forholdet mellem kildestyrken og koncentrationen C i punktet. Overføringskoefficienten for sporgas, T_s , hhv den aktuelle forurening, T_a , er givet ved:

$$T_s = \frac{S_s}{C_s} \text{ og } T_a = \frac{S_a}{C_a}$$

hvor S_a er den søgte kildestyrke, og C_s og C_a er koncentrationen af sporgas hhv forurening i målepunktet. Antages, at forurening ikke tabes under strømmingen fra kilde til målepunkt, er overføringskoefficienten identisk for sporgas hhv forurening, og kildestyrken fås som:

$$S_a = S_s \frac{C_a}{C_s}$$

Som nævnt er metoden under overvejelse som en europæisk standard, men et konkret forslag foreligger endnu ikke.

Figur 3.39. Geometri for kabine til måling af kildestyrke samt krav til lufthastighed, og kildens placering.

Deklaration af forureningskilder

Et godt miljø forudsætter, at der anvendes processer og materialer med en så lav kildestyrke som muligt, men for at nå dette mål i praksis er det nødvendigt, at processer og materialer deklareres efter størrelse af kildestyrke. Deklarationen kan foretages på baggrund af teoretiske beregninger eller på grundlag af målinger. Endnu deklareres kun et meget begrænset antal processer og materialer, og i det følgende omtales tre vigtige eksempler på deklARATION af materialer.

MAL-koden

Produkter til erhvervsmæssig anvendelse skal have kodenummer if. Arbejdstilsynets bekendtgørelse 464/1982 om "Fastsættelse af kodenummer for produkter omfattet af Arbejdstilsynets bekendtgørelse om erhvervsmæssigt malerarbejde". Kodenummeret for et produkt fastsættes på grundlag af samtlige bestanddele i produktet og består af to tal forbundet med en bindestreg. Tallet før bindestregen i kodenummeret er et udtryk for den sundhedsrisiko, der er ved at indånde dampe fra produktets indhold af flygtige stoffer. Tallet efter bindestregen i kodenummeret er et udtryk for den sundhedsrisiko, der er:

- 1) når hud og øjne kommer i direkte kontakt med produktet
- 2) ved at indånde dråber eller støv fra en sprøjtetåge af produktet eller støv genereret fra produktet
- 3) ved indtagelse af produktet (fx i forbindelse med spisning eller rygning).

Tallet før bindestregen fastsættes ud fra det beregnede MAL (Maleteknisk Arbejdshygienisk Luftbehov) efter tab. 3.18. MAL (m^3 luft pr liter produkt) beregnes som:

$$\text{MAL} = d \left(\sum P_i \text{MAL}_i \right)$$

d : produktets vægtfylde [kg l^{-1}]

P_i : vægtprocent i produktet af komponent nr i

MAL_i : $10^4 K_i (\text{GV}_i)^{-1}$

K_i : MAL-faktor som afhænger af komponentens damptryk (se tab. 3.19)

GV_i : grænseværdi for komponent nr i

Tabel 3.18. MAL-kodning af malevarer.

MAL (m^3 luft pr l af produktet)	Tallet før bindestregen
$0 < \text{MAL} \leq 30$	00-
$30 < \text{MAL} \leq 100$	0-
$100 < \text{MAL} \leq 400$	1-
$400 < \text{MAL} \leq 800$	2-
$800 < \text{MAL} \leq 1.600$	3-
$1.600 < \text{MAL} \leq 3.200$	4-
$3.200 < \text{MAL}$	5-

K	R (relativ fordampningshastighed)	P (damptryk i mm Hg)
2	$R > 15$	$P > 200$
1,4	$15 \geq R > 2$	$200 \geq P > 20$
1	$2 \geq R > 0,3$	$20 \geq P > 3$
0,7	$0,3 \geq R > 0,1$	$3 \geq P > 1$
0,3	$0,1 \geq R > 0,01$	$1 \geq P > 0,1$
0	$0,01 \geq R$	$0,1 \geq P$

Tabel 3.19. MAL-faktoren som funktion af stoffets damptryk.

MAL-kodningen forudsætter, at stofferne udgør en ideal blanding, dog behandles stofferne formaldehyd og ammoniak i vandige opløsninger som undtagelser. Desuden tages ikke hensyn til eventuelle diffusionsmodstande i væskefaser eller i væske/gas grænsefladen.

Røgklassificering af svejeelektroder

Svejeelektroder skal deklareres ifølge Arbejdsministeriets bekendtgørelse 107/1979 om "Røgklassificering, mærkning og prøvning af svejeelektroder". Elektroderne skal inddeles i røgklasser, der er et indeks for elektrodens miljøegenskaber. Inddelingen sker efter det nominelle hygiejniske luftbehov (NHL, $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) på en måde, der fremgår af tab. 3.20.

Røgklasse	NHL, $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$
1	$\text{NHL} < 3.000$
2	$3.000 \leq \text{NHL} < 7.500$
3	$7.500 \leq \text{NHL} < 15.000$
4	$15.000 \leq \text{NHL} < 35.000$
5	$35.000 \leq \text{NHL} < 60.000$
6	$60.000 \leq \text{NHL} < 100.000$
7	$100.000 \leq \text{NHL}$

Tabel 3.20. Røgklasser for svejeelektroder.

Røgklasse 1 angiver den mindste og røgklasse 7 den kraftigste røgudvikling. Røgklassen skal være mærket på elektrodepakken. NHL angiver den luftmængde, der teoretisk er nødvendig til fortynding af røgen ved uafbrudt svejsning, hvis grænseværdien ikke skal overskrides. Systemet med røgklasser betyder, at man på en enkel måde kan foretage en indbyrdes sammenligning af elektrodens miljømæssige egenskaber, og dermed gennem valg af elektroder med en lav røgklasse medvirke til en forbedring af miljøforholdene på arbejdsstedet.

Indeklimamærkning af byggematerialer

Byggematerialer bidrager til forurening af indeklimaet med for-dampelige organiske stoffer kaldet VOC'er (Volatile Organic Compounds). Mange af disse stoffer har lugt- eller irritationsmæssige tærskler i koncentrationsområdet $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og det er derfor vigtigt at vælge materialer med en lav emission af VOC'er. Boligministeriet besluttede derfor i 1992 at gå i spidsen for oprettelsen af den uvildige ordning *Dansk Indeklima Mærkning*, som sigter på at mærke byggematerialer efter størrelse af VOC-emissionen. Mærkningen af et givet materiale foretages på grundlag af målinger og beregninger af emissionen som funktion af tiden, og de målte stoffer vurderes sundhedsmæssigt. Desuden foretages en sensorisk bedømmelse. Emissionen fra et materiale vil aftage med tiden, og mærkningen foretages ved at bestemme, hvor lang tid det tager, før emissionen har antaget en acceptabel lav værdi. Som eksempel kan nævnes, at undersøgelse af 9 forskellige materialer (3 fugemasser, 3 malevarer og 3 tæpper) viste tider, varierende fra 0,4 til 8 måneder. For at et materiale kan få indeklimamærket, er det nødvendigt, at tiden opfylder de krav, som fastsættes af ordningens styrende organ. En liste med ordningens til-meldte virksomheder og produkter kan fås ved henvendelse til ordningens sekretariat, som er placeret på Dansk Teknologisk Institut.

Spredning af forurening

To mekanismer er afgørende for spredning af luftforurening: diffusion og konvektion. Disse mekanismer omtales i det følgende.

Diffusion af forurening

Selv i stillestående luft vil en forurening spredes. Dette skyldes diffusion, og for en stationær tilstand er fænomenet beskrevet ved Fick's 1. lov. Diffusionen i én dimension er givet ved

$$\text{Flux } J = -D \frac{dC}{dx}$$

hvor D er diffusionskonstanten [m^2/s], og dC/dx er gradienten i koncentrationen. For en ikke-stationær tilstand er forureningens spredning i stillestående luft beskrevet ved Fick's 2. lov. Diffusionen i én dimension er givet ved:

$$\frac{dC}{dt} = -D \frac{d^2C}{dx^2}$$

Størrelsesordenen af en ren diffusionshastighed kan vurderes ved følgende simple model: Antag, at der er en ren gas (her SF_6) ved

0°C (koncentration $2,69 \times 10^{25}$ molekyler pr m^3) i en beholder med vægtykkelse 0,01 m. For SF_6 er den molekylære diffusionskoefficient $D = 8,2 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, og transport ved diffusion gennem en åbning (areal A) i toppen af beholderen er som en tilnærmelse givet ved Fick's 1. lov. Denne transport kan sættes lig med en transport $C \times V \times A$, hvor V er diffusionshastigheden. Heraf fås, at:

$$V = -\frac{D}{C} \frac{dC}{dX}$$

Indsættes værdierne for D , C og dC/dX fås, at $V = 8,2 \times 10^{-4} \text{ m/s}$, hvilket er en lav hastighed sammenlignet med lufthastigheder i indeklimaet. I praksis kan man derfor se bort fra den molekylære diffusion. Derimod er diffusionen, forårsaget af turbulente luftstrømninger, af stor betydning. Diffusionen kan beskrives ved den turbulente diffusionskoefficient, som typisk er flere størrelsesordener større end den molekylære.

Fick's 1. lov kan benyttes til at beregne koncentrationen i forskellige afstande fra en kilde. Antages, at en proces med kildestyrke S er placeret langt fra vægge i et rum ventileret med volumenstrømmen Q , så vil koncentrationen i afstanden r fra processen være givet ved

$$C_r = \frac{S}{Q} + \frac{S}{4\pi D} \frac{1}{r}$$

Af dette udtryk ses, at koncentrationen er den samme (S/Q) i store dele af rummet, men i området "tæt" på kilden er koncentrationen omvendt proportional med afstanden til kilden.

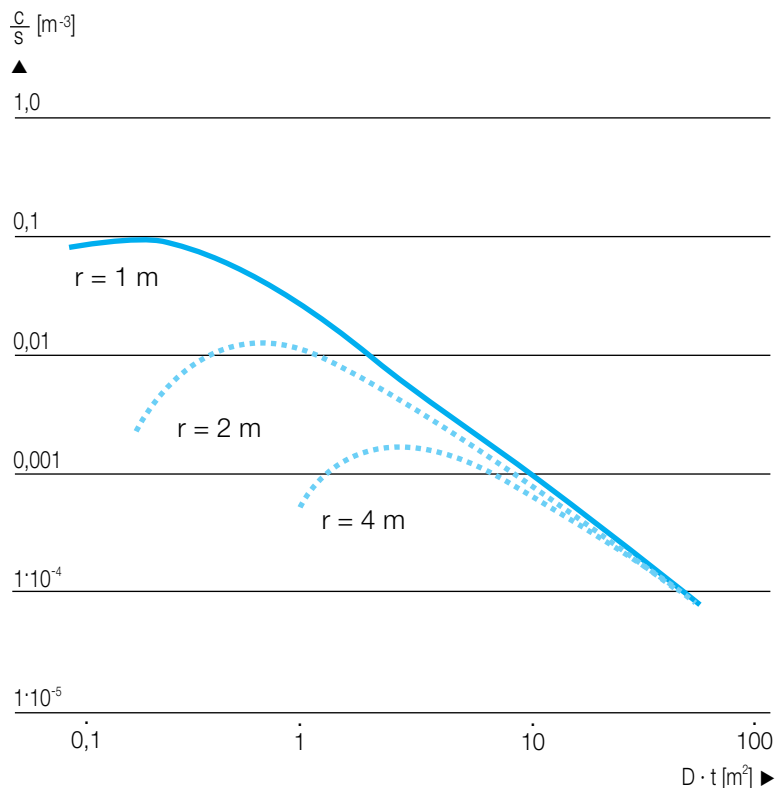
Antages, at en kilde placeret fjernt fra vægge i rummet momentant genererer forureningsmassen S , er koncentrationen $C(r,t)$ til tiden t i afstanden r fra kilden givet ved:

$$C(r,t) = \frac{S}{(2\pi)^{3/2} \sigma^3} \exp\left(-\frac{1}{2} \frac{r^2}{\sigma^2}\right)$$

hvor σ er en tidsafhængig spredningskoefficient. For tiden umiddelbart efter genereringen er denne koefficient proportional med tiden efter udslippet, forudsat at dimensionen af udslippet er lille i forhold til hvirvler i luften. Når forureningen har bredt sig over et område større end en hvirvel, er spredningskoefficienten givet som $\sigma = (2 \times D \times t)^{1/2}$.

I fig. 3.40 er vist koncentrationen beregnet efter Fick's 2. lov. Af figuren ses, at for en given afstand øges koncentrationen med tiden efter udslippet. På et tidspunkt når koncentrationen et maksimum for derefter at aftage. Tidspunktet for den maksimale koncentration indtræffer for $t = r^2/6D$. Af fig. 3.40 observeres også, at den maksimale koncentration aftager med afstanden fra kilden.

Figur 3.40. Spredning af en momentant genereret forurening med masse S . Koncentrationen divideret med S er vist som funktion af $D \times t$ [m^2] ved forskellige afstande (r) fra kilden.



Spredning ved konvektion

Spredning af forurening ved konvektion forekommer i tilfælde, hvor luftstrømninger i rummet transporterer forurening, men forureningen kan også generere sin egen konvektion grundet gravitation.

I fri luft benyttes den såkaldte Gauss-model til at beregne, hvorledes forurening fra en punktkilde spredes med vinden. For typiske turbulenztilstande i atmosfæren og med kilde og målepunkt i samme højde er koncentrationen $C(r)$ i afstanden r [m] fra kilden givet ved

$$C(r) = \frac{S}{3,98} \frac{10^7}{r^{1,75} U}$$

hvor S [mg/s] er kildestyrken, og U [mm/s] er lufthastigheden. Dette udtryk gælder kun langs centerlinien for forureningens udbredelse, dvs der hvor koncentrationen er størst. Gauss-modellen anvendes hyppigt til beregning af spredning af forurening i det eksterne miljø. Spredning af forurening i indeklimaet er mere kompliceret grundet recirkulerende luftstrømninger. I de senere år har der været en omfattende forskning i udvikling af modeller til beregning af forureningsspredning i indeklimaet. Disse model-

ler kan opdeles i to hovedgrupper, hvor den ene gruppe er baseret på numerisk strømningsberegning (løsning af Navier-Stokes ligninger), og den anden på opdeling i N zoner, som er indbyrdes koblet. Inden for hver zone antages forureningen at være fuldstændig og momentant opblandet (N-zone modeller). For omtale af numerisk strømningsberegning henvises til litteraturen, og her omtales kun en simpel 1-zone model. Det antages, at en kilde med konstant styrke S bliver aktiv til tiden $t = 0$ i et rum (volumen V) ventileret med volumenstrømmen Q . Koncentrationen i rummet til tiden t betegnes $C(t)$, og en massebalance for rummet medfører:

$$V \frac{dC}{dt} = S - Q(C - C_b)$$

hvor C_b er koncentrationen i den indblæste luft. Løsningen af ligningen giver koncentrationen som funktion af tiden:

$$C(t) = C_0 e^{-\frac{Q}{V}t} + \frac{S}{Q} (1 - e^{-\frac{Q}{V}t}) + C_b$$

hvor C_0 er koncentrationen i rummet til $t = 0$. I princippet er det enkelt at udvide modellen til at omfatte flere zoner, og der foreligger menudrevne PC-programmer til beregning af forureningskoncentrationer i N-zone modeller. Det skal bemærkes, at N-zone modeller er deterministiske, dvs at parametrene som kildestyrke, volumenstrømme m.m. er konstante. For at opnå mere realistiske modeller kan parametrene dog også antages at være stokastiske. Dette medfører, at analytiske løsninger kun kan opnås i simple tilfælde. Generelle tilfælde løses ved Monte-Carlo simulering.

Det fremføres ofte, at udsugning af gasser og dampe med stor molekylvægt skal ske fra det laveste punkt i et rum. Dette synspunkt er baseret på, at en "sky" af forureningen kan opnå en betydelig faldhastighed grundet forskellen i massefylde mellem luft og forurening. Den relative massefylde RM i forhold til luft beregnes ud fra

$$RM = \frac{\frac{C}{100} M_d + \frac{100-C}{100} 29}{29}$$

hvor:

- C : blandings indhold af dampen (vol%)
- M_d : molekylvægt af damp
- 29 : molekylvægt af ren luft.

For dampe kan C aldrig overskride en mætningskoncentration givet ved:

$$C_m = \frac{P}{100} 10^6 \text{ [ppml]}$$

hvor P er væskens damptryk i kPa. I tab. 3.21 er vist den relative massefylde for nogle stoffer. Af fodnoten til tabellen ses, at selv små temperaturforskelle kan have større betydning end forureningens relative massefylde.

Relativ massefylde					
Stof	Molmasse g/mol	Mætningskonc. mg/m ³	GV mg/m ³	Ved mætningskonc.	Ved konc. lig med GV
Benzen	78	4,56 x 10 ⁵	16	1,24	1,00001
Acetone	58	6,24 x 10 ⁵	600	1,26	1,00051
Tetraethylbly	323	1,72 x 10 ⁴	0,05	1,01	1,00000004

Tabel 3.21. Relativ massefylde for nogle luftblandinger.

Ren tør luft har massefylden 1,185 × 10⁶ mg/m³ ved 25°C og 1,189 × 10⁶ mg/m³ ved 24°C. En stigning i temperaturen på blot 1°C medfører således, at massefylden reduceres med 0,36%.

For en "sky" af damp, der er faldet afstanden H [m], beregnes faldhastigheden V [/s] af følgende udtryk, forudsat at "skyen" ikke undervejs opblandes med rumluft:

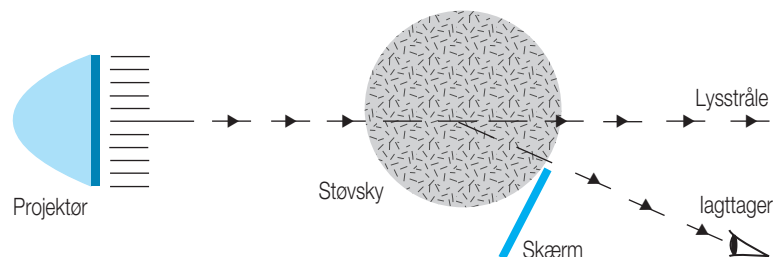
$$V = (20H (1 - \frac{1}{RM}))^{1/2}$$

Som eksempel viser formelen, at en "sky" af benzen (konc. = 5.000 ppm) opnår en hastighed på 0,4 m/s efter et fald på 1,5 m.

Karakterisering af forureningsspredning

I det forebyggende arbejde er det væsentligt, at spredningen af en forurening kan karakteriseres enten kvalitativt eller kvantitativt. De kvalitative metoder anvender ofte en visualisering af forureningen, men andre metoder kan også anvendes, fx lugtindtryk. Det skal dog bemærkes, at lugtindtryk kan udvikles til en kvantitativ parameter ved bl.a. at benytte et panel af personer til vurdering af luftkvaliteten. De kvantitative metoder er baseret på egentlige målinger, og disse metoder omtales sidst i dette afsnit.

I de tilfælde, hvor den aktuelle forurening består af aerosoler,



Figur 3.41. Opstilling til visualisering af en støvsky.

kan visualiseringen foretages ved at betragte forureningen i modlys eller delvis modlys (fig. 3.41).

En lampe på 250 W (fx til fotobrug) vil ofte være tilstrækkelig. En kraftigere lampe, fx 800 W, kan være nødvendig, hvis dokumentation ønskes i form af fotografiske optagelser, men den kan generere en generende varmekonvektion. Hvor lave støvkoncentrationer der kan synliggøres, afhænger af belysningsforholdene i øvrigt og partikelstørrelsen.

I nogle tilfælde kan det være nødvendigt at generere en kunstig aerosol til visualisering af en forureningsspredning eller luftens strømning. Til at undersøge lokale forhold anvendes ofte en røgpistol som aerosolgenerator. En røgpistol består af et rør påsat en gummibold. Røret indeholder et pulver imprægneret med svovlsyre. Når der pumpes luft gennem røret, reagerer syren med luftens vanddamp, og der opstår en røg. Det skal bemærkes, at røgen er aggressiv, og teknikken kan derfor ikke anvendes i nærheden af personer eller elektrisk materiel. I nogle tilfælde kan en røgpistol ikke yde en tilstrækkelig aerosolmængde, og her anvendes en tågegenerator. Tågegeneratorer fås i forskellige udførelser. Én type anvender olietåge, der opstår, når opvarmet olie sprøjtes gennem en dyse ud i luften. For at kunne iagttage olietågen er det nødvendigt at arbejde med en olietågekoncentration, der er højere end Arbejdstilsynets grænseværdi. Rigtigt anvendt frembyder metoden dog ingen risiko. Da den genererede olietåge er varm, bør man sikre sig, at tågen har lille opdrift. Dette kan opnås ved indtag af falsk luft. En anden type generator danner en tåge af vanddråber. I nogle tilfælde er det afgørende, at den anvendte test-aerosol har samme massefylde som luften, og her kan anvendes sæbebobler fyldt med helium. Boblerne kan følges over lang tid i modsætning til tåge, der hurtigt bliver for diffus. Dette udstyr anvendes sjældent til feltundersøgelser. Strømmende gasser kan også visualiseres ved anvendelse af lysabsorption (infrarød absorption).

I nogle tilfælde kan det være nødvendigt at kvantificere en forureningsspredning, og overføringskoefficienten er velegnet til dette formål. Antages, at kildestyrken S er konstant for forureningskilden, og koncentrationen i observationspunktet P er $C_p(t)$, fås den transiente overføringskoefficient T^P for perioden t_1 til t_2 , som:

$$T_{t_1 t_2}^P = \frac{\int_{t_1}^{t_2} C_p(t) dt}{S}$$

Det kan bemærkes, at overføringskoefficienten fx kan benyttes til en relativ vurdering af effektivitet af forskellige ventilationssystemer.

Overfladeforurening

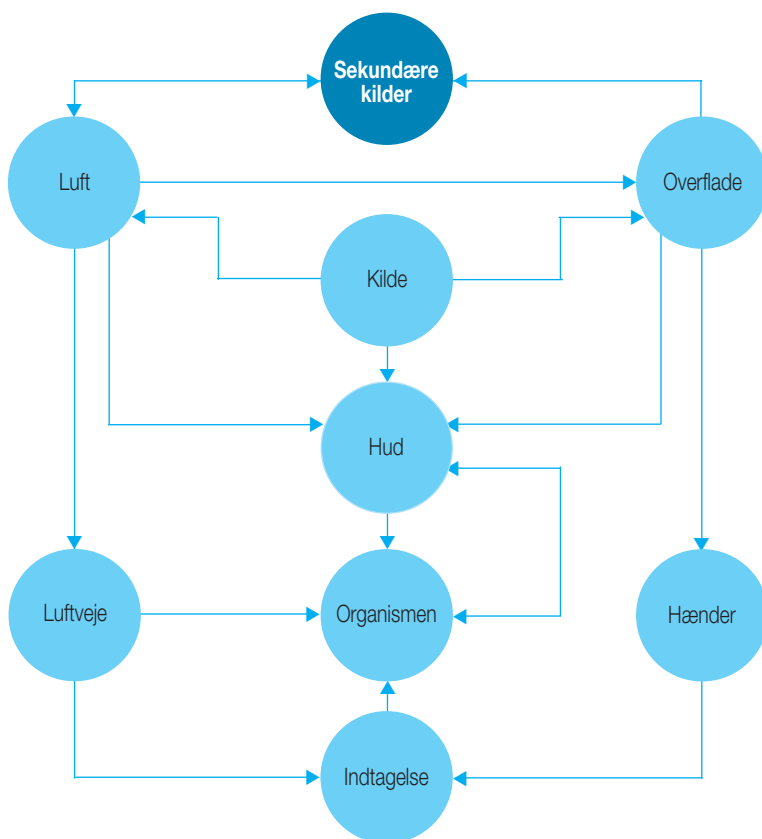
Overfladernes rolle i eksponeringen

Lokaler tilføres støv, snavs, fedtede og flydende materialer gennem indslæbning udefra eller fra nabolokaler med fodtøj, køretøjer eller materialer, ved spild forårsaget af personer, utætte indkapslinger osv. Eksponeringen for disse forureninger kan ske ved direkte kontakt eller ved indånding efter genophvirvling.

Depoter af snavs kan blive luftbårne ved genophvirvling. Forholdet mellem støvkonzentrationen i luften, $C(\text{luft})$ [mg m^{-3}], og støvkonzentrationen på overfladen, $C(\text{overflade})$ [mg m^{-2}], kan udtrykkes ved resuspensionsfaktoren

$$R = C \frac{(\text{overflade})}{C(\text{luft})} [\text{m}^{-1}]$$

Figur 3.42. Eksponeringsveje.



Erfaringen viser, at R kan variere inden for 6 størrelsesordener. Dette skyldes, at genophvirvlingen er afhængig af støvets og overfladens art samt aktiviteten. Snavs på overflader kan således ikke benyttes som direkte mål for støvbelastningen af luften, men skal betragtes som en potentiel og uønsket støvkilde.

Det vides, at små partikler (under $20\text{--}30\text{ }\mu\text{m}$) sidder så godt fast, at luftbevægelser, som de normalt forekommer i kontorer, ikke kan løsrive dem. Dog kan store fibre sættes i bevægelse af luftstrømninger og rive mindre partikler med sig (dannelse af nullermænd). En luftstrøm, der med en hastighed af 10 ms^{-1} blæses hen over nye lydabsorbenter af mineraluld, løsriver ikke fibre til luften i detekterbare mængder. For at frigøre partikler kræves derfor som regel en mekanisk påvirkning. Det kan være vibrationer i bygningskonstruktioner, ventilationsanlæg, trykbølger hidrørende fra dørbevægelser osv.

I industrien vil truckkørsel og persontrafik kunne ophvirvle væsentlige mængder støv fra ikke-renholdte gulve. Støvdepoter på vibrerende maskindele, ventilationskanaler o.l. vil ligeledes blive gjort luftbårne.

Man skal være opmærksom på, at selvom luftkoncentrationerne er lave, vil de beskæftigede stadig kunne belastes med forureninger. Som eksempel kan nævnes tungmetaller. Hvis ikke rengøringen er effektiv, vil de efterhånden kunne spredes til samtlige lokalets overflader, redskaber osv og dermed udgøre en eksponeringsrisiko via hudkontakt. Investering i store og effektive ventilationsanlæg kan derfor være delvis spildt, hvis ikke der følges op med effektive rengøringsprogrammer.

I indeklimasammenhæng er hovedårsagen til genophvirvling personaktivitet, såsom gang, håndtering af støvede bøger eller gardiner osv. Kilden er dermed altid tæt ved personen, og det er påvist, at der opstår en "personlig støvsky", dvs koncentrationen af støv er højere i personens umiddelbare nærhed end i resten af lokalet.

Rengøringsredskabet kan ophvirvle støv. En støvsuger vil selv med mikrofilter kunne tilføre partikler til lokaleluften, hvis der er utætheder i støvsugeren. Desuden undslipper partikler fra støvsugermundstykket. Det er især partikler over $2\text{--}5\text{ }\mu\text{m}$.

Støvpartikler fjernes fra lokaleluften med ventilationsluften og ved deponering på overflader. Den hastighed, hvormed ventilationen udskifter luften i et lokale, angives ved luftskiftet N . Den hastighed, hvormed luftbårne partikler fjernes fra luften ved deponering til rummets overflader, uden efterfølgende genophvirvling, kan ligeledes angives i et "ækvivalent" luftskifte N_e . N_e kan blive væsentlig større end N , især i indeklimasammenhæng, og det betyder, at deponeringen "vinder" over ventilationen. Eksempler på ækvivalente luftskifter er angivet i tab. 3.22.

Tabel 3.22.

Støvtype	Ækvivalent luftskifte, h ⁻¹
Salte < 2,5 µm kontorhus	0,5
Salte > 2,5 µm kontorhus	3,0
Husstøv i beboede huse	5,5
Tobak	
kontor	0,1 - 0,7
aluminiums-testkammer	
stillestående luft	0,1
omrøring med ventilator	0,3
malede gipsplader	0,1
tekstur-tapet	0,2
rayon-tæppe	0,6
Be isotop, bolig	
umøbleret	0,06
møbleret	0,2
2 µm test-aerosol, bolig	
umøbleret	0,8
møbleret	1,0
4 µm test-aerosol, bolig	
umøbleret	1,5
møbleret	2,1
6 børn i værelse,	
bakterier	2,0
mugsporer	1,7

Partikler kan også deponeres på huden, herunder ansigtet, og i øjnene. Deponeringshastigheden stiger med stigende aerodynamisk diameter og er større i turbulent end i laminar strømning. Personer, der arbejder med ladede partikler, eller som selv er opladet, vil som regel få en øget deponering, uanset opladningens fortegn.

Hvis en person fx sprøjter pesticider i fri luft, hvor der er en vis lufthastighed, vil kroppens belastning via huden som følge af deponering på ansigt og hals ofte være større end belastningen via optagelse gennem indånding (uden åndedrætsværn).

Hudoptagelse

Hudkontakt er en almindelig måde, hvorpå mennesker eksponeres for kemiske stoffer og produkter. Huden eksponeres for kemikalier, når hænderne fx neddyppes i væske, berører overflader, hvorpå der er deponeret luftbårne partikler, kommer i kontakt med vædet tøj eller med twist i lommen. Sundhedsmæssige problemer efter optagelse af kemiske stoffer gennem huden har tidligere været undervurderet, bl.a. fordi det i hvert enkelt tilfælde kan være vanskeligt at skelne, om det er indånding eller

hudoptagelse, der har bidraget mest til den samlede eksponering. Efterhånden som man har fået styr på mekanismer og forebyggelsesforanstaltninger ved indånding og optagelse af kemiske stoffer gennem lungerne, er det blevet mere og mere åbenlyst, at hudoptagelse spiller en større rolle end tidligere antaget. Tab.

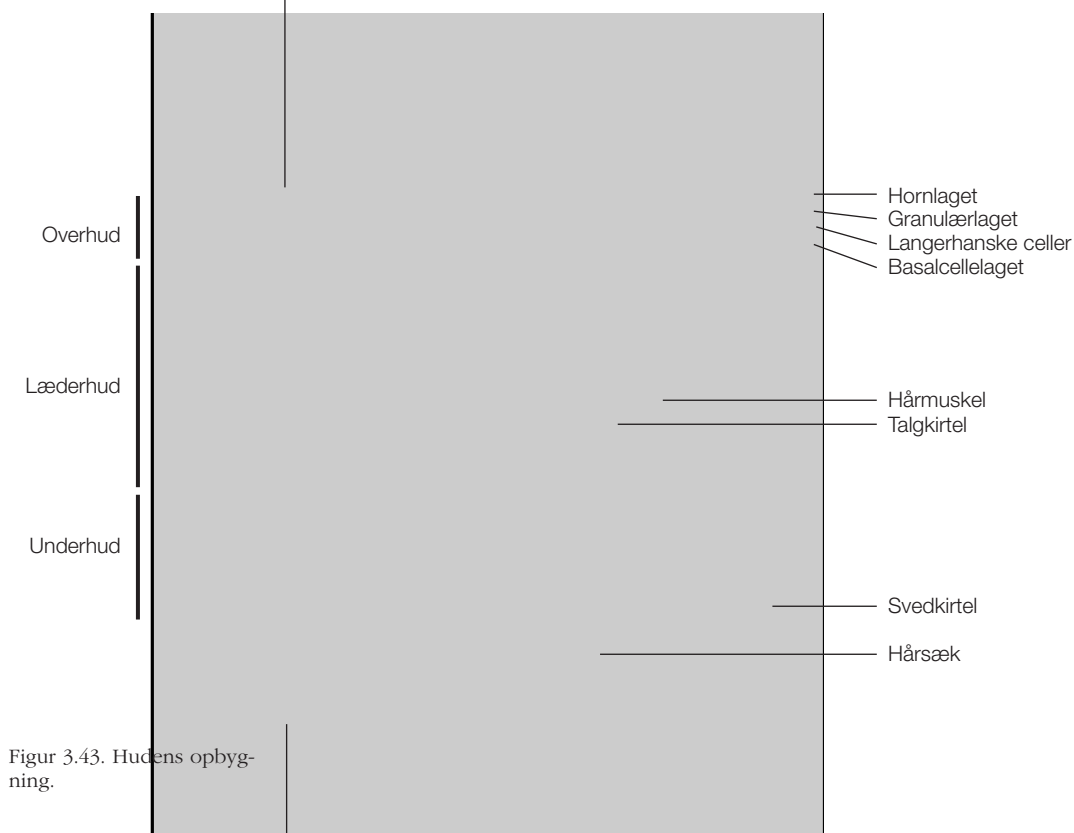
3.23 viser en liste over 46 toksiske kemiske stoffer, for hvilke det er påvist, at de har kunnet trænge igennem huden i tilstrækkelige mængder til at have resulteret i toksisk effekt i mennesker. Denne liste er udarbejdet på grundlag af vores nuværende begrænsede viden om hudpenetration, og den vil blive udvidet, efterhånden som den videnskabelige dokumentation på dette område bliver bedre. Da inklusionskriteriet for at blive opført på denne liste er, at et stof kan resultere i toksisk effekt, skal det understreges, at der ud over disse stoffer også findes en lang række andre stoffer, der kan trænge gennem huden, men som ikke umiddelbart har resulteret i nogen synlig effekt.

Hudens opbygning og funktion

Huden er det organ, der danner kroppens ydre afgrænsning. Den udgør ca 1/12 af kropsvægten og har hos den voksne et overfladeareal på ca 1,8 m². Huden består af tre hovedlag (fig. 3.43), epidermis (overhud), dermis (læderhud) og det subkutane fedtlag (underhud).

En speciel celletype, keratinocyterne, udgør 95% af cellerne i epidermis. Mellem epidermis og dermis findes basalcellelaget, hvorfra keratinocyterne udvikles. I epidermis er disse under stadig vandring fra inderst til yderst, hvor de undergår en udvikling fra en kerneholdig søjleformet celle til en kerneløs flad celle fyldt med keratin (horn) for til sidst at afstødes ved afskalning eller mekanisk slid. Denne proces resulterer i, at der til sidst, yderst, er dannet et lag kaldet stratum corneum (hornlag) bestående af 10-20 døde cellelag, der giver huden dens mekaniske styrke. Stratum corneum anses for at være hudens væsentligste barriere mod hudens optagelse af kemiske stoffer. Hos voksne udskiftes stratum corneum hver fjortende dag. Stratum corneums tykkelse og egenskaber varierer fra sted til sted på kroppen, hvor den er tyndest ca 0,01 mm på øjenlåg og mændenes pung og tykkest ca 1 mm i håndflader og på fodsåler. Stratum corneums opbygning er blevet sammenlignet med en murstensvæg bestående af murstenene, de døde keratinocytter, og mørtlen i form af lipider, hvis organisering og funktion er et emne for yderligere udforskning.

Under stratum corneum, i den inderste levende del af epidermis, foregår en metabolisk aktivitet, der har så høj en aktivitet pr gram væv, at den i nogle tilfælde kan overstige aktiviteten i leveren. Metabolisering af et kemisk stof i huden kan ligesom i leveren resultere i, at et toksisk kemisk stof bliver mindre toksisk,



Figur 3.43. Hudens opbygning.

men den kan også resultere i, at et ikke toksisk-stof bliver toksisk. Såfremt hudens metaboliske kapacitet overskrides, kan det føre til, at et ikke-metaboliseret kemisk stof optages. Som anført er stratum corneum i de fleste tilfælde den hastighedsbestemmende faktor for hudoptagelse af kemiske stoffer. For nogle stoffer er det dog andre faktorer, fx er hudens metaboliske aktivitet den hastighedsbegrænsende faktor for benz(a)-pyrens absorption.

Dermis danner papiller indeholdende blodkar op i epidermis, hvorigennem epidermis tilføres essentielle næringsstoffer og drænes for affaldsstoffer. I dermis befinder sig endvidere nerver, sved- og talgkirtler samt hårfollikler. Disse gennemtrænger, som det fremgår af fig. 3.43, epidermis og hermed stratum corneum. Disse "huller" udgør tilsammen mellem en hundrededel og en tusindedel af hudens samlede areal.

Forhold, der påvirker hudoptagelse

Ved hudoptagelse forstås en transport af et givet kemisk stof fra hudens overflade til blodkarrene i dermis. Herunder indgår flere trin, hvoraf det første er frigørelse fra det omkringliggende miljø/vehikel til stratum corneum. Efter at have passeret stratum cor-

Tabel 3.23.

Acrylamid	Malathion
Acrylonitril	Methanol
Allylalkohol	2-Methoxyethanol
Anilin	Methylbromid
Benzen	Methyljodid
Carbaryl	Nicotin
Carbondisulfid	p-Nitroanilin
Carbontetrachlorid	Nitroglycerin
Chlorede naphthalener	Nitroglycol
Cresoler	Paraquat
Cyanider	Parathion
Diazinon	PCBer
Dichlorvos	Pentachlorphenol
N, N-Dimethylacetamid	Phenol
N, N-Dimethylformamid	Phenylhydrazin
1, 1-Dimethylhydrazin	Picrinsyre
Dimethylsulfat	Tetraethylbly
Dimethylsulfoxid	Tetryl
Dioxan	Thallium
DNOC	Toluen
Epichlorhydrin	Toxaphen
EPN	2, 4, 6-Trinitrotoluen
Hydraxin	Xylen

neum skal det kemiske stof diffundere igennem den øvrige del af epidermis, hvorefter det skal bevæge sig gennem en del af dermis, indtil det møder et blodkar. Hudoptagelse kan også foregå via hårfollikler og/eller svedkirtler, en optagelsesvej, der generelt anses for at være af mindre betydning.

Mængden af stof, som optages, og den hastighed, hvormed det sker, er afhængig af mange faktorer. For at forstå, hvilke faktorer der påvirker kemiske stoffers vandring gennem stratum corneum, kan det være en hjælp at forholde sig til Ficks lov, der beskriver passiv transport over ensartede membraner (under forudsætning af konstant transporthastighed). Ifølge denne beskrives transporthastigheden (fluxen) J som

$$J = k_p \cdot dC = \frac{K_{MV} D_M}{X_M} \cdot dC$$

K_p er permeabilitetskoefficienten [cm time^{-1}], og dC er koncentrationforskellen over membranen. K_{MV} er fordelingskoefficienten

mellem stratum corneum og vand, D_M er diffusionskonstanten, og X_M er membranens tykkelse. Permeabilitetskoefficienten for vand er omkring $10 \times 10^4 \text{ cm time}^{-1}$. De fleste kemikalier har en permeabilitetskoefficient, der er lavere end vand, men det skal fremhæves, at disse forhold er meget afhængige af, hvilket vehikel det pågældende stof er opløst i, idet hud:vehikel fordelingskonstanten er vigtig. Stigende konstant medfører oftest stigende absorption. Små molekyler med både fedtopløselige og vandopløselige karakterer optages oftest hurtigt, undertiden hurtigere end vand. Ellers er det generelt, at stigende fedtopløselighed øger absorptionen, forudsat at påføringen sker i et vandigt vehikel. Det modsatte kan være tilfældet hvis et fedtopløseligt vehikel anvendes, idet fedtopløselige stoffer jo naturligt helst forbliver i fedtopløselige medier. Omvendt gælder det også, at stigende vandopløselighed reducerer absorptionen, forudsat at påføringen sker i et vandigt vehikel, og også her kan det modsatte være tilfældet, hvis påføringen sker i et fedtopløseligt vehikel. Som eksempel kan nævnes, at *N-nitrosodiethanolamin*, et vandopløseligt stof, optages 200 gange lettere, hvis det er blandet i olivenolie, sammenlignet med, hvis det er blandet i vand. Absorptionen aftager endvidere, hvis der indføres en eller flere polære grupper, med stigende elektrisk ladning, samt med stigende molekyl størrelse, således at det er meget sjældent, at stoffer med en molekylvægt over 500 optages.

Den eksponerede huds egenskaber, såsom temperatur og fugtighed, har betydning for optagelsen, ligesom hudens barrierefunktion svækkes ved beskadigelse (sår, hudafskrabninger, solskoldning) og sygdomstilstande (eksem). Anvendelse af arbejdstøj og -handsker medfører, at vandfordampningen hindres, og at huden dermed bliver varmere og fugtigere, hvorved der skabes forhold, som giver mulighed for øget hudoptagelse.

Hudoptagelse af stoffer med forskellige fysisk-kemiske egenskaber

Som det fremgår af tab. 3.23, udgør bekæmpelsesmidler og opløsningsmidler en stor del af de stoffer, for hvilke det er påvist, at hudabsorption kan resultere i toksisk effekt.

Ved arbejde med bekæmpelsesmidler spiller hudoptagelse en særlig rolle, idet det er alment accepteret, at hudeksponering bidrager mere til den totale eksponering end inhalation. I forsøg med amerikanske forsøgspersoner, hvor sammenlignelige mængder bekæmpelsesmiddel blev påført på undersiden af overarmen under samme standardiserede forhold og over en given tidsperiode, viste det sig, at for ukrudtsmidlerne Diquat og Paraquat's vedkommende absorberedes 0,3-0,4% af den påførte dosis gennem huden, for ukrudtbekæmpelsesmidlet phenoxy-syren 2,4-D's ved-

kommande var det 3,3%, og for insektmidlerne organofosfatforbindelserne Ethion, Malathion, Parathion og Guthion 3,3-15,9%, for de chlorerede cycliske insektbekæmpelsesmidler Dieldrin, Aldrin, Lindan og DDT 7,7-15,0%, og endelig for svampemidlet Carbaryl vedkommende absorberedes hele 73,9% af den påførte mængde.

Organiske opløsningsmidler er en gruppe af fedtopløselige kemiske stoffer, for hvilket det, ligesom for gruppen af bekæmpelsesmidler, er alment accepteret, at de trænger igennem huden. Når det gælder hudoptagelse af dampe, hvor koncentrationerne overholder de arbejdshygiejniske grænseværdier, er hudabsorption af ringe betydning, idet kun 0,5-2% af den totale optagne dosis foregår via hudoptagelse, mens resten af optagelsen foregår gennem lungerne. Når det derimod gælder hudoptagelse ved direkte kontakt med det organiske opløsningsmiddel, fx hvis man dypper hænderne i det, kan der finde en betydelig optagelse sted. Neddypning af en hånd i xylen i 15 min har fx resulteret i en blodkoncentration, der svarer til, at personen havde arbejdet 8 timer i luft indeholdende 100 ppm xylen (grænseværdi for xylen i luft er 35 ppm). Af tab. 3.23 fremgår det endvidere, at foruden xylen er toluen, benzen, methanol og carbontetrachlorid påvist at have resulteret i toksisk effekt som følge af hudeksponering. De chlorerede opløsningsmidler som fx 1,1,1-trichlorethan etc er relativt små fedtopløselige molekyler, der let kan optages gennem huden; men pga deres høje fordampningshastighed har de en tendens til at fordampe, inden de bliver absorberet. Hvis dette ikke er muligt, fordi man har dyppet hånden ned i væsken, eller fordi stoffet er trængt igennem en handske, hvorfra fordampning hindres, er der mulighed for optagelse af betydelige mængder.

Mange opløsningsmidler og andre kemikalier som fx detergen-ter (vaskeaktive stoffer) virker irriterende og affedtende på huden. Især ved gentagen og langvarig kontakt vil dette kunne give hudforandringer, som medfører, at hudoptagelsen af andre kemiske stoffer øges.

Arbejdstilsynet har på sin liste over grænseværdier for stoffer, der anvendes i arbejdsmiljøet, anført et H ud for stoffer, som man mener er af særlig betydning, når det gælder hudeksponering. Ved at sammenligne de stoffer, der har en sådan H-mærkning, med de stoffer, der er tilsvarende mærket på andre landes lister, fremgår det, at det ikke altid er de samme stoffer, der er mærkede. Dette hænger bl.a. sammen med, at de enkelte landes kriterier for en sådan mærkning er forskellige, idet nogle lande lægger vægt på, om hudoptagelse bidrager væsentligt til udvikling af systemisk toksicitet, andre, om hudoptagelse bidrager væsentligt til systemisk eksponering, og atter andre lægger vægt på, om stofferne er kræftfremkaldende, allergifremkaldende eller virker

irriterende på huden. En væsentlig årsag til denne forvirring er også, at den generelle viden vedrørende hudoptagelse hidtil har været for spinkel. Både i det europæiske OECD og i USA arbejder man nu på at udarbejde kriterier for en sådan hudmærkning.

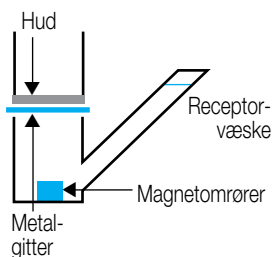
Måling

Metoder til måling af hudoptagelse

Hudpenetration af et stof kan i princippet undersøges vha flere metoder, men ingen af metoderne er særlig præcise og nøjagtige. Hudpenetration kan undersøges i frivillige forsøgspersoner, hvor stoffet påføres huden under standardiserede betingelser (evt som radioaktivt mærket), hvorefter indholdet i blod og/eller urin måles. Hvis den procentvise andel, der er optaget gennem huden, skal måles, er det nødvendigt også at undersøge indholdet i blod og/eller urin, efter at det er indsprøjet intravenøst. Den procentvise andel, der er optaget gennem huden, udregnes da ved at sætte den totale mængde af det med urinen udskilte stof ved de to eksponeringsveje i forhold til hinanden. Hvis der er målt indhold i blodet til forskellige tider, sættes indholdet integreret over tid i forhold til hinanden. Det er altid en fordel at studere problemstillinger relevante for mennesker på mennesker i stedet for på dyr, fordi det så undgås at ekstrapolere fra dyr til menneske. Det kan imidlertid, hvis stoffet fx er meget fedtopløseligt, være et problem, at stoffet for hurtigt ophobes og bindes i organismens fedtdepoter, således at man ikke når at få målt stoffet i blodet eller urinen. Derudover er der etiske og praktiske vanskeligheder, der gør det urealistisk at gennemføre hudabsorptionsundersøgelser af denne art for et stort antal stoffer.

Man må derfor satse på *in vitro*-humane eller *in vivo* dyremodeller. Dyremodeller har den fordel, at man arbejder med et *in vivo*-system, hvor blodgennemstrømning og metaboliske processer fungerer, og hvor man efter forsøgets afslutning kan aflive dyret og gøre rede for alt stof, også det der måtte være bundet i fedtvæv. En meget væsentlig ulempe er, at hudens opbygning og funktion hos dyr er meget forskellig fra, hvad den er hos mennesker.

Hudpenetrationsundersøgelser *in vitro* udføres vha en opstilling, der i princippet ligner den, der er skitseret i fig. 3.44. Huden kan skaffes fra obduktioner eller fx fra brystreduktionsoperationer. Hudmembranen opspændes mellem donorkammeret foroven og receptorkammeret forneden. Det kemiske stof påføres på oversiden af huden, i en bestemt koncentration, i et egnet vehikel og på et bestemt areal. Receptorvæsken befinder sig i den nederste del af kammeret, og herfra udtages prøver til forskellige



Figur 3.44. Princip for måling af hudpenetration *in vitro*.

tider til måling af den mængde af det tilsatte kemiske stof, der har passeret hudmembranen. *In-vitro* undersøgelser, udført i et system som ovenfor beskrevet, er meget afhængige af parametrene, valg af hud (placering på kroppen, præparation) samt valg af vehikel (donorvæske) og receptorvæske. Da disse parametre endnu ikke er nok standardiserede, og metoderne som følge heraf ikke har kunnet valideres, må man konkludere, at de endnu ikke kan anvendes til at kunne forudsige eller kvantificere optagelse af kemiske stoffer i mennesker. De kan på nuværende stadium kun anvendes til at belyse sandsynligheden for, at et givet kemisk stof er i stand til at blive absorberet gennem human hud.

Der er nu en stigende forståelse for at standardisere, hvilket afspejles i, at både EU og de amerikanske miljømyndigheder er ved at udarbejde guide-lines for hudpenetrationsundersøgelser *in vivo* og *in vitro*.

Metoder til måling af hudeksponering

Hudeksponering kan måles på forskellige måder, der hver kvantificerer forskellige trin af eksponeringsforløbet. Til hvert formål er der i tidernes løb udviklet mange forskellige metoder, og der er et stort behov for standardisering.

Mængden, der rammer huden

Der anvendes traditionelt gaze-kompres til fx måling af pesticider. Forsynet med en bagside af alu-folie eller plast kan det anbringes uden på tøjet. Anbringes det under tøjet, måles den mængde, der kunne nå huden.

Man kan også anvende kompres i et omslag af alu-folie, der sættes fast til tøjet med sikkerhedsnål. På forsiden er et hul på 5,6 cm i diameter, der eksponerer gazen. Hænder og ansigt, som ofte er de kraftigst eksponerede hudpartier, er nærmest umulige at måle på denne måde.

Med kompres kan man kun tage en stikprøve af hele det eksponerede areal. Derfor anvendes ofte engangsdragt, evt med hætte. Efter brug klippes den op i under- og overben, under- og overarm, hætte, krop for, krop bag, inden de enkelte dele sendes til analyse. Til måling af eksponering af hænder kan anvendes bomuldshandsker. Her skal man huske på, at man måler, hvad der tilbageholdes på handskerne, som kan være mere, end der ville blive tilbageholdt på huden.

Disse metoder kan ikke bruges ved fx neddypning af hænder i væske.

Mængden, der tilbageholdes på huden

Man kan fx tage prøver af hudens hornlag ved at strippe det yderste lag af med tape eller med cyanoacrylat-lim.

Mængden, der kan afvaskes fra huden

Hudpartier kan vaskes af med vædet gaze eller specielle "trafik servietter". Hænder kan afvaskes standardiseret ved at stikke dem ind i plastpose med 250 ml 10% isopropyl alkohol i ionbyttet vand. Posen lukkes tæt om håndleddet og hånden rystes kraftigt i 30 sek.

Biologisk monitorering

Til måling af mængden, der er trængt gennem huden, anvendes biologisk monitorering.

Visualisering

Visualiseringsteknikker er nyttige til overvågning. Til pesticider kan således tilsættes et fluorescerende stof (optisk hvidt). Pesticidrester på huden kan derved synliggøres ved belysning med ultraviolet lys. Metoden kan gøres kvantitativ.

*Metoder til måling af overfladeforureninger**Subjektiv vurdering*

Om snavs ses på en overflade, afhænger af belysningforholdene, partiklernes størrelse, overfladens ruhed og egenfarve samt naturligvis mængden af snavs. Under optimale forhold (sorte prikker på hvid baggrund) skal det med snavspartikler dækkede areal overstige 0,2 %, for at det kan ses. Kun hvis det med snavspartikler dækkede areal afviger med mere end 0,45%, kan det af en person opfattes som en forskel. Heraf følger, at det ikke er muligt visuelt at bedømme den nøjagtige mængde af snavs på en overflade. Subjektiv vurdering er fuldt tilstrækkelig, hvis der er tale om vurdering af, om der forekommer fastsiddende pletter, der kun udgør en æstetisk "risiko". Vurdering af en eventuel sundhedsrisiko fra snavs, der er løst eller kan slides af, skal baseres på objektive målinger.

Objektiv vurdering

Støvsugning. Støvsugning og genvinding af støvet fra støvsugerens papirpose er en meget anvendt teknik, specielt i indeklima-sammenhæng, men kvantificering af metodens opsamlingseffektivitet er vanskelig. Effektiviteten afhænger bl.a. af arten af gulvets overflade, forureningens art samt af den anvendte støvsugningsteknik. Støvsugerposerne har en forholdsvis stor egenvægt og er hygroskopiske. Vejning af små opsamlede støvmængder er derfor vanskelig.

Fjernelse af støv fra tæpper med støvsuger har som regel et forløb, der illustreres af følgende eksempel: Et tæppe var forurenet med blystøv. Støvsugning med roterende børstemundstykke fjernede 20% af støvet ved støvsugning i 1 min/m². Efter støvsugning

i 6 min/m² var 70% af støvet fjernet. Gammelt, nedtrådt blystøv kunne ikke fjernes.

En forudsætning for en effektiv støvsugning er, at det akkumulerede støv kan frigøres fra overfladen. Det er samtidig betingelsen for, at det udgør en sekundær kilde til luftbåret støv. Vekselvirkningen mellem støv og overflade kan være afhængig af fx molekylære kræfter, kemisk binding, kapillære kræfter, partiklernes form og størrelse samt elektrostatiske kræfter. Elektrostatiske kræfter kan have væsentlig indflydelse på støvafgivelsen fra tekstile gulvbelægninger. Ved lave luftfugtigheder kan der i nogle tilfælde opbygges betydelige ladninger i tekstiler, der derved binder støvet.

Der er udviklet en standardiseret støvsugningsmetode til prøvetagning af store støvmængder fra gulve.

Aftørring. Aftørring af overfladen, den såkaldte wipe test, er meget anvendt. Den udføres ved at gnide filterpapir med fast tryk over et areal på 100 cm². Mængden af den dermed opsamlede forurening analyseres kemisk. Metoden kaldes i engelsk litteratur også swipe, smear eller swab test. Filterpapiret kan anvendes tørt eller vædet med en væske, der vælges afhængig af det stof, der ønskes målt.

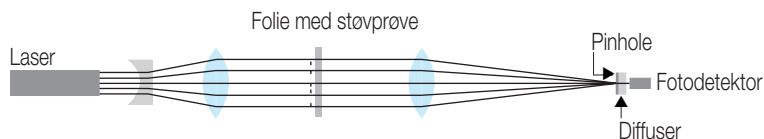
Wipe test kan benyttes som en støtte til påbud om bedre sanitære forhold eller brug af personlige værnemidler. Det kan fx være beskyttelsestøj ved arbejde med stoffer, der kan være farlige for og/eller optages gennem huden, forudsat en skadelig mængde findes på huden. Wipe testen kan også anvendes i forbindelse med stoffer, der kan udgøre en sundhedsfare ved indtagelse. Wipe testen kan i disse tilfælde benyttes til at måle mængden af stoffet på overflader, hænder kan få kontakt med (værktøj osv), eller andre overflader (drikkevandskummer osv).

Wipe test kan benyttes til at bestemme, om rengørings- og opbevaringsprocedurer holder åndedrætsværn rene. Herudover kan wipe test benyttes til at dokumentere tilstedeværelsen af carcinogener.

Mikroorganismer kan prøvetages med agar aftryksplader. Metoden kan kun bruges ved jævne, ikke-smittende flader.

Klæbefolie. Til karakterisering af partikulær forurening på plane overflader er der på Arbejdsmiljøinstituttet udviklet en kommercielt tilgængelig metode baseret på brug af gelatine klæbefolier af samme type, som politiet benytter til fingeraftryk. Med et klæbefolie tages et aftryk af en overflade, hvorved støvet hænger fast i foliet. Mængden af støv udmåles umiddelbart efter prøvetagningen i en lille batteridrevet analysator (fig. 3.45).

Alle hårde overflader, som ikke smitter af eller er meget ru,



Figur 3.45. Måleprincip til bestemmelse af mængden af støv opsamlet på gelatine klæbefolie.

kan måles. Analysatoren udmåler det projicerede areal af støvet ved at gennemlyse foliet med laserlys og registrere, hvor meget lys støvet spreder og absorberer. Dette omregnes i instrumentet til den procentdel af overfladen, der er støvbelagt.

Metoden kan med fordel anvendes ved indeklimaundersøgelser, hvor støvmængden på overflader ønskes anvendt som en parameter, samt ved test af rengøringseffektivitet. En undersøgelse udføres i tre trin: 1) Valg af målepunkter, 2) Måling af overfladeforureningen, 3) Sammenligning med normværdier.

Ved valget af målepunkter inddeles måleobjekterne normalt i 5 forskellige objekttyper. For inventaroverflader benyttes følgende 3 objekttyper:

- ◆ Personnære overflader. Dette er overflader inden for en persons umiddelbare rækkevidde.
- ◆ Almindeligt tilgængelige overflader. Dette er overflader, der let kan nås af en rengøringsassistent.
- ◆ Andre overflader. Dette vil typisk være overflader, der kun sjældent gøres rent.

For hårde gulvflader benyttes følgende 2 objekttyper:

- ◆ Gangarealer
- ◆ Andet. Arealer, som ikke er gangarealer, herunder hjørner, hvor møbler, kontormaskiner, kabler m.m. vanskeliggør adgang.

Der skal vælges mindst 3 målepositioner fra hver objekttype, fx 3 prøver fra et skrivebord. Ved udvælgelsen af målesteder skal der lægges vægt på, at formålet med målingen er at give en repræsentativ beskrivelse af forureningstilstanden af overfladerne i en bygning, en etage eller et lokale. Når der er tæpper på gulvene, benyttes en tæppetester i stedet. Her kan der tages færre prøver, da prøvetagningsarealet er større.

Ved selve målingen indlæses først en blindværdi for klæbefoliet, hvorefter dette vha en fjederbelastet rulle presses mod overfladen med et veldefineret tryk. Partikler, fibre og andet løst snavs hænger fast i klæbefoliet, og det støvdækkede areal udmåles.

Prøvetagningseffektiviteten er over 90% for støv og løstsiddende snavs på gængse hårde overflader, og detektionsgrænsen ligger på omkring 0,3%. Det vil være muligt efterfølgende at underkaste det opsamlede støv en nærmere analyse fx i et optisk mikroskop.

Ved måling på tæpper anvendes en tæppetester. I denne suges luft fra tæppets overflade op i et rør, i hvilket der skabes turbulens, som vil resultere i en støvdeponering på rørets inderside. Klæbefoliet anbringes på rørets inderside, og den mængde støv, der deponeres på dette, er et udtryk for mængden af støv i tæppet. Denne metode er under fortsat udvikling.

Omfattende målinger i de skandinaviske lande med metoden har givet et erfaringsmateriale omkring praktisk opnåelig renhedsgrad. Disse måleresultater er udnyttet til at stille forslag om normer for overfladers renhed, dvs kvaliteten af rengøring. Der angives normer for tre kvalitetsniveauer: basis-kvalitet, forbedret kvalitet og indeklimate-kvalitet. Basis-kvaliteten bør kunne nås med almindelige rengøringsmetoder, mens indeklimate-kvaliteten kræver de mest effektive metoder og programmer. For hvert kvalitetsniveau angives grænser for procent støvdækket areal for hver af de 5 objekttyper nævnt ovenfor.

Ved en undersøgelse af renhedsgraden i en bygning kan disse normværdier benyttes som et sammenligningsgrundlag til vurdering af, om ressourcerne til rengøring udnyttes optimalt. Om det fx kan betale sig at nedtone rengøringen af én objekttype og i stedet gøre mere ud af en anden. Hvis der er indeklimaproblemer i en bygning, og en undersøgelse med denne metode viser en rengøringskvalitet, der er dårligere end basis-kvaliteten, må det anbefales at forbedre rengøringen.

Andre metoder. Der er også beskrevet adskillige metoder til analyse af overfladers forurening "in situ", dvs uden at fjerne forureningen. Lettest er det at måle den radioaktive udstråling fra en forurenede overflade. Ved at belyse en overflade med ultraviolet lys kan man med en detektor måle mængden af fluorescerende stoffer. Et problem er dog, at baggrunden kan have varierende fluorescens.

De filtre, der benyttes til wipe test, kan præpareres og efterfølgende tilføres et reagens, der fremkalder en farvereaktion. Herefter kan det på stedet påvises, om et bestemt stof forekommer på en overflade. I handelen findes disse tests for bly og for samtlige markedsførte pesticider.

Biologisk monitorering

Indledning

Biologisk monitorering har til formål at estimere den samlede optagelse af toksiske stoffer for at vurdere mulige helbredseffekter som følge af eksponering, for at estimere risiko og forebygge helbredsskader. Ofte er luftmålinger den eneste måde, hvorpå man kan vurdere eksponering, men koncentrationen i luft ændres ofte over tid og sted, hvorfor opsamling af repræsentative luftprøver kan være vanskelig. Arbejdsbelastningen og dermed lungeventilationen kan variere, og for mange kemikalier gælder, at mængden, som absorberes, er korreleret til den indåndede mængde. Mange stoffer optages effektivt gennem huden, og for det meste er denne eksponeringsrute ikke relateret til koncentrationen i luften. Støvs partikelstørrelse har indflydelse på, hvor stoffer aflejres i luftvejene, og den mængde, der efterfølgende absorberes. Endvidere kan varierende mængder absorberes under øjensynligt samme vilkår pga forskelle i arbejdsvaner. Her spiller også optagelse via munden og mave-tarmkanalen en rolle. Biologiske målinger tager højde for disse forhold for til forskel i levevaner, herunder køn, alder, størrelse, rygning, alkohol, medicinindtagelse og fødeindtagelse, og ydermere kan personlige egenskaber og vaner spille en væsentlig rolle. Derfor har biologisk monitorering fået en central placering i helbredsovervågning til vurdering af både eksponeringer i arbejdsmiljøet og sundhedsrisici. Det gælder især effekter, som først kan påvises, når de er blivende, fx allergi og kræftsygdomme som følge af udsættelse for en række metaller. Traditionelt er biologisk monitorering defineret som systematisk eller gentagen måling af stoffer eller deres metabolitter i sekret, ekskrementer, udåndet luft eller en hvilken som helst kombination af disse media med henblik på at vurdere eksponering og helbredsrisiko. I praksis omfatter biologisk monitorering måling af en hvilken som helst biomarkør for helbredstruende påvirkninger i systematisk indsamlet biologisk prøvemateriale. De seneste år er der sket en stigende udbredelse af biologisk monitorering til måling af arsen, bly, kviksølv, chrom, cadmium, phenol og saltsyre samt måling af mere end 100 kemikalier. Biologisk monitorering er også indeholdt i EU-Direktiver og national lovgivning til vurdering af eksponering og sundhedsrisici.

Det er i dag muligt at måle mange stoffer og deres reaktionsprodukter i biologiske medier, men et væsentligt problem er tolkning af biomonitoringsresultater, især ved lavdosiseksponering for

stoffer med kompliceret farmakokinetik. Der er stor individuel variation i udskillelsen af de fleste stoffer, en variation som kun i begrænset udstrækning kan relateres til kendte variable. For at minimere måleusikkerheden er det nødvendigt med en standardiseret prøvetagningsstrategi og procedurer for målekvalitet. Endelig er der etiske spørgsmål, relateret til data indsamlet fra individuelle arbejdstagere.

Biologisk monitoring må ikke stå alene, men skal betragtes som en overbygning på luftforureningsmålinger især ved hudabsorption, når eksponeringen varierer, og i de tilfælde hvor der anvendes åndedrætsværn.

Tolkning af biomoniteringsresultater

Resultater opnået ved biologisk monitoring tolkes sædvanligvis ved at sammenligne med referencegrænser. Der findes to slags referencegrænser: 1) referenceintervaller fra ikke-eksponerede befolkningsgrupper; 2) biologiske grænseværdier for eksponerede arbejdstagere.

Biologiske referenceintervaller

Ved en biologisk referenceværdi forstås koncentrationen af stoffet eller dets metabolitter i en population uden kendt erhvervsmæssig eksponering. Referenceintervaller for ikke-erhvervsmæssigt eksponerede befolkningsgrupper er fastlagt på baggrund af måleresultater (referenceværdier) for en passende stor og veldefineret befolkningsgruppe (referencegruppe) med kendt etnisk oprindelse, køn, alder, miljømæssig påvirkning, luftforurening, rygning, andre sociale vaner etc. Referenceintervallets nedre grænse er hyppigt nær den analytiske detektionsgrænse og derfor behæftet med stor måleusikkerhed. Personer, som har fået målt koncentrationer højere end den øvre referencegrænse, bliver anset for at være arbejds-mæssigt eksponerede. For at karakterisere eksponeringen af grupper frem for individer er det ikke tilstrækkeligt at sammenligne med den øvre referencegrænse og dens givne sikkerhedsgrænse. I stedet bør fordelingen af de biologiske måleresultater for den eksponerede gruppe sammenholdes med fordelingen for referencegruppen. Såfremt gruppen i gennemsnit overskrider 0,5 x øvre referencegrænse, er gruppen sandsynligvis blevet eksponeret på arbejdspladsen. Øvre referencegrænser kan variere fra det ene geografiske område til det andet. Disse forskelle er veldokumenterede for bly og cadmium. Endvidere kan niveauet ændres med tiden, som fx i det sidste årti for koncentrationer af bly i blod. Ydermere er det kendt, at rygning kan påvirke niveauet af en række stoffer i kropsvæskerne, som fx cadmi-

um og benzen. Endelig skal understreges, at valide referencegrænser kun opnås ved anvendelse af korrekt statistik.

Biologiske grænseværdier

I de senere år har man fastsat biologiske grænseværdier, der skal sikre mod sundhedsskadelig påvirkning ved eksponeringer i arbejdsmiljøet. Ved en biologisk grænseværdi forstås den maksimale koncentration af stoffet og/eller dets metabolitter, der kan accepteres i det biologiske medie. Optimalt bør biologiske grænseværdier fastlægges således, at de fysiologiske og psykologiske effekter, der opstår ved eksponeringen, reversibelt forsvinder ved dennes ophør, og at der ikke forekommer funktionelle forstyrrelser eller øget følsomhed for andre miljøfaktorer. I arbejdsmiljøet er der to typer biologiske grænseværdier. Sundhedsmæssigt baserede grænseværdier er fastlagt således, at der ikke opstår fysiologiske og mentale forstyrrelser. Der findes meget få sundhedsmæssigt begrundede biologiske grænseværdier, fx har WHO udarbejdet værdier for bly, cadmium og kviksølv.

Derimod findes der flere matematisk tilnærmede grænseværdier for stoffer i biologiske medier, ofte fastlagt ud fra den fastsatte grænseværdi i luft og korrelation mellem koncentrationen i luft og fx urin. I USA anvendes betegnelsen BEI, *Biological Exposure Indices*, der udarbejdes af ACGIH (the American Conference of Governmental Industrial Hygienists). BEI-værdien er den koncentration, som kan forventes i blod eller urin hos en arbejdstager, der har arbejdet i et moderat arbejdstempo, 8 timer ved den gældende grænseværdi for stoffet. Det skal understreges, at BEI-værdierne angiver en påvirkning, hvor der ikke er taget hensyn til sundhedsrisici. I Tyskland anvendes betegnelsen BAT, *Biologische Arbeitsstoff-Toleranz Werte*, udarbejdet af Kommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, som fastsætter grænseværdier på baggrund af langtidsstudier af arbejdstagere eksponeret 8 timer om dagen, 5 dage pr uge, uden at der i dette tidsrum er konstateret skadelige påvirkninger på helbredet. Veldokumenterede grænseværdier findes på nuværende tidspunkt for bly, cadmium, kviksølv og carbonmonoxid i blod samt cadmium, fluorid og kviksølv i urin.

Biologiske grænseværdier skal bruges med omtanke, idet stoffers reaktivitet og opløselighed har stor betydning; fx ved eksponering for vandopløselige nikkelforbindelser vil nikkelkoncentrationer i urin være langt højere sammenlignet med en eksponering for praktisk talt uopløselige nikkeloxider, sulfider og metallisk nikkel, og tilsvarende for kobolt og chrom. For stoffer, som let absorberes gennem huden, kan den biologiske grænseværdi ikke afledes af grænseværdier i luft. I disse tilfælde fastlægges grænseværdien ved at måle stof- og metabolitkoncentrationer i

biologiske prøver fra arbejdstagere, der har udvist god arbejdspraksis.

I EU og nationalt er der fastlagt en grænseværdi for bly i blod, og grænseværdier for andre toksiske stoffer vil følge efter, idet der i et kommende EU-Direktiv er stillet krav om biologisk monitorering og fastsættelse af biologiske grænseværdier for flere stoffer, fortrinsvis metaller. Ved fastsættelse af nationale biologiske grænseværdier har tekniske og økonomiske konsekvenser en indflydelse på fastsættelse af niveauet. BEI, BAT og EU biologiske grænseværdier, der administrativt benyttes i flere lande, er derfor højere end grænseværdier foreslået af WHO. Værdier for BEI og BAT er vist i tab. 3.24.

Tabel 3.24. Udvalgte biologiske grænseværdier anbefalet af den tyske (BAT-værdier) og amerikanske (BEI-værdier 1994) grænseværdikomité.

Parameter	Materiale	Grænseværdier	
		BAT	BEI
Arsen (uorganisk)	Urin		50 µg/g kreat ³
Carbonmonoxid	Blod	5%	3,5%
Bly	Blod Blod	700 µg/L 300 µg/L ¹	500 µg/L
Kobolt	Blod Urin	2,5 µg/l 30 µg/L	
Cadmium	Blod Urin	15 µg/L 15 µg/L	5 µg/L 5 µg/g kreat ³
Chrom	Urin		30 µg/L
Fluorid	Urin Urin	4 mg/g kreat ² 7 mg/g kreat ³	3 mg/g kreat ² 10 mg/g kreat ³
Kviksølv (uorganisk) (organisk)	Blod Urin Blod	50 µg/L 200 µg/L 100 µg/L	15 µg/L ³ 35 µg/g kreat ²
Trichlorethanol	Blod	5 mg/L	4 mg/L ³
Trichloreddikesyre	Urin	100 mg/L	100 mg/L ³
Hippursyre	Urin		2,5 g/L ³
Mandelsyre	Urin	2 g/L ³	800 µg/g kreat ³
Styren	Blod		0,55 mg/L ³ 0,02 mg/L ²
Toluen	Blod	1,7 mg/L ³	1,0 mg/L ³
Tetrachlorethylen	Blod	1 mg/L	
Xylen	Blod	1,5 mg/L	
Methylhippursyre	Urin	2 g/L	1,5 g/g kreat ³

¹ Kvinder < 45 år

² For arbejde

³ Efter arbejde i slutningen af en arbejdsuge

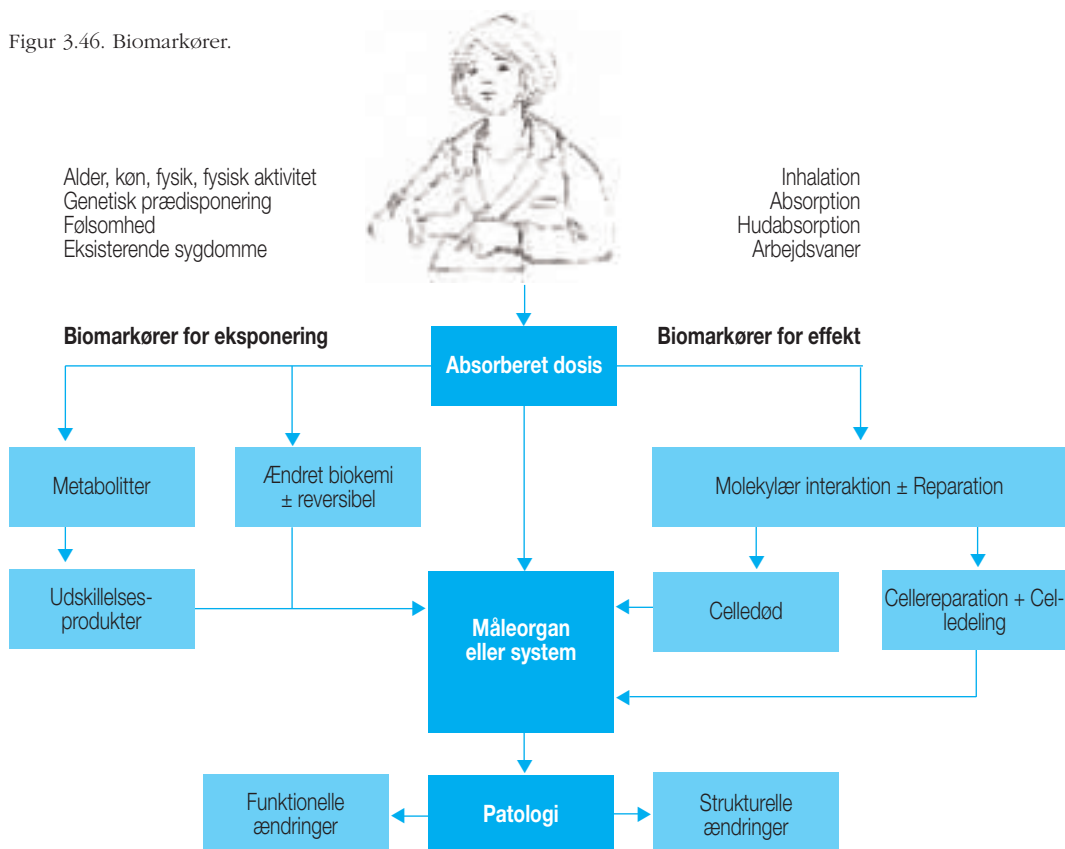
Måling

Undersøgelsesmetoder

De biologiske parametre, der bestemmes ved biologisk monitoring, omfatter traditionelt koncentrationen af stoffet eller dets metabolitter som et mål for såvel arbejdsmæssig eksponering som eksponering i miljøet. Fra et sundhedsmæssigt synspunkt er dette essentielt, idet kemiske stoffer påvirker kroppen uafhængigt af kilden. Set ud fra et forebyggelsesmæssigt synspunkt er det dog en påfaldende svaghed, idet den potentielt skadelige eksponeringskilde skal kortlægges på andre måder. En anden metodik er at måle effekten af stoffet i kroppen i form af biokemiske forandringer.

Nogle toksiske stoffer medfører specifikke biokemiske forandringer, der er et varsel om, at skader og sygdom vil kunne opstå. I fig. 3.46 er de forskellige typer biomarkører beskrevet. Således hæmmes enzymet cholinesterase - der nedbryder acetylcholin i synapserne - af organiske phosphorforbindelser. Stoffer,

Figur 3.46. Biomarkører.



der skader nyrerne, resulterer i øget udskillelse af lavmolekylære proteiner som β -mikroglobin og N-acetylglucosaminidase. En af de første repræsentanter for ikke-selektive metoder er en testmetode, der blev brugt til biologisk overvågning af carbondisulfid, men som nu kun har historisk interesse. Nu til dags bliver ikke-selektive metoder især brugt til at vurdere eksponering for stoffer, som bliver omdannet til elektrofile reaktionsprodukter, sædvanligvis ved at måle thioether i urin fra elektrofile kemikalier. Måling af thioether i urin anses for at være et effektmål. Analyse af specifikke thioetherforbindelser, som fx phenylmercaptursyre, kan bruges til at følge en evt eksponering. Måling af mutagenicitet i urin er også blevet brugt til at bestemme eksponering for ikke-selektive carcinogene stoffer. Metoden er baseret på genotoksisk-kemiske carcinogens evne til at fremkalde mutationer i mikroorganismer, ligegyldigt hvilken kemisk struktur carcinogenerne har. Ved denne mutagenicitet-testmetode er uspecifikke stoffer i urin årsag til en forøget eller hæmmet vækst af de organismer, der bliver brugt som indikatorer for tilstedeværelse af mutagener i urin.

Ved udsættelse for mutagene og kræftfremkaldende stoffer kan undersøges for mutagene metabolitter i urin eller skader på arvematerialet, fx DNA-addukter og søsterkromatidudveksling i lymfocytter. Sidstnævnte effekter er ligeledes ikke helt specifikke, idet de kan repræsentere eksponering for den carcinogene/mutagene stofgruppe. Inden for det sidste årti er interessen for at måle disse makromolekyler - protein eller DNA (deoxyribonucleinsyre) -addukter - øget betragteligt. Blandt de mest udbredte undersøgelser af denne art kan man finde addukter for aromatiske aminer og polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) som et bedre mål for sundhedsrisiko end fx koncentrationen af de kemiske forbindelser i blodbanen. Endelig kan nævnes 8-hydroxyguanin, der er et udskillelsesprodukt efter oxidativ skade på DNA. Der er imidlertid stadigvæk problemer med disse metoder, idet kvantitative vurderinger baseret på helbredsundersøgelser eller eksponering fortsat mangler, og de teknikker, som bliver brugt, er ret sofistikerede og detektionsgrænsen ret høj.

Ved udsættelse for kræftfremkaldende stoffer dannes i humane celler frie radikaler, der kan reagere med forskellige molekyler, hvorved der dannes reaktionsprodukter, som er et indirekte mål for aktiviteten af frie radikaler, der kan angribe baserne i DNA, og der opstår mutationer. Lipid peroxider produceres, når frie radikaler reagerer med polyumættede fedtsyrer eller deres estere, hvor malondialdehyd er et af reaktionsprodukterne. Flere undersøgelser har vist en god korrelation mellem malondialdehyd og akkumulerede lipid peroxidationsprodukter, dog kan visse sygdomme give forhøjet malondialdehyd, fx rheumatoid arthritis og diabetes.

Prøvemateriale

Som prøvemateriale anvendes oftest blod (fuldblod, serum eller plasma) eller urin. Organiske opløsningsmidler kan med fordel måles i udåndingsluft. Svyt, sved, hår og negle har ligeledes været anvendt til biologisk monitorering. Ved arbejdsmiljøundersøgelser anvendes hyppigt urinprøver, et prøvemateriale der findes i rigelig mængde og er let at opsamle. Variation i væskeindtagelse og væsketab, fx ved varmt arbejde, hvor der afgives en del væske via sveden, giver ret store variationer i urinkoncentrationen. For at korrigere for denne fortyndingseffekt korrigeres måleresultater med urinens kreatininkoncentration.

Prøvetagningsstrategi

Toksiske stoffer, der hurtigt forsvinder fra blodet, er kun egnede til at blive målt i blod, såfremt prøvetagningstidspunktet standardiseres. For opløsningsmidler bør prøven således tages senest 30 min efter arbejdsophør i slutningen af en arbejdsperiode. Måling af metabolitter i en urinprøve vil i de fleste tilfælde være mere velegnet, idet de kan være udtryk for såvel den aktuelle som den længerevarende eksponering, men også i de tilfælde, hvor halveringstiden er < 20 timer, bør fastlægges en standardiseret prøvetagningsstrategi og endvidere måles på flere prøver (2-5 prøver) opsamlet over en periode.

Andre faktorer, der hyppigst giver anledning til fejlagtige analyseresultater, er forurening ved prøveindsamling, dvs omgivelser og prøvetagningsglas, fordampning (organiske opløsningsmidler og metallisk kviksølv), kemisk omdannelse samt bakterievækst i urinprøver, der står ved stuetemperatur. Forurening er den største fejlkilde ved analyse af mange metaller, fx nikkel, chrom og cadmium. Forurening kan opstå fra luften på arbejdspladser, fra hud og sved, prøvebeholdere og antikoagulans. Risikoen for forurening fra hud, tøj og hår samt luften på arbejdspladsen er særlig stor ved opsamling af urinprøver. Udfældning og adsorption er et stort problem ved indsamling og opbevaring af urinprøver. Visse metalioner, fx aluminium, adsorberes til forskellige glastyper og plast, derfor er det vigtigt at anvende de prøvetagningsglas, som laboratoriet anbefaler.

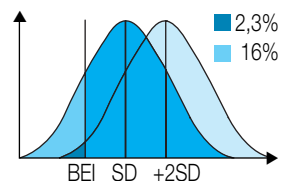
Analysemetode

For at man kan udføre biologisk monitorering, bør analysemetoderne være følsomme, specifikke, reproducerbare og anvendelige. For at måleresultaterne skal kunne sammenlignes, stilles der store krav til analysemetoden. Biologiske analysemetoder bør være specifikke, dvs kun måle den ønskede parameter uden interferens (medbestemmelse af andre stoffer). Ved analyse af nikkel i blod kan fx jern medbestemmes. Udviklingen inden for analytisk

kemi har i de senere år været meget stor. Med måleudstyr som atomabsorption, gaskromatografi, højtryksvæskrokromatografi og ionkromatografi er det muligt at vælge specifikke metoder.

En analysemetode bør ligeledes have tilstrækkelig præcision og nøjagtighed (måle nær den sande værdi) for at opfylde stillede krav. Et blodbly-måleresultat anvendes hyppigt til at vurdere, om den biologiske grænseværdi er overskredet, og det skal ligeledes kunne sammenlignes med et måleresultat udført af et andet laboratorium.

I fig. 3.47 er illustreret procent falske negative fund pga målefejl, dvs hvis måleusikkerheden er stor, vil der være et antal måleresultater, der fejlagtigt vurderes som værende under grænseværdien (resultatet vil være, at arbejdsmiljøet ikke forbedres, eller der ikke mere måles på personen, som fx ved den nedre grænse for bly i blod). Derfor er det væsentligt, at et laboratorium dokumenterer analysemetodens ydeevne, herunder sporbarhed og måleusikkerhed ved en metodevalidering og løbende brug af kvalitetskontrol samt certificerede referencematerialer. Deltagelse i præstationsprøvninger (ekstern kvalitetskontrol) og sammenligninger med et referencelaboratorium er ligeledes et krav til akkrediterede laboratorier.



Figur 3.47. Procent falske negative fund på grund af målefejl.

Samfundsmæssige variationer

Toksiske stoffer i legemsvæsker behøver ikke nødvendigvis at komme fra en arbejdsmæssig eksponering. Føde, livsvaner og fritidsaktiviteter kan give ikke uvæsentlige bidrag. Ud fra et sundhedsmæssigt synspunkt er det den totale eksponering, der har interesse. Fra føden fås bidrag som visse tungmetaller, pesticider etc. Koncentrationen af arsen i urin hænger direkte sammen med koncentrationen af arsen i drikkevand, og fisk indeholder organiske arsenforbindelser. Fisk kan ligeledes indeholde ekstreme mængder af methylkviksølv. Føden kan indeholde varierende mængder af kemikalier, der omdannes til phenol, hippursyre og mandelsyre, metabolitter som også er et mål for benzen-, toluen- og styreneksponering. Rygning giver et ikke uvæsentligt tilskud af cadmium og kulilte og øger optagelsen af bly hos arbejdere eksponeret for bly. Rygevaner kan kortlægges ved måling af kotinin i serum.

Personer, der drikker alkohol, har sædvanligvis en højere koncentration af bly i blodet. Alkohol hæmmer også metabolismen af visse stoffer (fx trichlorethylen og phenylethan-1,2-diol) og interfererer med metabolismen af xylen. Mange organiske stoffer, DDT, PCB og medikamenter ændrer organismens evne til at metabolisere toksiske stoffer.

Genetisk variation og følsomhed

Nogle individer vil være mere følsomme over for kemisk påvirkning end andre. Forskel i genotype (genetiske forskelle) kan betyde, at nogle mennesker hurtigere metaboliserer toksiske stoffer, fx omsættes aminer langsommere af personer, der hører til "slow" acetylator genotypen. Slow acetylator typen kan identificeres ved individernes nedsatte evne til at acetylere sulfonamider. Til bedømmelse af den individuelle følsomhed kan måles Glutathion-S-transferase (GST-familien), der er et enzym med varierende aktivitet afhængig af genotype/fenotype. Glutathion, der er et peptid, findes i celler især i leveren og er af stor betydning for "afgiftning" idet dette peptid opfanger frie radikaler, en proces der er katalyseret af enzymer i GST-familien. Andre genetiske parametre for geno- og fænotype er N-acetyltransferase samt cytokrom P450 enzymer. Der findes derfor nogle mennesker, som nærmest "tåler" visse toksiske stoffer, idet de hurtigt metaboliseres til ikke-toksiske metabolitter, mens andre bliver syge, fx er der fundet en stærk sammenhæng mellem øget lunge- og blærecancerhyppighed hos individer med lav GST-enzymaktivitet.

Biologiske monitoringsprogrammer

Ved biologisk monitoring er der mulighed for at vurdere den faktiske optagelse af stofferne - "den indre belastning" - og dermed også risikoen for det enkelte individ. Ved start af biologiske monitoringsprogrammer bør en række krav opfyldes. Prøvetagning skal være uden risiko og ulemper for de undersøgte. Dette kriterium er opfyldt, når det drejer sig om analyser fra blod, spyt og urin. Prøvetagningsstrategi og analysemetode skal være dokumenteret. Biologiske referenceintervaller og grænseværdier skal foreligge eller indgå som en del af undersøgelsen. Afslutningsvis skal bemærkes, at for at måleresultater fra biologisk monitoring i arbejdsmiljøet kan tolkes med henblik på helbredsrisiko, sundhedsfremmende og sygdomsforebyggende indsats, er det nødvendigt med et snævert samarbejde mellem flere faggrupper.

Litteratur

Generelt

- Air Sampling Instruments for evaluation of atmospheric contaminants, 8th edition 1995. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
- Advances in Air Sampling. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Lewis Publishers, 3. print, Michigan 1990.
- At-anvisning nr. 3.1.0.2 1994. Arbejdstilsynet, København (1994).
- Willhardt P. Prøvetagning af respirabelt støv, af totalstøv, af organiske opløsningsmiddeldampe, Arbejdstilsynets vejledning nr. 2/1981, 2. udg. 1986 (beskriver også kalibrering).
- Willhardt P. (ed). Vejledning i arbejdshygiejniske undersøgelser - luftforurening, AMI-vejledning nr. 5/1990, 2. oplag 1993.

Gasser og dampe

- Fredenslund Aa, Gmehling J, Rasmussen P. Vapor-liquid Equilibria Using UNIFAC. Elsevier, Amsterdam (1977).
- Harvey B. (ed.) Handbook of occupational hygiene, part 4 & 13. Croner Publications Ltd., Surrey 1994.
- Lechnitz K. Gefahrstoff-Analytik, Messtechnische Überwachung von MAK- und TRK-Werten, Emissionskontrolle, Prozessgasanalyse. Ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg, 1986-.
- Leo AJ, Hansch C, Elkins D. Partition Coefficients and their Uses. Chemical Review. 1971;71:525-621.
- Levin JO. Principer och metoder för provtagning och analys av ämnen på listan över hygieniska gränsvärden, Arbete och Hälsa vetenskaplig skriftserie 1994:11, Arbetsmiljöinstitutet, Solna.
- Mackay D, Paterson S. Calculating Fugacity. Environ Sci Technol 1981;15(9):1006-1014.
- Ness SA. Air Monitoring for Toxic Exposures - An Integrated Approach. Van Nostrand Reinhold, New York, 1991.
- Nielsen F, Olsen E, Fredenslund Aa. Henry's Law Constants and Infinite Dilution Activity Coefficients for Volatile Organic Compounds in Water. Environ Sci Technol, 1994; 28 : 2133 - 2136.
- Olsen E, Olsen I, Wallström E, Rasmussen D. On the Substitution of Chemicals. Use of the SUBFAC-index for Volatile Substances. Ann Occup Hyg 1992;36(6):637-652.

Aerosoler

- Bayer H. Theorie und Praxis des Phasekontrastverfahrens. Akademische Verlagsgesellschaft. Leipzig, 1965.
- Bloss FD. Crystallography and Crystal Chemistry. Holten, Reinhardt & Winston Inc., 1971.
- Buchan RM, Soderholm SC, Tillery MI. Aerosol sampling efficiency of 37 mm filter cassettes. *Am Ind Hyg Assoc J* 1986;47:825-831.
- Dansk Standard DS/EN 481. Luft på arbejdspladser. Definitioner af størrelsesfraktioner for prøvetagning af luftbårne partikler. Dansk Standard 1994.
- Hartshorn NH, Stuart A. Crystals and the Polarising Microscope. Edward Arnold, London (4th ed.), 1970.
- Hinds WC. Aerosol Technology, John Wiley, 1982.
- Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. *Annals of the ICRP* (ICRP Publication 66) Pergamon 1994;24:1-3.
- Joseph I. Goldstein et al. Scanning Electron Microscopy and X-ray. Microanalysis. A text for Biologists, Material Scientists, and Geologists. Plenum Press, 1992.
- Klug HP, Alexander LE. X-ray Diffraction Procedures. For Polycrystalline and Amorphous Materials. John Wiley & Sons, (2.ed.) 1974.
- Lidén G, Kenny LC. Comparison of measured respirable dust sampler penetration curves with sampling conventions. *Ann Occup Hyg* 1994;35:485-504.
- Physical Methods in Determinative Mineralogy. Zussman J. (ed.). Academic Press, pp 371-403, 1967.
- Reimer L. Transmission Electron Microscopy. Physics of Image Formation and Microanalysis. Springer Series in Optical Sciences 36. Springer-Verlag, 2.ed., 1989.
- Reist PC. Introduction to aerosol science, MacMillan Pub. Co., 1984.
- Vincent JH, Mark D. Aerosol sampling science and practice. John Wiley 1989.
- Willeke K, Baron PA. (ed.). Aerosol Measurements - Principles Techniques and Applications, Van Nostrand Reinhold, 1993.

Mikroorganismer

- ASTM. Standards on materials and environmental microbiology: E 884-82 Standard practice for sampling airborne microorganisms at municipal solid-waste processing facilities. ASTM, Philadelphia, 1993.
- Cox CS. The Aerobiological Pathway of Microorganisms. John Wiley & Sons: Chichester, 1987.
- Dutkiewicz J, Jablonski L, Olenchok SA. Occupational Bio-

- hazards: A Review. *Am J Ind Med* 14:605-623, 1988.
- Griffiths WD, DeCosemo GAL. The Assessment of Bioaerosols: A Critical Review. *J Aerosol Sci* 25(8):1425-1458, 1994.
- Henningson EW, Ahlberg MS. Evaluation of Microbiological Aerosol Samplers: A Review. *J Aerosol Sci* 25(8):1459-1492, 1994.
- Lacey J, Dutkiewicz J. Bioaerosols and Occupational Lung Disease. *J Aerosol Sci* 25(8):1371-1404, 1994.
- Lavoie J. Sampling for microorganisms in occupational settings, Montreal:IRSST, 1990. pp. 1-57. (Måling i produkter og på overflader).
- Malmberg P. Mikroorganismer. Nordiska Expertgruppen för Gränsvärdesdokumentation 99. *Arbete och Hälsa* 44, 1991.
- Palmgren U, Ström G, Blomquist G, Malmberg P. Collection of Airborne Microorganisms on Nuclepore filters, Estimation and Analysis - CAMNEA method. *J Appl Bacteriol* 61:401-406, 1986.
- Rylander R, Jacobs RR, (eds). *Organic Dusts - Exposure, Effects, and Prevention*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 1994.

Kildestyrke og forureningsspredning

- Antonsson AB. A new method for measuring emission rates from point and surface sources. *Am Ind Hyg Assoc J* 1990;51(7):352-355.
- Breum NO, Ørhede E. Dilution versus displacement ventilation - Environmental conditions in a garment sewing plant. *Am Ind Hyg Assoc J* 1994;55(2):140-148.
- CEN (1993). Safety of machinery - Evaluation of the emission of airborne hazardous substances: Part 3 - Emission rate of a real specified pollutant, Bench test method using the real pollutant 1993; prEN:1093-3 (Draft).
- Heinsohn RJ. *Industrial Ventilation: Engineering Principles*. John Wiley & Sons: New York, 1991.
- Olander L. Beräkningssamband för luft och luftföroreningar. *Arbete och Hälsa* 1994:17.
- Roach SA. On the role of turbulent diffusion in ventilation. *Ann Occ Hyg* 1981;24(1):105-132.
- Sutton OG. *Micrometeorology - a study of physical processes in the lowest layers of the earth's atmosphere*. Krieger Publ. Comp., New York, 1977.

Overfladeforurening

- Carson B, Wells F, Stoltz M, Spurlin S. Dermal exposure assessment. A literature review. EPA 600/x-92/002. US Environmental

- Protection Agency, Las Vegas, 1993.
- Grandjean P. Skin penetration: Hazardous chemicals at work. Taylor & Francis, 1990.
- Ness S. Surface and dermal monitoring for toxic exposures. Van Nostrand Reinhold, 1994.
- Schneider T, Løbner T, Nielsen TB, Petersen OH. Quality of cleaning quantified. *Building and Environment* 1994;29(3):363-367.

Biologisk monitoring

- Amended proposal for a Council Directive for the protection of the health and safety of workers from the risks related to chemical agents at work. (94/C 191/04). *Official Journal of the European Communities* No C 191/7 1994.
- BAT. Maximum concentrations at the workplace and biological tolerance values 1992. Report No XXVI, Deutsche Forschungsgemeinschaft, VCH, Weinheim, Germany, 1992.
- BEI. Threshold limit values and biological exposure indices for 1994-1995. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Cincinnati USA, 1995.
- Christensen JM, Poulsen OM, Thomsen M. A short term cross-over study on oral administration of soluble and insoluble cobalt compounds. Sex differences in biological levels. *Int Arch Occup Environ Health* 1993; 65:233-240.
- Christensen JM, Kristiansen J. Lead. In: *Handbook on metals in clinical and analytical chemistry*. Seiler HG, Sigel A, Sigel H (eds). Marcel Dekker, New York. 1994: 425-440.
- Christensen JM. Human Exposure to Toxic Metals. Factors influencing. Interpretation of Biomonitoring Results. *Sci Tot Environ* 1995. In Press.
- Grandjean P, Nielsen GD, Jørgensen PJ, Hørder M. Reference intervals for trace elements in blood: significance of risk factors. *Scand J Clin Lab Invest* 1992; 52: 321-337.
- International Program on Chemical Safety. Environmental health criteria for biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Geneva. World Health Organization. In press.
- Kriek E, Van Schooten FJ, Hillebrand MJX, Van Leeuwen FE, Den Engelse L, De Loof AJA, et al. DNA adducts as a measure of lung cancer in humans exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Health Perspect*, 1993;99:71-75.
- Lauwerys RR, Hoet P. Industrial chemical exposure: guidelines for biological monitoring. 2nd ed. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: Lewis Publishers 1993.

Forebyggelse af luftforureninger og hudkontakt

*T. Schneider
G. Goldschmidt
L. Seedorff
N.O. Breum
H. Hørup Sørensen
B. Jørgensen*

Forebyggelse af luftforureninger og hudkontakt

Almene principper

Forebyggelse er systematisk arbejdsmiljøarbejde. Her og nu-resultaterne reducerer tab og reducerer dermed omkostninger, fordi et godt arbejdsmiljø forebygger

- ◆ ulykker og sundhedsskader
- ◆ produktionsstop og forsinkelser
- ◆ at nøglepersoner bliver uarbejdsdygtige
- ◆ dårligt arbejdsklima i almindelighed.

På længere sigt kan et godt arbejdsmiljø

- ◆ tiltrække kvalificerede medarbejdere
- ◆ øge kreativitet og fleksibilitet
- ◆ gavne virksomhedens image.

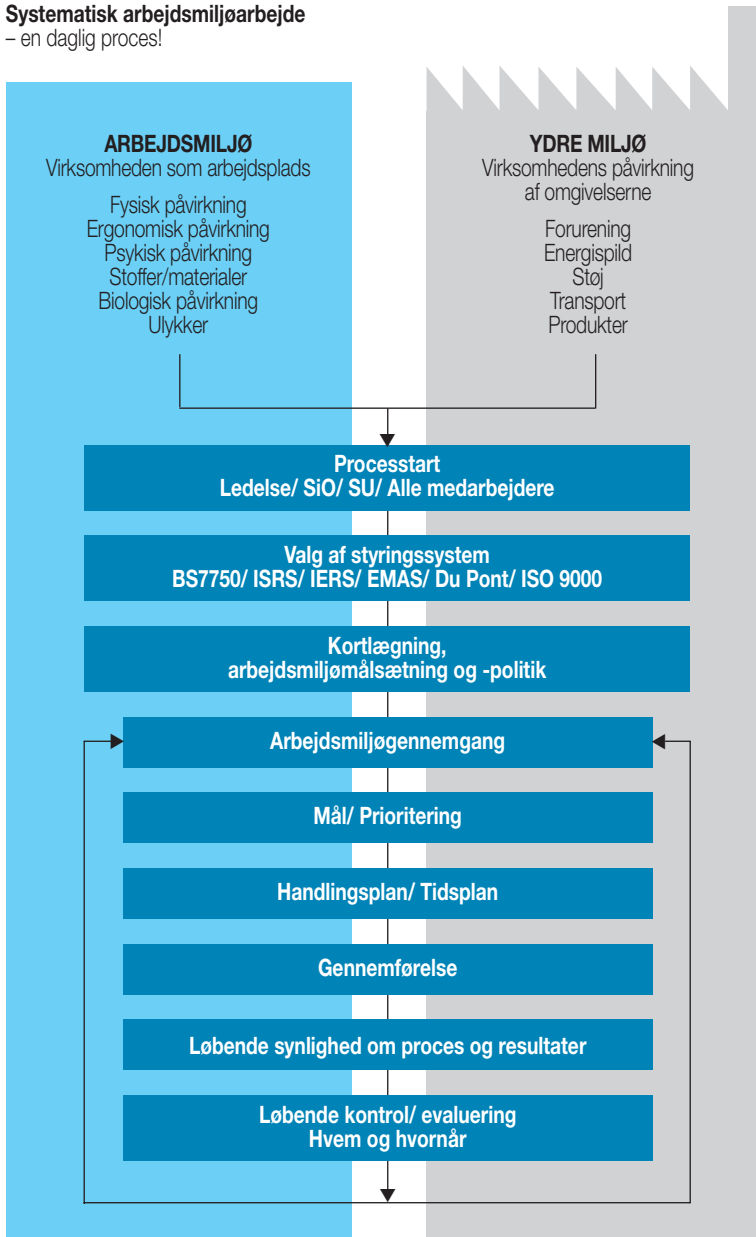
Systematisk arbejdsmiljøarbejde og vedligeholdelsesarbejde er knyttet sammen, fordi mangelfuld vedligeholdelse fører til unødvendig eksponering af mennesker og miljø. Det skønnes, at dansk industri i 1990 brugte 20 mia kroner på vedligehold, ikke medregnet de endnu større udgifter til vedligehold af bygninger. Det økonomiske incitament for at indføre et systematisk og effektivt arbejdsmiljøarbejde er derfor stort.

Et forslag fra Arbejdstilsynet til systematisk arbejdsmiljøarbejde er vist i fig. 4.1. Miljøstyring gennemgås i bind 2.

Processtart

Når ledelsen har besluttet, at virksomheden skal etablere et systematisk arbejdsmiljøarbejde, skal medarbejderne informeres og inddrages i den kommende proces, for at den skal lykkes. Fra starten inddrages SiO og SU aktivt.

Systematisk arbejdsmiljøarbejde
– en daglig proces!



Figur 4.1. Forslag til systematisk miljøarbejde.

Valg af styringssystem

Systematisk arbejdsmiljøarbejde kan gennemføres uafhængigt af, hvilket kvalitets- eller miljøledelsessystem virksomheden benytter - eller tænker på at benytte. Det er den systematiske tankegang og dokumentationen, der er væsentlig.

Kortlægning, arbejdsmiljømålsætning og -politik

Som udgangspunkt for fastlæggelse af de overordnede mål og politikker for arbejdsmiljøindsatsen beskrives virksomhedens arbejdsmiljøprofil ud fra det brede arbejdsmiljøbegreb: Forebyggelse af ulykker og erhvervsbetingede lidelser samt fremme af psykisk og socialt velbefindende.

Arbejdsmiljøgennemgang

På baggrund af de overordnede politikker analyseres kerneområder nøjere, så der kan opstilles mere konkrete mål for indsatsen. En sådan gennemgang foretages desuden, hver gang der sker ændringer i produktionen/arbejdspladsens indretning.

Mål/ Prioritering

På baggrund af analyserne formuleres konkrete, operationelle mål for arbejdsmiljøindsatsen. Det er vigtigt, at målene formuleres, så man kan se, om de nås. Da alt ofte ikke kan nås på én gang, prioriteres målene i samarbejde med medarbejderne.

Handlingsplan/ Tidsplan

Der udarbejdes en beskrivelse af, hvordan målene skal nås - og hvornår.

Gennemførelse

Når handlingsplanen skal gennemføres, kan det kun lykkes ved et samarbejde mellem ledelse og medarbejdere i det daglige arbejde.

Løbende synlighed om proces og resultater

En forudsætning for systematisk arbejdsmiljøarbejde er effektiv information - internt og eksternt: instruktioner, møder, nyhedsbreve, opslagstavler, video, aviser mv.

Løbende kontrol/ evaluering

Hvordan er resultaterne i forhold til målene? Skriftlig dokumentation.

Substitution

Indledning

Hvis man vil nedsætte eller fjerne risikoen ved omgangen med farlige kemikalier, er der en række traditionelle arbejdshygiejniske foranstaltninger, man kan ty til i form af fx indkapsling, ventilation og anvendelse af personlige værnemidler. Når forebyggelse overvejes, er det imidlertid vigtigt altid først at undersøge, om det er muligt at eliminere (fjerne) eller substituere (erstatte) de farlige kemikalier. Dette tiltag fjerner risikoen fra det farlige stof helt.

Hvis man i stedet eksempelvis iværksætter ventilation, er der stadig et risikopotentiale tilbage - hvad sker der fx, hvis ventilations-systemet svigter?

Substitution/elimination griber ind i selve processen, mens andre forebyggelsesmetoder som ventilation og personlige værnemidler tilføjes den eksisterende proces. Substitution/elimination er derfor sværere at arbejde med og kræver involvering af mange forskellige personer, hvis det skal virke. Princippet om at fjerne/erstatte de farlige kemikalier er reguleringsmæssigt indbygget i både arbejdsmiljø- og miljølovgivningen.

Inden for arbejdsmiljøområdet er substitutionsprincippet fastlagt som hovedprincip i hovedbekendtgørelsen om stoffer og materialer, hvor der i §19 bl.a. står: *Et stof eller materiale, der kan være farligt for eller i øvrigt forringe sikkerhed og sundhed, må ikke anvendes, hvis det kan erstattes af et ufarligt, mindre farligt eller mindre generende stof eller materiale.*

På miljøområdet er substitution indeholdt i lov om kemiske stoffer og produkter, hvor der i §31c bl.a. står: *Salgs- og anvendelsesbegrænsninger kan fastsættes, hvis de pågældende (sundhedsfarlige eller miljøskadelige) stoffer, produkter, varer eller metoder kan erstattes af stoffer, produkter, varer eller metoder med samme anvendelsesområder, som i væsentlig grad begrænser forureningen i forbindelse med fremstillingen, brugen eller bortskaffelsen af de pågældende stoffer, produkter eller varer, eller som i øvrigt i væsentlig grad forbedrer mulighederne for renere teknologi.*

Når man taler om substitution, kan det således være både processer, produkter og kemiske stoffer, der bliver erstattet med andre mindre farlige processer, produkter og/eller stoffer. Som et eksempel på processubstitution kan nævnes et skift fra væskefremkaldning af fotografiske papirbilleder til brug af laserprintere. En produktsubstitution kan fx være erstatning af lime baseret på organiske opløsningsmidler med lime baseret på vand. Sluttelig

vil der være tale om en stofs substitution, hvis der afkalkes med citronsyre frem for eddikesyre.

Fremgangsmåde

Hvis man er heldig, er substitution nemt. Men hvis man ikke er så heldig, er det nødvendigt med en systematisk fremgangsmåde for at få et godt resultat - eller for på en kvalificeret måde at blive klar over, at det ikke kan lade sig gøre. I dette afsnit skitseres en model, med hvilken man kan arbejde systematisk med substitution. Med substitution menes både stof-, produkt- og processubstitution.

Substitution bør opfattes som en proces, med et forløb, der med fordel kan opdeles i trin eller faser (fig. 4.2).

I fase 1 skal man nærmere definere: Hvad er problemet egentlig? Hvem er det et problem for? Og hvorfor? Fase 2 er en idéfase. Her skal alle mulige og umulige ideer på bordet, så der er noget at vælge imellem. I fase 3 skal man finde ud af, hvordan man vil sortere ideerne fra fase 2. Kriterier skal fastlægges, og de enkelte ideer vurderes. I fase 4 skal ideerne sammenlignes, så man i fase 5 kan tage en beslutning om, hvilket alternativ man vil afprøve i fase 6. I sidste fase skal man evaluere resultatet.

Fasemodellen er tænkt som en overordnet rettesnor for en

Figur 4.2. Fasemodel for substitutionsprocessen.



substitutionsproces. Den skal ikke bruges mere detaljeret end nødvendigt. Hvis man har en god idé, så skal den bruges. Men hvis ikke, kan det være nødvendigt at gå grundigt til værks. Man er ofte nødt til - som pilene antyder - at springe frem og tilbage mellem faserne. Når mennesker er kreative, tænker de ofte springende og ikke efter en stram forskrift. Men modellen kan alligevel bruges til at strukturere og sørge for, at man kommer alle vigtige faser igennem.

Problemformulering og ideer til alternativer

Man har mange gange en tendens til alene at fokusere på løsningen - hvad kan mon substituere mit problem? Ofte viser det sig dog, at de to første faser "Problemformulering" og "Ideer til alternativer" er de vigtigste. Et simpelt eksempel illustrerer dette.

På et laboratorium blev der lavet organisk syntese i stinkskebe. Glasudstyret måtte løbende vaskes op. Før glasudstyret kunne bruges igen, blev det skyllet i acetone for at fjerne vandet. Der var ikke plads til at skylle med acetone i stinkskebet, så glasudstyret stod på bordet med fri afdampning til gene for alle. På et tidspunkt blev man enige om at bruge trykluft i stedet for acetone til tørring af glassene.

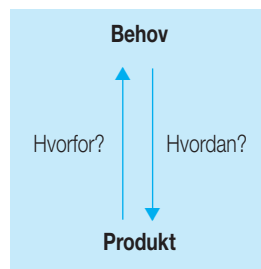
Hvis laboratoriet havde ønsket substitution og havde formuleret problemet på følgende måde: "Acetone er ubehageligt! Hvilket andet stof kan vi bruge i stedet?", så var problemstillingen blevet låst. Man ville lede efter et andet, mindre farligt *stof* - og havde ikke fundet den bedre løsning, nemlig anvendelsen af trykluft.

Funktionsanalyse

Funktionsanalyse er et redskab til at sikre en god problem-løsning, ligesom den også kan bruges til at finde alternativer. Analysen er oprindeligt udviklet af produktudviklere. I fig. 4.3 vises en principskitse for funktionsanalysen.

Funktionsanalysen starter ved det produkt, man ønsker at substituere. Ved gentagne gange at spørge, hvorfor man bruger produktet, kan man få fastlagt, hvilket behov det farlige produkt opfylder. Næste trin (det at få ideer) sker ved at tage udgangspunkt i det opstillede behov. Nu skal man spørge: Hvordan kan man få opfyldt dette behov? Spørgsmålet bruges som startskud til en brainstorm.

Eksemplet fra før kan anvendes til at illustrere dette princip. Her var første trin: Hvorfor bruges acetone? Og svaret var: Acetone bruges for at fjerne vandet fra glasudstyret! Hvorfor skal vandet ud af glasudstyret? Fordi vand og organisk syntese ikke kan forliges! Hvorfor tager man ikke bare nogle andre tørre glas? Fordi der ikke er flere glas! *Aha!* En måde at formulere behovet er altså: *Behov*: Nok tørt glasudstyr.



Figur 4.3. Funktionsanalyse.

Andet trin var: Hvordan kan vi få nok tørt glasudstyr? Dette spørgsmål er starten på en brainstorm. Ved en brainstorm er det vigtigt, at man ikke begrænser sig selv og sine ideer. Det gælder om at få så mange ideer som muligt. Skøre ideer giver måske inspiration til nye, gode ideer eller viser sig ikke at være så skøre endda. Så reglen under brainstorm er: Det er forbudt at sige: Det er for dyrt, for svært, for forurenende, for giftigt, for tidskrævende, for ...

Alternative ideer til anvendelsen af acetone kunne være:

- ◆ varm luft, fx en hårtørrer
- ◆ mere glasudstyr
- ◆ engangs-glasudstyr
- ◆ sprit eller diethylether
- ◆ viskestykker
- ◆ ændring i laboratoriets tidsplan, så man kan vente, til glasset er tørt
- ◆ opvaskemaskine.

Der findes sikkert flere. Pointen er, at nu er der noget at vælge imellem. Både forskellige kemiske stoffer og andre ændringer.

Når det drejer sig om substitution af organiske forbindelser som fx opløsningsmidler, er der udviklet et computerprogram SUB-TEC, som kan hjælpe med at lave en funktionsanalyses første og andet trin. Funktionsanalysen bygger på, at funktionen af stofferne kan beskrives vha de såkaldte Hansens Opløselighedsparametre, HSP (se kapitel 3, afsnit om gasser og dampe).

Vurdering og beslutning

Når man har en række ideer til alternativer, er der behov for en sortering. Det er vigtigt, at man gør sig helt klart, hvilke typer parametre man vil sortere efter, når alternativerne vurderes i næste fase. Kemisk arbejdsmiljø er selvfølgelig en oplagt ting at vurdere - arbejdet bliver oftest startet med et ønske om at slippe af med et givet farligt kemisk stof.

Ved vurderingen er det ikke nok alene at se på de sundhedsmæssige egenskaber. Den *risiko*, der er forbundet med *brugen*, skal også vurderes, dvs sandsynligheden for, at anvendelsen af eller kontakten med kemikaliet kan føre til skadelige effekter. Det er derfor nødvendigt at inddrage det konkrete anvendelsesområde i vurderingen (arbejdsproces og -opgave). Da et givet alternativ desuden skal være teknisk anvendeligt til formålet, er det ligeledes nødvendigt at inddrage dettes tekniske funktion i vurderingen.

Men også andre typer parametre bør indgå. Hvad betyder alter-

nativerne for fx det øvrige arbejdsmiljø, for det ydre miljø og for økonomien? Hvilke parametre der indgår, er i høj grad et valg, der må afgøres af de aktører, som har interesser i sagen.

Nedenfor vises nogle eksempler på parametre, som kan være vigtige:

- ◆ kemisk arbejdsmiljø
- ◆ andet arbejdsmiljø (fysisk, psykisk, ergonomisk)
- ◆ økonomi
- ◆ tekniske egenskaber
- ◆ ydre miljø (emissioner til jord, vand og luft)
- ◆ affald
- ◆ besvær
- ◆ tid
- ◆ livscyklus (råstof- og ressourcebalance)
- ◆ effektivitet
- ◆ pålidelighed.

Pga de mange parametre vil gennemførelsen af substitutioner altid kræve samarbejde mellem flere aktører med forskellig baggrund og interesse. Der kan fx være tale om et samarbejde mellem producent og forbruger, forbruger og BST, kunde og forbruger eller - som det ofte ses - mellem alle aktører.

Vurderingsværktøjer for kemisk arbejdsmiljø

Der findes flere "værktøjer", som kan anvendes, når det kemiske arbejdsmiljø for to eller flere substitutionsmuligheder skal sammenlignes. Det drejer sig om fastsatte grænseværdier for arbejdsmiljøet, udregning af Vapor Hazard Indeks (VHI), bestemmelse af MAL-koder, SUBFAC-beregninger (se kapitel 3), klassificeringer og mærkninger samt udarbejdede brugsanvisninger og datablade. Ingen af disse værktøjer kan dog stå alene:

- ◆ Grænseværdierne og dermed også VHI, MAL-koder og SUBFAC - der alle primært bygger på grænseværdierne - fordi de for arbejdsmiljøet fastlagte grænseværdier ikke er udtryk for et sikkert niveau. Der kan godt opstå gener, symptomer eller sygdomme ved koncentrationer under grænseværdierne.
- ◆ Klassificeringen og mærkningen, bl.a. fordi klassificeringen ikke altid er optimal (fx for de organiske opløsningsmidler), samt fordi et ikke klassificeret kemikalie godt kan være farligt. I dag er kun ca 2.400 af de ca 20.000 kemiske stoffer, der anvendes i Danmark, optaget på "Listen over farlige stoffer".
- ◆ Og endelig brugsanvisningerne, fordi der ikke er krav om udarbejdelse af brugsanvisninger for alle kemikalier, samt fordi

kvaliteten af brugsanvisningerne er for svingende og udformningen for uensartet.

Kender man derimod de nævnte værktøjers muligheder og begrænsninger, vil de - hvis de anvendes kombineret, og hvis der suppleres med data om især langtidsvirkninger og hudoptagelighed - udgøre et godt grundlag for at bedømme og beslutte, om det er acceptabelt at bruge et givet kemikalie ved en konkret arbejdsproces, eller om der skal foretages substitution og/eller iværksættes arbejds-hygieniske foranstaltninger.

Beslutning, afprøvning og evaluering

Når et alternativ er valgt, skal det afprøves. Det kan være en god idé at prøve sig frem med pilotprojekter, så store dele af produktionen ikke risikerer at blive ødelagt. Det er vigtigt med en nøje evaluering af ændringen.

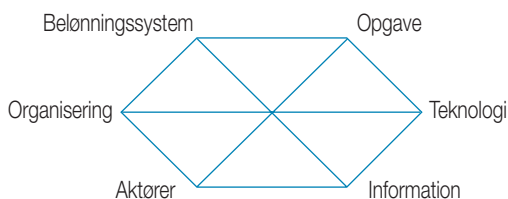
På et trykkeri, hvor de anvendte UV-hærdende trykfarver, havde de hørt om succesen med afvask af offsetvalser med vegetabilsk olie i stedet for organiske opløsningsmidler. Det ville man også prøve og hældte vegetabilsk afvasker i de automatiske renseanlæg på hovedtrykmaskinen. Det virkede ikke - og hvad værre var - tryksagerne i hele næste dags produktion havde fedtpletter og måtte kasseres. Det lykkedes senere at udvikle en anden type vegetabilsk afvasker sammen med producenten af UV-farverne.

Barrierer og social proces

Ved gennemgangen af fasemodellen er forløbet for en substitution beskrevet uden en diskussion af, hvem der kan/skal gøre arbejdet, og hvilke barrierer der kan opstå under forløbet. Her er det vigtigt at have for øje, at substitutionsprocessen også er en social proces. En anden model til at beskrive substitutionsforløbet er Gailbraiths model for organisationsændring. I fig. 4.4 ses elementerne i denne model.

Hvert af elementerne er vigtige parametre at beskrive og forholde sig til, når man ønsker at arbejde med ændring af en orga-

Figur 4.4. Model for organisationsændring.



nisation - i dette tilfælde en ændring i teknologien i form af substitution af et kemisk produkt. Modellens streger illustrerer, at elementerne er tæt forbundne. Ændringer i én parameter kan forudsætte ændringer i andre. Barrierer for substitution *kan* ligge i, at der ikke kan findes en tilstrækkelig god teknisk løsning. Men det viser sig ofte, at den endelige barriere for en substitution snarere ligger i holdninger hos aktørerne, fx hos dem, der arbejder med produktet, i kundernes krav, eller i ledelsens forventning om kundernes krav.

I offsetbranchen er det efterhånden velkendt og veldokumenteret, at man i den daglige drift kan vaske valser med vegetabilsk olie i stedet for organiske opløsningsmidler. Det virker, det skader ikke maskinen, det har en række sundhedsmæssige fordele osv. Men alligevel er det gået trægt med at få substitutionen gennemført på alle offsettrykkerier. Barrierer har bl.a. været aktørernes oplevede fordom: "Vi ved, hvad vi har", samt at belønningsstrukturen på virksomheden ikke altid fremmer denne arbejdsmiljøforbedring. Trykkerier har ofte pressede tidsfrister og belønner derfor produktivitet. En omstilling til at bruge vegetabilsk afvasker forudsætter, at trykkeriets belønningsstruktur ændres til også at belønne brug af ressourcer på omstilling. På nogle trykkerier har trykkerne selv været drivkraft i denne ændring. På andre trykkerier har ledelsen meldt ud, at brug af organiske opløsningsmidler til normal afvask ikke længere kan accepteres som led i virksomhedens miljø/arbejdsmiljøpolitik. Hermed blev det sanktioneret at bruge ressourcer på omstilling til vegetabilsk afvaskning. Endelig har myndighederne for arbejdsmiljø og ydre miljø nu krævet denne substitution gennemført.

En god måde at imødegå modstand hos de involverede og samtidig kvalificere substitutionsarbejdet er at arbejde med eller i forhold til en gruppe sammensat af aktører med forskellig indfaldsvinkel. Det kan fx være de ansatte, der selv arbejder med produktet, arbejdslederen, den teknisk ansvarlige, den økonomisk ansvarlige, leverandører samt forsknings- og udviklingseksperter inden for området. Disse kan alle på forskellig måde bidrage til den ofte komplicerede proces, det er at ændre en given produktionsproces.

Konkrete eksempler

Der kan gives talrige eksempler på gennemførte substitutioner af farlige stoffer, produkter og/eller processer.

De bedst kendte og mest vellykkede eksempler omfatter erstatning af organiske opløsningsmidler med:

- ◆ mekaniske eller fysiske afrensningsmetoder (fx anvendelse af ståluld, sandpapir, børste, varme eller luft)
- ◆ vand eller vanddamp (fx ved metallaftedning og laboratoriearbejde)
- ◆ vandfortyndbare produkter (fx trykfarver, maling, lime, lakker og affedtnings-/rengøringsmidler)
- ◆ vegetabiliske olier (fx køle/smøremidler, laboratorieprodukter og valserens i trykkerier).

En anden gruppe substitutioner omfatter forskellige alternativer til anvendelsen af pesticider, herunder:

- ◆ ukrudtsbekæmpelse gennem jorddækning med dækplanter, flis- eller barkmateriale, ved gas-svidning, ved afgræsning af får eller med det gammelkendte hakkejern
- ◆ biologisk skadedyrsbekæmpelse med rovmidler og snyltehvepse
- ◆ brug af samplatingsprincipper, så planterne gensidigt beskytter hinanden mod skadedyr
- ◆ dyrkning af sunde (økologiske) produkter, der i sig selv har større modstandskraft.

Endelig skal nævnes substitution af mineralolie med planteolie i en række oliebaseerede produkter såsom trykfarver, hydraulik- og smøreolier samt skæreolier.

Luftstrømninger

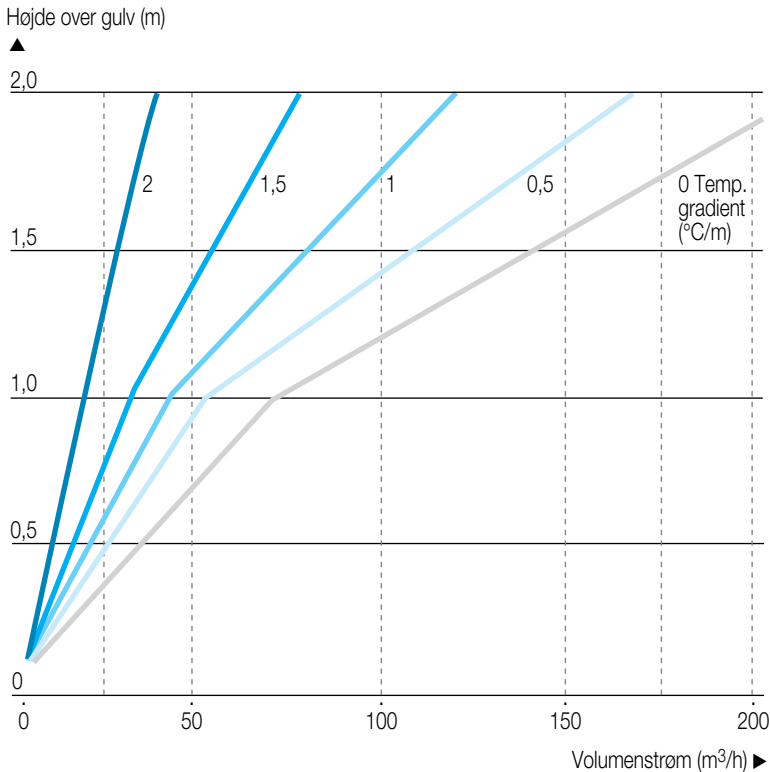
Luft kan transportere varme og forurening, og luftstrømninger er derfor af afgørende betydning for det termiske og atmosfæiske indeklima. I forbindelse med luftstrømninger i et rum skelnes ofte imellem naturlig og tvungen konvektion. Den naturlige konvektion forårsages af de massefyldeforskelle, luften opnår som følge af de i praksis uundgåelige temperaturforskelle i rummet, og den tvungne konvektion i et rum opstår ved en udefra påtvungen luftstrømning. Det skal fremhæves, at i praksis vil begge typer af konvektion ofte forekomme samtidigt i et rum.

Naturlig konvektion

Langs enhver flade vil der foregå en luftstrømning, såfremt fladens temperatur er forskellig fra rumluftens. Denne strømning

kaldes naturlig konvektion, og den drivende kraft er forskellen i massefylden af varm hhv kold luft. For en koncentreret varmekilde vil den uforstyrrede konvektive luftstrøm over kilden have form som en kegle med et fiktivt toppunkt placeret under varmekilden. Som vist i fig. 4.33 trækker den konvektive strøm på sin vej opad omkringværende rumluft med sig. Herved reduceres strømningens hastighed, men samtidig øges volumenstrømmen. Strømningen fortsætter sin opstigen mod loftet, indtil temperaturen i strålen er den samme som rumluftens temperatur. Pga strå-
lens inertie kan den dog trænge noget højere op i rummet for efterfølgende at "falde" ned til det niveau, hvor der ikke er forskel i temperatur mellem rumluft og luften i strålen.

Selv forholdsvis svage varmekilder kan generere store volumenstrømme. Som eksempel viser fig. 4.5 den konvektive volumenstrøm omkring en stillestående person, som i alt afgiver en varmemængde på 45 W ved konvektion. Af figuren ses også, at volumenstrømmen reduceres, såfremt der i rummet er en vertikal gradient i lufttemperaturen. Reduktionen skyldes, at forskellen i temperaturen (den drivende kraft) mellem rumluften og den opadstigende varme luftstrøm bliver mindre, når der er en vertikal gradient i lufttemperaturen.



Figur 4.5. Konvektiv volumenstrøm genereret af en stillestående person.

I litteraturen findes forskellige almene formler til beregning af en konvektiv luftstrøm ved en kilde. Det skal fremhæves, at disse formler forudsætter, at der ikke forekommer en vertikal gradient i temperaturen, og at strømmingen ikke foregår i nærheden af en væg. I det følgende gives formlerne for beregning af den konvektive strømning over en koncentreret varmekilde. Formler til beregning af konvektionstrømmen ved andre typer varmekilder (liniekilde, vandret flade, lodret flade) er vist i fig. 4.32. Det skal fremhæves, at generelt gælder formler til beregning af konvektive strømninger kun for en uforstyrret strømning.

$$V_y = \frac{\Phi^{1/3}}{(y+d)^{1/3}}$$

$$\Delta t_y = \frac{0.45\Phi^{2/3}}{(y+d)^{5/3}}$$

$$q_{vy} = 0.005\Phi^{1/3}(y+d)^{5/3}$$

$$b_y = 0.44(y+d)$$

hvor:

V_y : den maksimale lufthastighed i strålen [m/s]

Δt_y : temperaturforskelle mellem strålen og rumluften [°C]

q_{vy} : strålens volumenstrøm [m³/s]

b_y : strålens diameter [m]

Φ_{konv} : kildens konvektive varmeafgivelse [W]

y : afstand til kilden [m]

d : kildens diameter [m].

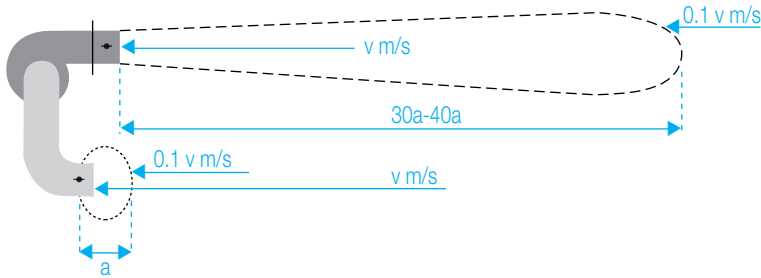
Tvungen konvektion

Den tvungne konvektion i et rum opstår som en udefra påtvungen luftstrømning. I det følgende omtales tre væsentlige påvirkninger, som udefra genererer luftstrømninger: indblæsning af luft, udsugning af luft samt bevægelser af et legeme i rummet.

Indblæsning af luft

Som vist i fig. 4.6 bevarer en luftstråle sin retning og en forholdsvis høj hastighed i stor afstand fra indblæsningsåbningen. Udsuges en tilsvarende luftmængde gennem en åbning med samme areal, opnås ikke den samme retningsbestemte virkning, og lufthastigheden aftager hurtigt med afstanden fra sugeåbningen.

Når en luftstråle blæses ind i en omkringliggende luftmasse, medrives noget af massen. Størrelsen af denne medrivning afhænger af, om strålen kan brede sig frit ud i rummet (fristråle), eller om strålen bevæger sig langs en plan begrænsningsflade (væg-



Figur 4.6. Dybdevirkning omkring en rund indblæsningsåbning og en tilsvarende udsugningsåbning.

stråle). Det har også betydning, om indblæsningen sker via en lang spalte (planstråle) eller via en rund eller en firkantet åbning. I det følgende omtales kun fristråler hhv vægstråler fra runde eller firkantede åbninger, og for planstråler henvises til litteraturen.

En fristråle vil have form som en kegle med en spredningsvinkel på ca 24° uafhængigt af, om indblæsningsåbningen er rund eller firkantet, men åbningen har betydning for strålens retning og hastighed. Under strålens udbredelse medrives rumluft. Her ved øges volumenstrømmen i strålen, men samtidig mindskes strålens hastighed. Inde i strålen er hastigheden størst i strålens akse. Denne centralhastighed samt volumenstrømmen beregnes af følgende udtryk:

$$V_x = \frac{C_c A^{1/2} V}{X}$$

$$Q_x = 2C_c X A^{1/2}$$

- V_x : centralhastighed i afstanden X fra åbningen [m]
 Q_x : volumenstrømmen i afstanden X fra åbningen [m³/s]
 C_c : en konstant, som afhænger af åbningens udformning. For en tabel med værdier for C_c henvises til Nielsen (1987)
 A : åbningens areal [m²]
 V : hastighed i indblæsningsåbningen [m/s]
 X : afstand fra åbningen [m].

Af formlerne ses, at hastigheden er proportional med indblæsningshastigheden og omvendt proportional med afstanden til åbningen. Volumenstrømmen er proportional med afstanden til åbningen.

En vægstråle antager form som en halveret fristråle. Strålen, som "trykkes" mod væggen (Coanda effekten) af rumluften, spredes under en vinkel på ca 12°. Centralhastigheden og volumenstrømmen kan beregnes med ovenstående udtryk, når man anvender konstanten C_c^* i stedet for C_c , hvor $C_c^* = 1,4 C_c$. I udtrykket for volumenstrømmen skal multiplikatoren 2 udskiftes med værdien 1,4, dvs alt andet lige transporterer vægstrålen mindre luft end fristrålen.

Hidtil har det været antaget, at luften blev indblæst isothermisk. Strålens udbredelse i det vertikale plan påvirkes af en eventuel temperaturforskel mellem rumluft og luft i strålen. En stråle af kold hhv varm luft vil afbøjes mod gulvet hhv loftet. Afbøjningen for en vandret fristråle beregnes med følgende udtryk:

$$H = \frac{0.002 \Delta T X^3}{D V^2}$$

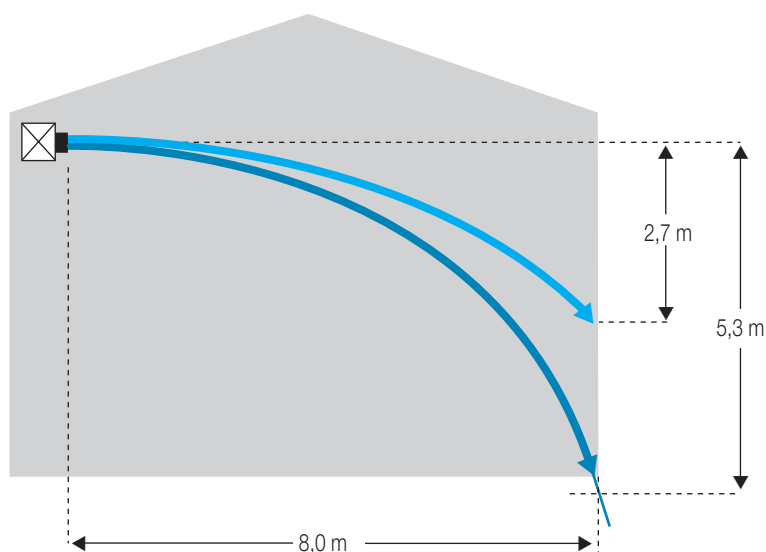
hvor:

- H : afbøjningen [m]
 ΔT : temperaturforskel mellem rumluft og luft i strålen [°C]
 X : afstand fra indblæsningsåbning [m]
 D : indblæsningsåbningens diameter [m]
 V : lufthastighed i indblæsningsåbningen [m/s].

Af udtrykket ses, at afbøjningen er proportional med temperaturforskellen, og at den øges med 3. potens af afstanden fra åbningen. Som eksempel på anvendelse af udtrykket viser fig. 4.7 banekurven for en kold stråle med to forskellige indblæsningshastigheder. Af figuren ses, at luftstrålen kan ramme et afgrænset område i opholdszonen. I praksis kan dette medføre, at procesventilationen generes i området, og personer føler træk.

Ved sit fald øges hastigheden af den kolde luftstråle. Forøgelsen kan beregnes af følgende udtryk:

$$\Delta V = \Delta T^{1/2} Z^{1/2} T_i^{-1/2}$$



Figur 4.7. Banekurven for en fristråle med undertemperatur 5°C. Ved en indblæsningshastighed på 4 m/s falder strålen 5,3 m, og ved en hastighed på 5,7 m/s er faldet 2,7 m.

hvor:

ΔV : hastighedsforøgelsen [m/s]

ΔT : forskel i temperatur mellem rumluft hhv indblæst luft [°C]

Z : strålens faldhøjde [m]

T_i : temperatur af den indblæste luft [°K].

Af udtrykket ses, at forøgelsen i hastighed kan blive betydelig.

Antages fx $Z = 3$ m, $\Delta T = 6^\circ\text{C}$ og $T_i = 291^\circ\text{K}$, fås $\Delta V = 1,1$ m/s.

Udsugning af luft

Til forskel fra en indblæsningsåbning vil en udsugning ikke skabe noget væsentligt hastighedsfelt i sin nærhed (fig. 4.6). Luften kan strømme frit til fra alle sider, og hastigheden foran en cirkulær åbning i en flade kan beregnes efter følgende formel:

$$V_x = \frac{1.33V_0 A}{10X^2 + A}$$

hvor:

V_x : hastighed i afstanden x fra åbningen [m/s]

V_0 : hastighed i sugeåbningen [m/s]

A : sugeåbningens areal [m²]

X : afstand fra sugeåbningen [m].

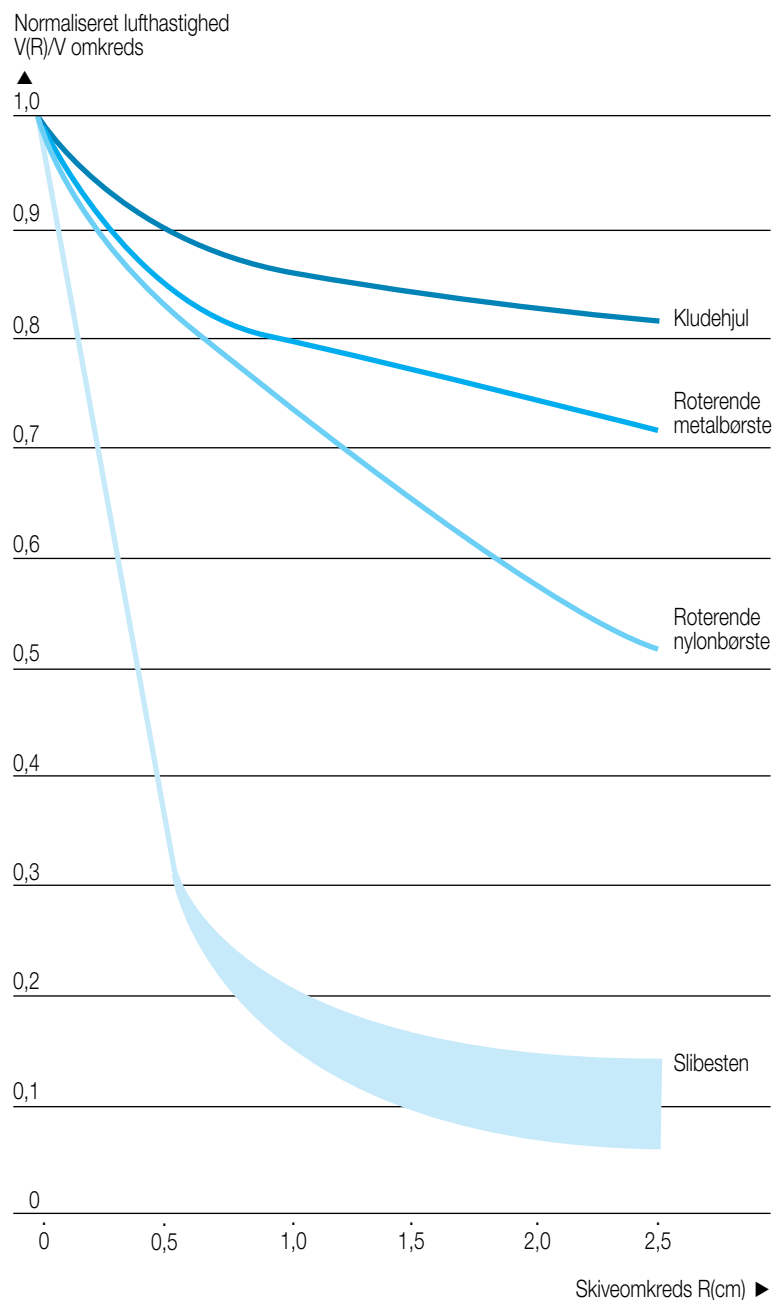
Af formelen ses, at hastigheden med tilnærmelse aftager med kvadratet på afstanden til åbningen. En udsugning har derfor kun indflydelse på luftens strømning i ganske kort afstand omkring åbningen. Det skal bemærkes, at formler til beregning af lufthastigheden foran en sugeåbning afhænger af åbningens konstruktive udformning, og for yderligere omtale henvises til afsnittet om ventilation. Selvom en udsugningsåbning kun har en ringe indflydelse på lufthastighederne i et lokale, har dens placering stor betydning for det termiske og atmosfæriske indeklima, da varme og forurening i rummet skal passere udsugningsåbningen. For at opnå en god effektivitet kan som eksempel nævnes, at i tilfælde af varmeudvikling i rummet bør åbningen placeres ved loftet. For yderligere omtale af en udsugnings effektivitet henvises til afsnittet om ventilation.

Luftstrømninger genereret af legemer i bevægelse

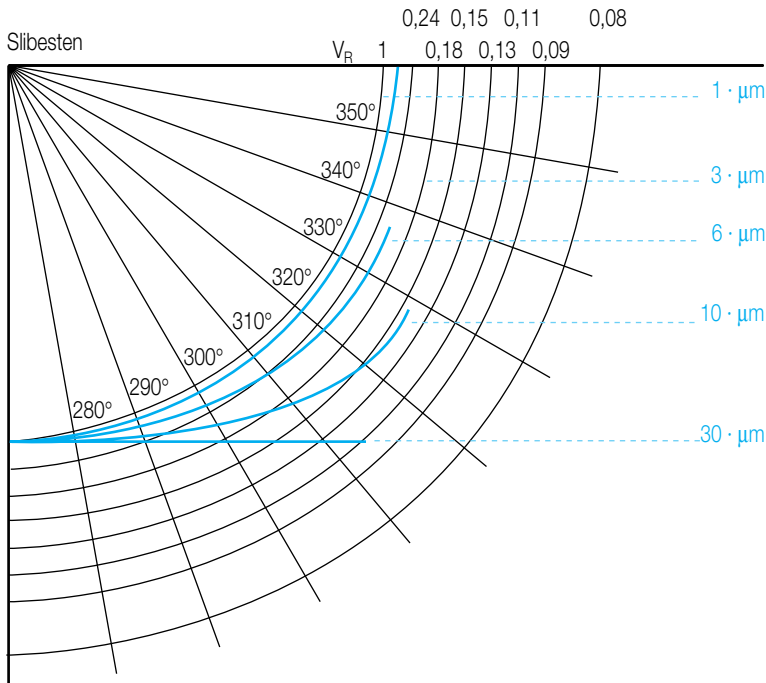
Legemer i bevægelse, fx en roterende slibesten, sætter den omkringliggende luftmasse i bevægelse som følge af bl.a. gnidningsmodstand. En effektiv udsugning af støv fra værktøj til især slibeprocesser forudsætter kendskab til luftstrømninger genereret af værktøjet. Viden på dette område er sparsom, og i det følgende omtales som eksempel strømninger omkring en slibesten.

Luftstrømningen genereret af et roterende emne vil afhænge af overfladens karakter (ruhed), men også af emnets bredde, diameter og rotationshastighed. Undersøgelser har vist, at for slibesten afhænger den genererede lufthastighed primært af stenens rotati-

Figur 4.8. Hastighedsprofiler omkring slibe- og polérskiver.



onshastighed. I fig. 4.8 er vist hastighedsprofilen som funktion af afstanden fra stenens periferi. Til sammenligning viser figuren også hastighedsprofil for andre typer værktøj til overfladebehandling. I figuren er lufthastigheden angivet i forhold til periferihastigheden, og det bemærkes, at lufthastigheden aftager hurtigt med afstanden fra stenen. Ved slibning opstår støvpartikler i berøringspunktet mellem grundmaterialet og slibestenen. Med en hastighed svarende til stenens periferihastighed slynges partikler ud i tangentens retning. Herefter vil partiklernes strømning være bestemt ved interaktionen mellem deres egenbevægelse og luftstrømningen omkring den roterende slibesten. Partiklernes resulterende bevægelse kan beregnes, og i fig. 4.9 er vist et eksempel på en beregning. Af figuren ses, at partikler med en aerodynamisk diameter mindre end ca $3\text{ }\mu\text{m}$ følger luftstrømningen tæt på stenens periferi. Her er lufthastigheden så stor (fig. 4.8), at en udsugning normalt ikke har mulighed for at indfange partiklerne. Disse vil først blive frigjort fra grænselaget, når dette møder en forhindring, fx grundmaterialet. Denne transport af respirable partikler over mod operatøren kan dog undgås i praksis ved at indsætte en forhindring, som "skræller" grænselaget af. Det "afskrællede" luftlag kan nemt fjernes med en udsugning. De større partikler, som ikke befinder sig i grænselaget, kan opfanges med en udsugningsåbning anbragt således, at partiklerne naturligt bevæger sig hen imod åbningen. Til "afskrækning" af grænselaget kan anvendes forskellige metoder, fx en tunge eller en luftstråle.



Figur 4.9. Partikelbaner omkring en slibesten ved 1725 omdr./min og periferihastighed = 16 m/s . V_R angiver relativ hastighed af luften i forhold til stenens periferihastighed.

Ventilation

Generelt

Valg af ventilationssystem, herunder ventilationsprincip samt indblæsnings- og udsugningssystem, er en meget vigtig faktor for at opnå et tilfredsstillende indeklima såvel termisk som atmosfærisk i arbejdslokaler. Det kan derfor ofte være en hjælp at have nogle retningslinier for at sikre personer og arbejdsprocesser acceptable forhold.

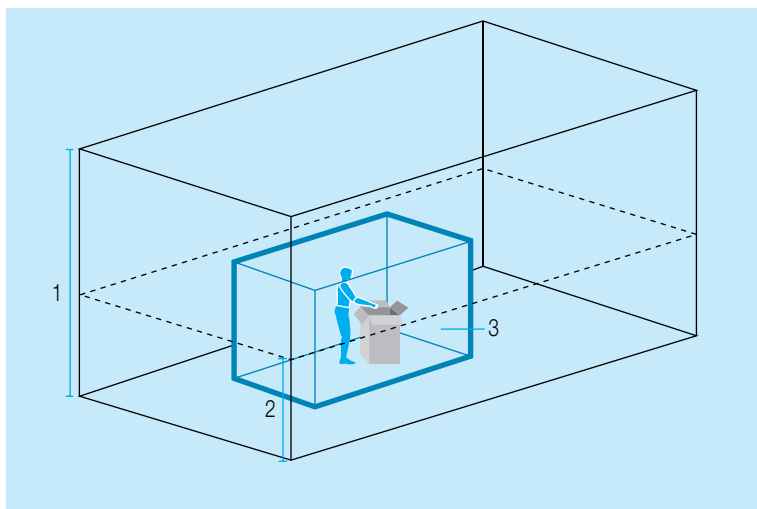
Ventilationskrav

Kravene til indeklimaet kan betegnes som talrige. Dvs, at der ikke altid kan anvendes standardløsninger, men at løsningerne må skræddersys i hvert enkelt tilfælde under hensyntagen til de forskellige aktiviteter og processer. Dette udelukker ikke, at der kan anvendes en vis metodik, således at der kan opstilles nogle ensartede retningslinier, der kan genanvendes ved løsningen af de respektive opgaver. Sådanne retningslinier kan eksempelvis opdeles i følgende hovedpunkter:

- ◆ zoneinddeling af lokale
- ◆ kravspecifikation for ventilation
- ◆ valg af ventilationsprincip
- ◆ valg af indblæsningssystem
- ◆ valg af udsugningssystem.

Zoneinddeling er ofte nødvendig ved store lokaler, specielt store industrilokaler, som angivet på fig. 4.10. Ud fra totalvolumen kan

Figur 4.10. Industrilokale opdelt i tre zoner. Zone 1 omfatter hele lokalet, altså det totale rumvolumen (totalvolumen). Zone 2 omfatter det område, der generelt ønskes anvendt til opholdszone. Zone 3 omfatter det eller de områder, der ønskes anvendt til arbejdspladser.



Zone	Termiske forhold					Luftkvalitet		Lyd	Sikkerhed		Fleksibilitet		Økonomi		
	Temperatur	Temp. diff.	Stråling	Træk	Fugt	Middelværdi	Eksponeringsværdi	Niveau	Forstyrrelser	Kravændringer	Rumforandringer	Effektforandringer	Installation	Drift	Total
Hele lokalet															
Opholdszonen															
Arbejdszonen															

Figur 4.11. Kravspecifikation.

Varmebehov

$$q_v = \frac{\Phi_v}{\rho \cdot c_p \cdot (t_1 - t_2)} \text{ [m}^3\text{/s].}$$

Kølebehov

$$q_v = \frac{\Phi_k}{\rho \cdot c_p \cdot (t_3 - t_1)} \text{ [m}^3\text{/s].}$$

Befugtningsbehov

$$q_v = \frac{q_m}{\rho \cdot (x_2 - x_1)} \text{ [m}^3\text{/s].}$$

Affugtningsbehov

$$q_v = \frac{q_m}{\rho \cdot (x_1 - x_2)} \text{ [m}^3\text{/s].}$$

q_v

er nødvendig volumenstrøm

Φ_v

er bygningens samlede varmebehov

Φ_k

er bygningens samlede kølebehov

ρ

er luftens densitet

c_p

er luftens specifikke varmekapacitet

t_1

er indblæsningsluftens temperatur

t_2

er rumluftens temperatur

t_3

er udsugningsluftens temperatur

q_m

er bygningens fugttilskud eller fugtreduktion

x_1

er indblæsningsluftens vandindhold

x_2

er rumluftens vandindhold

Figur 4.12. Bestemmelse af nødvendig volumenstrøm.

belastningernes indflydelse på den totale balance beregnes, fx varme- og forureningsbalancen. Den totale balancetilstand siger dog intet direkte om forholdene i de andre zoner.

I opholdszonen vælges i henhold til en ønsket lufttilstand indeklimaets almene niveau såvel termisk som atmosfærisk. Er der tale om sundhedsfarlige forureninger, bør den ønskede luftkvalitet i dette område naturligvis vælges under hensyntagen til gældende grænseværdier.

I arbejdszonen afviger lufttilstanden almindeligvis markant fra det almene niveau som følge af, at det ofte er her, varme- og forureningskilderne er placeret. De faktorer, der især bør iagttages for at opnå et tilfredsstillende indeklima i arbejdszonen, er følgende:

- ◆ sundhedsfarlige forureninger
- ◆ luft- og strålingstemperaturer samt fugtighed
- ◆ luftbevægelser (herunder risiko for træk).

En grundlæggende forudsætning for at opnå et godt resultat er en samordning af de mange krav (kravspecifikation), der er gældende inden for de respektive zoner. En sådan kravspecifikation, som angivet på fig. 4.11, sammenholdt med formlerne i fig. 4.12 til bestemmelse af den nødvendige volumenstrøm, kan danne grundlag for valg af ventilationsprincip, indblæsnings- og udsugningssystem.

Ventilationsprincipper

Ud fra kravspecifikationen vil det ofte først være nødvendigt at:

- ◆ indkapsle varme- og/eller forureningskilder
- ◆ konstruere punktudsugninger
- ◆ klarlægge lokalets naturlige luftstrømninger, fx fra varme- eller kolde bygningsflader
- ◆ sikre hensigtsmæssige luftstrømninger fra de arbejdsprocesser, der ikke kan indkapsles eller punktudsuges, enten ved opblanding eller fortrængning med ren luft.

På grundlag af forannævnte betragtninger vælges det ventilationsprincip (luftstrømningsbillede), der er bedst egnet. Det bemærkes, at intet ventilationsprincip er almengyldigt og generelt bedre end andre. Hvert princip har sine specielle fordele under hensyntagen til de givne krav og belastninger. Ofte kan de forskellige ventilationsprincipper endog med fordel supplere hinanden. De

væsentligste ventilationsprincipper, der kan komme på tale ved ventilering og konditionering af lokaler, er:

- ◆ konventionel opblanding
- ◆ fuldstændig opblanding
- ◆ passiv termisk fortrængning
- ◆ aktiv termisk fortrængning
- ◆ stempelfortrængning.

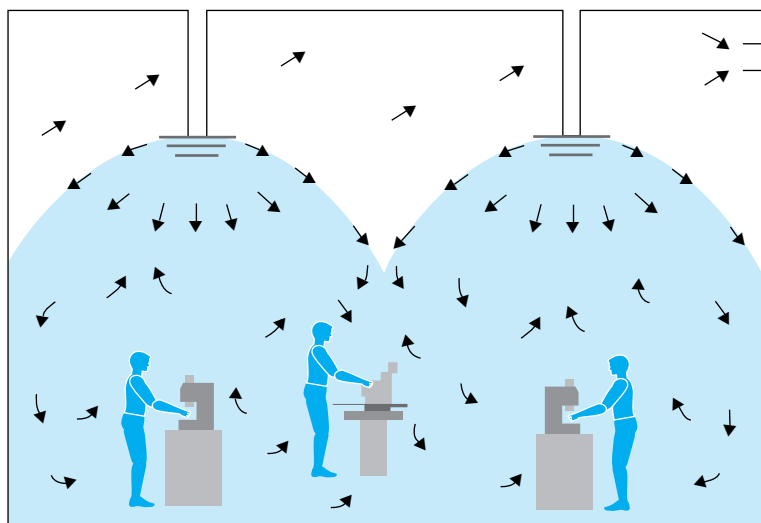
Konventionel opblanding

Ved konventionel opblanding, også kaldet almen ventilation, tilføres den indblæste volumenstrøm lokalet gennem egnede indblæsningsarmaturer, der kan placeres valgfrit i lokalet.

Ventilationsprincippet, der er illustreret på fig. 4.13, er bl.a. egnet til ventilation, opvarmning og køling. Effektiv opblanding fås dog kun i den del af lokalet, der påvirkes af indblæsningsluften. Dette er et enkelt og meget anvendt princip, der dog har sine begrænsninger bl.a. som følge af:

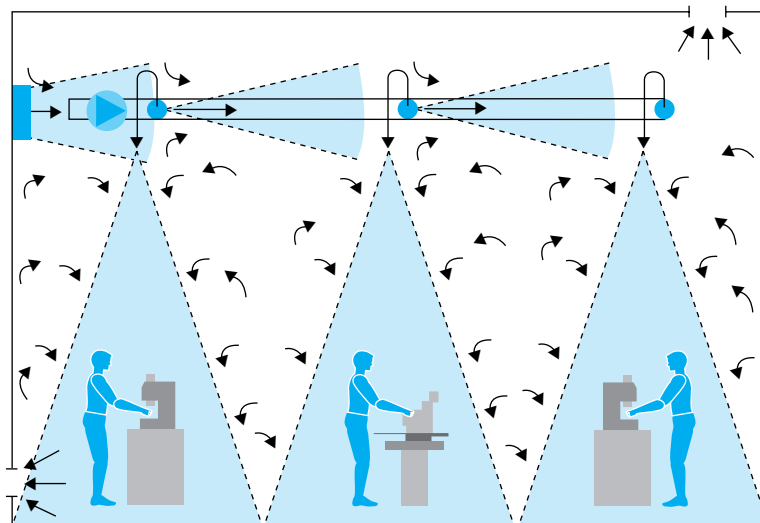
- ◆ at det er svært at variere volumenstrømmen, uden at strømningsbilledet ændrer sig
- ◆ at overtempereret luft ofte kan give kortslutninger
- ◆ at lokale forureningskilder kan give områder med utilstrækkelig luftkvalitet.

Ventilationsprincippet er uafhængigt af udsugninger, der bør placeres under hensyntagen til lokalets forureningskilder.



Figur 4.13. Strømningsbillede for ventilationsprincippet konventionel opblanding.

Figur 4.14. Strømningsbillede for ventilationsprincippet fuldstændig opblanding.



Fuldstændig opblanding

Dette ventilationsprincip, der er illustreret på fig. 4.14, er egnet til ventilation, opvarmning og moderat køling af høje lokaler. Indblæsningsluften fordeles til arbejdszonerne i opholdszonen vha styreluftstråler, der medvirker til:

- ◆ stabilt strømningsfelt
- ◆ jævn temperaturfordeling
- ◆ fleksibilitet (luftretning og lufthastighed kan tilpasses det varierende klimabehov i opholds- og arbejdszoner).

De horisontale styrestråler skaber en stor luftstrøm med jævn temperatur under loftet, hvorfra luften føres ned til de ønskede områder vha vertikale styrestråler.

Eventuelle forureninger skal fjernes effektivt med udsugninger placeret ved kilden.

Passiv termisk fortrængning

Betegnelsen "passiv" anvendes, fordi luftstrømningerne i opholdszonen alene styres af de termiske kilder i lokalet såsom personer, maskiner og belysning, hvilket giver et strømningsbillede med kun opadrettede luftstrømme, der medfører, at ventilationsprincippet kun er egnet til ventilation og køling af lokaler.

Det grundlæggende er, at varme og forurening bliver ført direkte væk fra opholdszonen og op mod loftet. Dette opnås normalt ved, at de varme aktiviteter og processer, der finder sted i lokalet, skaber en opadrettet konvektionsstrøm. Konvektionsstrømmen, bestående af varme og forurening, trækker omkringværende luft

med sig, hvorved den opadrettede luftstrøm øges, samtidig med at dens hastighed aftager.

Endvidere gælder det, at disse konvektionsstrømme virker sammen med den valgte ventilationsluft. Dette opnås almindeligvis ved at tilføre den rene luft nær gulv og udsuge den varme og forurenet luft nær loft, som angivet på fig. 4.15. Der tales i denne forbindelse ofte om en grænselinie, der deler lokalet i en nedre ren og tempereret zone samt en øvre varm og foruren zone.

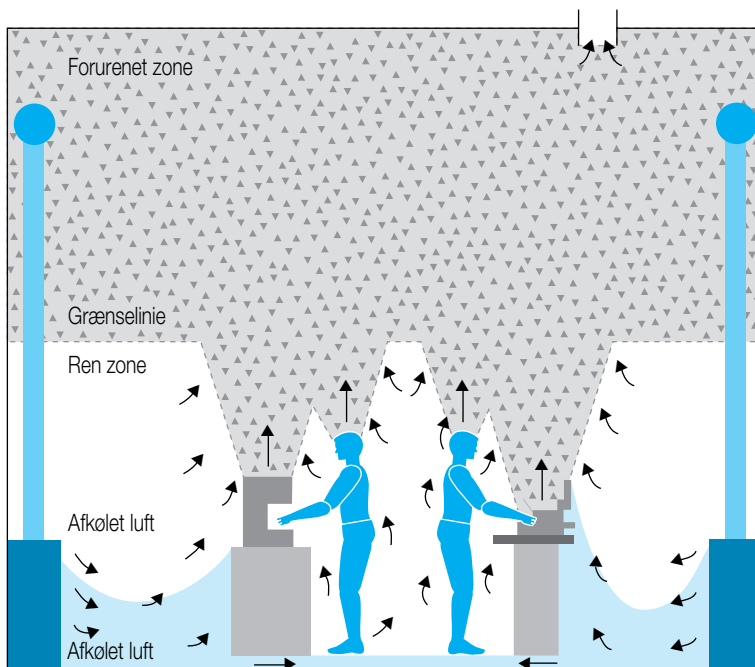
Hertil kommer, at volumenstrømmen, som tilføres den rene zone, bl.a. har til formål at erstatte den luft, der pga konvektionsstrømmen føres væk fra opholdszonen, således at grænselinien ligger mellem den rene og forurenede zone over opholdszonen.

Passiv termisk fortrængning har i rette sammenhæng mange gode egenskaber bl.a. ved at påvirke og fjerne varme forureninger i lokalet, hvorimod dens egenskaber er mere begrænsede, når der er tale om kolde og/eller neutrale forureninger.

Udsugning placeres altid ved loft, men kan dog suppleres med punktudsugninger i arbejdszonerne.

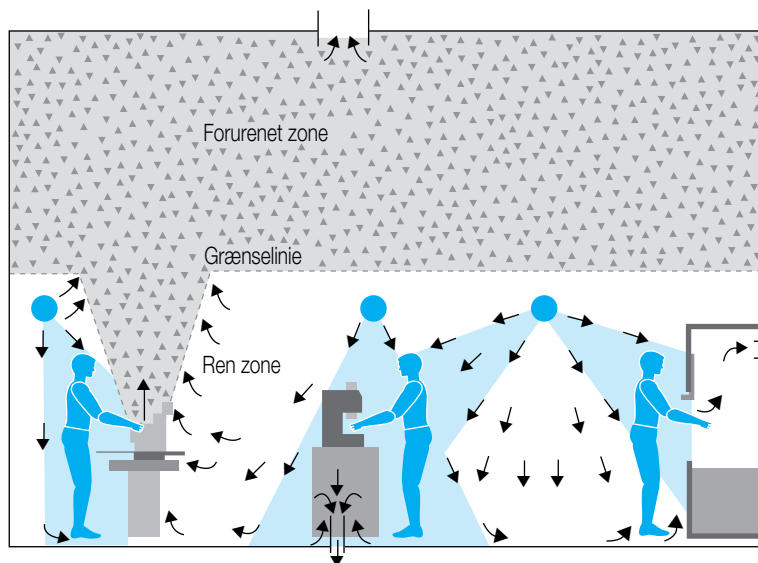
Aktiv termisk fortrængning

Betegnelsen "aktiv" anvendes, fordi det netop er indblæsningsarmaturet, der tillige med de termiske kilder forårsager luftstrømningerne (strømningsbilledet) i opholdszonen. Ventilationsprincippet er velegnet til ventilation, køling og i specielle tilfælde til

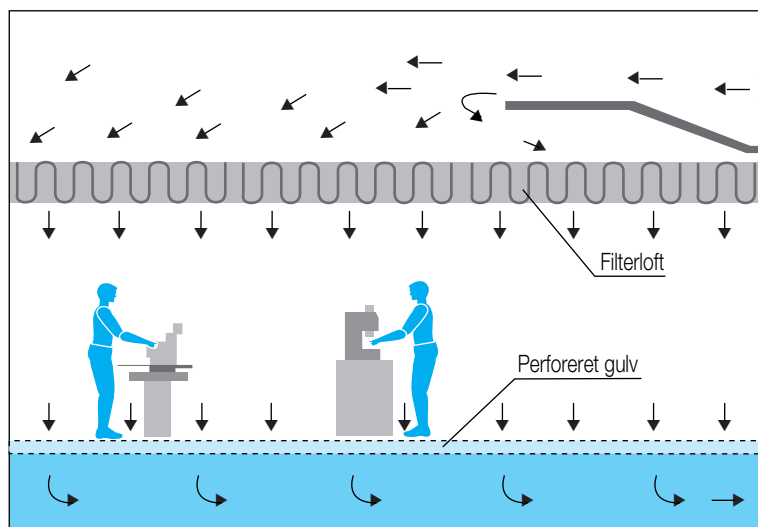


Figur 4.15. Strømningsbillede for ventilationsprincippet passiv termisk fortrængning.

Figur 4.16. Strømningsbillede for ventilationsprincipet aktiv termisk fortrængning.



Figur 4.17. Strømningsbillede for stempelfortrængning.



opvarmning af lokaler. Det er karakteriseret ved, at strømningsbilledet består af såvel opadrettede som nedadrettede luftstrømme, som illustreret på fig. 4.16.

Indblæsningsluften er nedadrettet og tilføres opholdszonen og/eller arbejdszonen vha specielt konstruerede dysekanaler. Varme forureningskilder behandles som ved passiv termisk fortrængning, hvor forureningerne føres med konvektionsstrømmene mod loftet til udsugningsstederne. Kolde forureninger fortrænges af indblæsningsluften fra dysekanalerne mod gulvet til udsugnings-

stederne. "Ren varme" kan som bekendt ved varme forureninger føres direkte ud af opholdszonen vha konvektionsstrømmene.

Hvis der er varmebehov i opholdszonen, kan konvektionsstrømmene modvirkes ved at placere en dysekanal over varmekilden. Herved forhindres, at ren luft strømmer ud af opholdszonen (bedre ventilationseffektivitet), samtidig med at varmen udnyttes. Endelig kan indblæsningsluften fra dysekanalerne anvendes til blot at tilføre erstatningsluft til punktudsugninger o.l. Der skal dog altid være udsugning ved loft.

Stempelfortrængning

Ved stempelfortrængning tilføres den indblæste volumenstrøm lokalet gennem filtre og fortrænger rumluften med en hastighed på 0,5 [m/s] lodret ned mod gulvet, hvor den udsuges, som illustreret på fig. 4.17. Ventilationsprincippet er velegnet til ventilation, opvarmning og køling. Stempelfortrængning anvendes bl.a. ved "rene rum", såsom operationsrum, elektronikum mv.

Indblæsningssystemer

En meget vigtig faktor for at opnå det ønskede ventilationsprincip (strømningsbillede) i lokalet er valget af indblæsningssystem, dvs den indblæsningsform, der skal til for at etablere de tilsigtede luftstrømninger i lokalet. Det er ventilationsprincippets indblæsningsform, der er medvirkende til, at der opnås et tilfredsstillende indeklima.

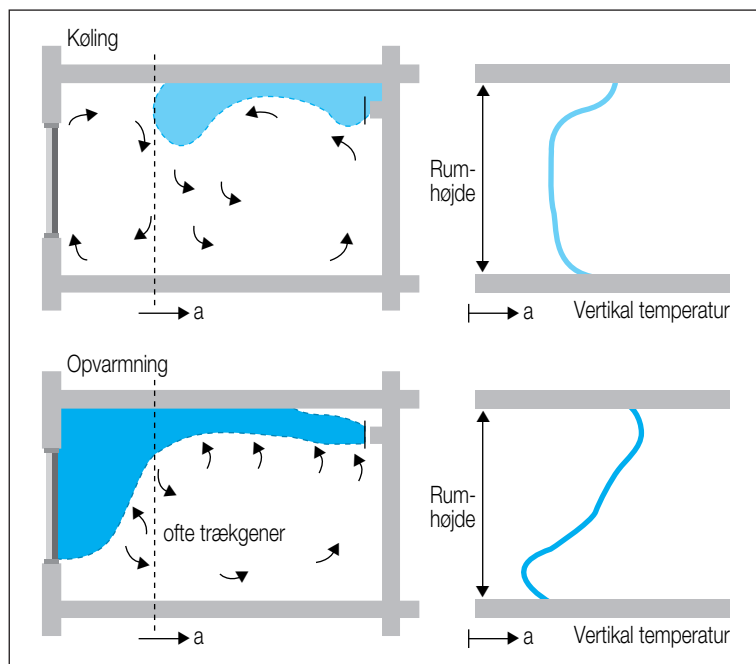
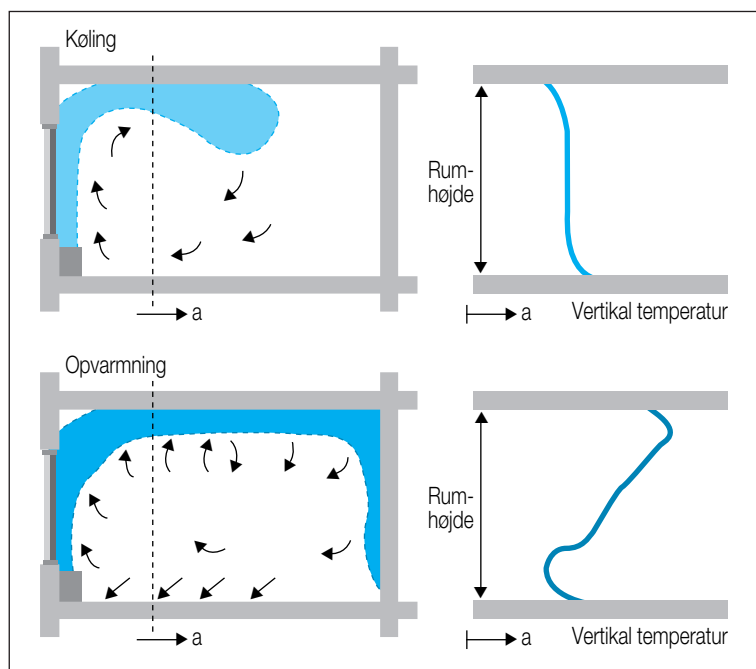
Nogle af de væsentligste faktorer, der skal tages i betragtning, er, at indblæsningssystemet kan sikre lokalet:

- ◆ den nødvendige udeluftmængde (luftkvalitet)
- ◆ det ønskede varme- og kuldebehov
- ◆ det ønskede be- og affugtningsbehov, under hensyntagen til lokalets klimaparametre endvidere:
 - ◆ lufttemperatur
 - ◆ temperaturgradient
 - ◆ lufthastighed (turbulensintensitet).

I det følgende er angivet nogle af de hyppigst forekommende indblæsningssystemer med angivelse af principielle strømningsbilleder samt specifikke egenskaber til vurdering af indblæsningssystemernes egnethed.

Indblæsning gennem riste

Indblæsning gennem rist ved bagvæg anvendes ved konventionel opblanding og er ofte interessant ud fra et installationsmæssigt

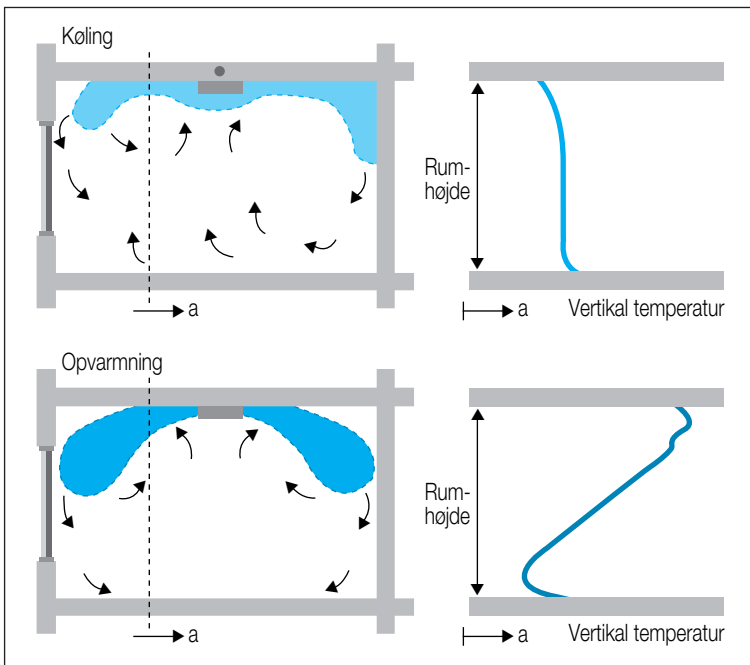
Figur 4.18. Risteplacering i
bagvæg.Figur 4.19. Risteplacering i
gulv eller i vinduesbryst-
ning.

synspunkt, men mindre egnet i lokaler med større kølebelastning, fig. 4.18. Årsagen er, at konvektionsstrømmen fra evt opvarmede vinduesflader møder indblæsningsstrålen og forårsager trækgener i opholdszonen tæt ved facaden. Ved opvarmning er der risiko for, at kuldene-fald fra vinduet forstærkes af indblæsningsluften. Hvis kuldene-faldet ved vinduet imødegås af en radiator under vinduet, fås et strømningsbillede svarende til kølesituationen. Risteplaceringen anvendes i industrilokaler, skoler og kontorer, sengestuer på hospitaler e.l. samt boliger.

Indblæsning gennem rist i gulv anvendes almindeligvis ved konventionel opblanding og kræver en lang kastelængde (rumhøjde + en del af rumdybden) for at opnå en tilfredsstillende ventilering af lokalet, fig. 4.19. Den nødvendige impuls for at opnå den lange kastelængde giver en stor medrivning af rumluft, hvilket gør risteplaceringen egnet til indblæsning af både under- og overtempereret luft. Evt kuldene-fald ved vinduet elimineres. Placeringen anvendes i lokaler som fx enkeltkontorer, sengestuer, yderzoner i storrumskontorer og boliger.

Indblæsning gennem anemostater

Indblæsning gennem anemostater i loft anvendes ved konventionel opblanding og er meget velegnet til indblæsning af under-tempereret luft og relativt store køleeffekter, fig. 4.20. Ved indblæsning af luft med overtemperatur er der risiko for stagnation i

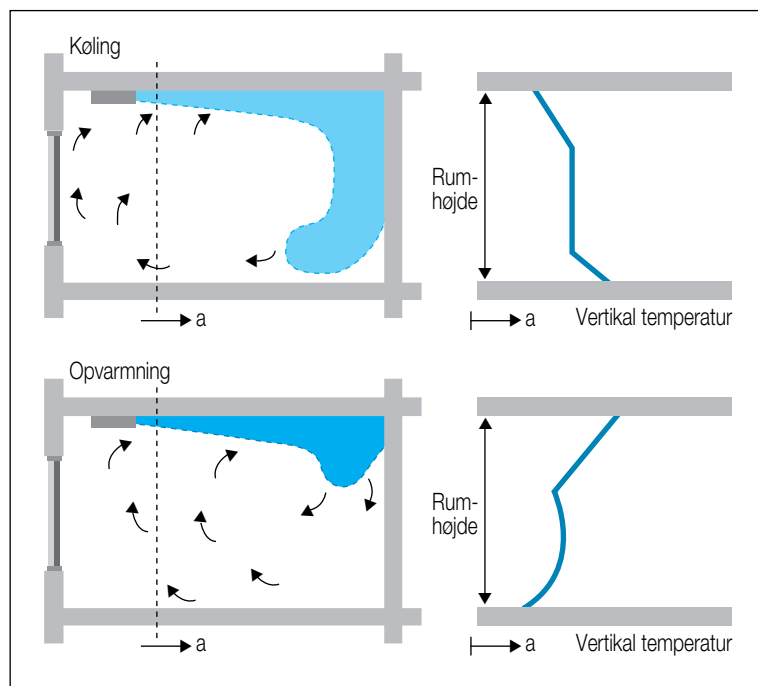


Figur 4.20. Anemostat-placering midt i loft.

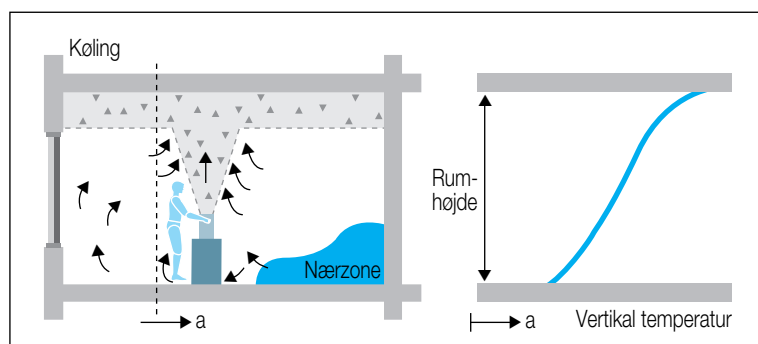
området under armaturet. Indblæsningsformen anvendes i større lokaler, fx kontorlandskaber, restauranter, konferencerum o.l.

Indblæsning gennem anemostat ved væg anvendes ved konventionel opblanding og er egnet til indblæsning af såvel under- som overtempereret luft, fig. 4.21. Ved overtempereret luft skal armaturets kastelængde vælges så lang, at stagnation i opholdszone ved bagvæggen undgås. Kuldene-fald ved vinduet undgås med radiator under vinduet. Indblæsningsformen anvendes i mindre lokaler, enkeltkontorer, sengestuer o.l.

Figur 4.21. Anemostatplacering i loft ved facade.



Figur 4.22. Gulvarmatur ved opholdszone.



Indblæsning gennem gulvarmaturer

Denne indblæsningsform anvendes ved passiv termisk fortrængning og er velegnet i lokaler med store kølebelastninger, og/eller hvis der ønskes tilført store erstatningsluftmængder til lokalet, fig. 4.22.

Pga lav indblæsningshastighed og begrænset medrivning af rumluft kan denne armaturplacering ikke anvendes til opvarmning, ligesom det skal bemærkes, at nærzonens areal ofte er uanvendeligt til ophold pga risiko for trækgener. Indblæsningsformen anvendes i kongressale, mødelokaler, restauranter, kontor- og industrilokaler af enhver kategori.

Indblæsning gennem dysekanaler

Indblæsning gennem dysekanaler anvendes almindeligvis ved aktiv termisk fortrængning, men kan også anvendes ved konventionel opblanding. De mange muligheder ved dysekanalerne beror på specielle egenskaber, bl.a. dyseudformning, størrelse og antal.

Luftstrømningen gennem dysekanaler kan eksempelvis beskrives således: Kold luft strømmer gennem dyserne, der er udformet således, at der fås en effektiv opblanding (stor induktion) med rumluften i kort afstand fra dyserne. Derved kan der tillades stor undertemperatur på indblæsningsluften. Pga den effektive opblanding fås hurtigt en mindre undertempereret - men større luftmasse, der giver trækfri fortrængning af luften, som illustreret på fig. 4.23. Det betyder, at der selv med en lille volumenstrøm kan tilføres stor køleeffekt.

Pga dysekanalernes gode induktionsforhold påvirker volumenstrømsvariationer ikke strømningsbilledet, hvilket muliggør en meget fleksibel regulering af luftstrømmen.

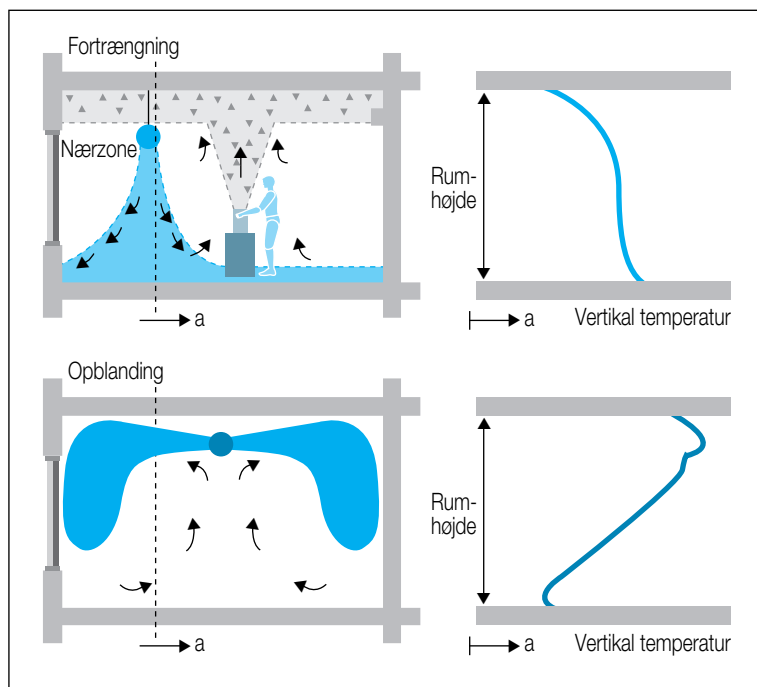
Indblæsningsformen kan med fordel anvendes ved såvel komfort- som ved industriventilation, hvorfra bl.a. skal fremhæves: laboratorier, varehuse, kontorer, skoler samt industrilokaler af enhver art.

Indblæsning gennem tekstilkanaler

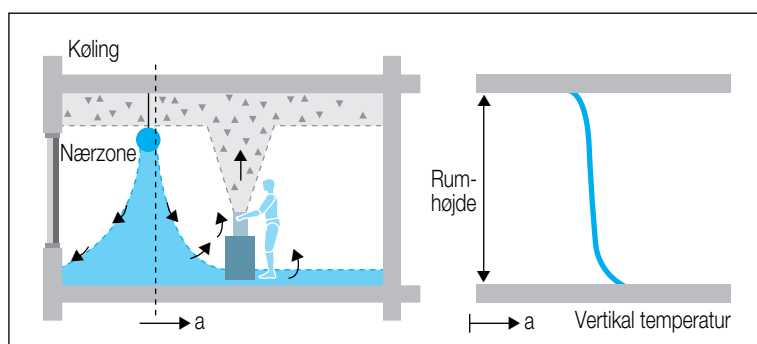
Denne indblæsningsform anvendes almindeligvis ved passiv termisk fortrængning og er egnet, hvor temperaturforskelle og konvektionsstrømme har afgørende betydning, fig. 4.24.

Som følge af, at den indblæste luft er koldere end rumluften, fortrænges rumluften under tekstilkanalen, og den indblæste luft fortsætter mod gulvet. Tekstilkanaler bør derfor ikke placeres over faste arbejdspladser, da det øger risikoen for træk. Temperatur og lufthastighed under kanalen er primært afhængig af to forhold, nemlig: kølebelastning pr løbende meter tekstilkanal og placering af varmekilderne i lokalet.

Figur 4.23. Dysekanaler under loft.



Figur 4.24. Tekstilkkanaler under loft.

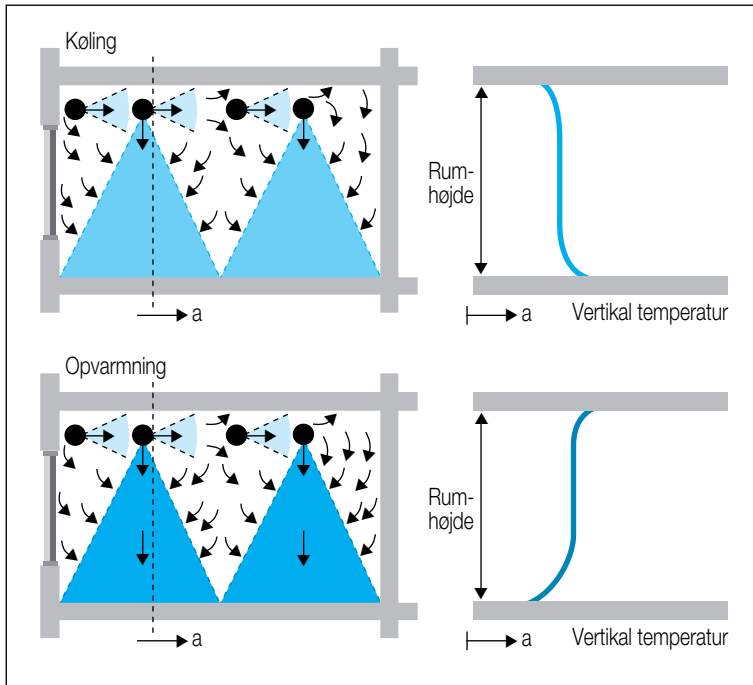


Indblæsningsformen kan med specielt konstruerede tekstilkkanaler anvendes ved konventionel opblanding, hvilket betyder, at lokalet både køles og opvarmes.

Indblæsningsformen anvendes ofte på slagterier og mejerier, men er også anvendelig til mange andre lokalekategorier.

Indblæsning gennem jetdyser

Indblæsning gennem jetdyser, fig. 4.25, anvendes almindeligvis ved fuldstændig opblanding og er velegnet til ventilation, opvarmning og køling. Den kan også anvendes ved transport af



Figur 4.25. Jetdyser under loft.

luft, hvor jetdyserne skaber en styrestråle, der pga stor induktion kan transportere store volumenstrømme over lange afstande. Indblæsningsformen anvendes især ved højloftede lokaler, som fx industrihaller, højlagre, varehuse, sportshaller o.l.

Udsugningssystemer

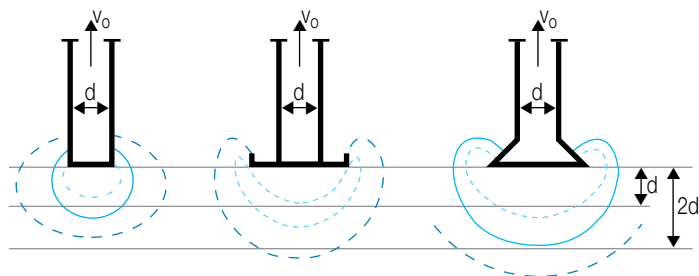
Mekanisk udsugning etableres almindeligvis med det formål enten at skabe en vis balance med den indblæste volumenstrøm eller ved lokaludsugning at fjerne uønskede elementer, som fx varme, støv, lugt eller gasarter, inden disse spredes i opholdszone. Fælles for alle udsugningsformer er, at sugehastigheden aftager stærkt med afstanden fra sugeåbningen, som illustreret på fig. 4.26, der angiver hastighedsprofiler for tre forskellige sugeåbninger.

Rumudsugning

I ventilationsanlæg til komfortformål placeres udsugningsåbninger almindeligvis som standardarmaturer i væg, i eller over nedhængt loft eller som specialkonstruktioner samordnet med vindueskonstruktion eller belysningsarmaturer. Placering af udsugninger er ikke afgørende for strømningsbilledet i lokalet.

- - - - - $v = 0,1 v_0$
 ————— $v = 0,5 v_0$
 - - - - - $v = 0,02 v_0$

v_0 = hastighed i sugeåbningen
 d = diameteren



Figur 4.26. Hastighedsprofiler ved cirkulære sugeåbninger af forskellig udformning.

Punktudsugning

Udformningen af punktudsugninger i forbindelse med industri- og procesanlæg kræver i højere grad tilpasning med specialkonstruktioner til maskiner og arbejdsprocesser.

Punktudsugninger fungerer således, at der ved forureningskilden tilvejebringes en lufthastighed (gribehastighed), der skal være stor nok til at indfange forureningen. Nogle af de væsentligste faktorer, der bør iagttages ved konstruktion af punktudsugning, er:

- ◆ Forureningens art og koncentration. Det kan være gasser, dampe, væsker eller faste partikler.
- ◆ Forureningens naturlige bevægelsesretning, der kan være afhængig af lokalets strømningsbillede, konvektionsstrømme samt luftbevægelser forårsaget af arbejdsprocesserne.
- ◆ Udsugningsåbningens form, der skal være tilpasset den pågældende arbejdsproces.
- ◆ Udsugningsåbningens placering, der bør være så tæt på forureningskilden, som arbejdsprocessen tillader.
- ◆ Gribehastigheden for forureningen, så den nødvendige volumenstrøm kan beregnes. Gribehastigheder for forskellige arbejdsprocesser er angivet på fig. 4.27.

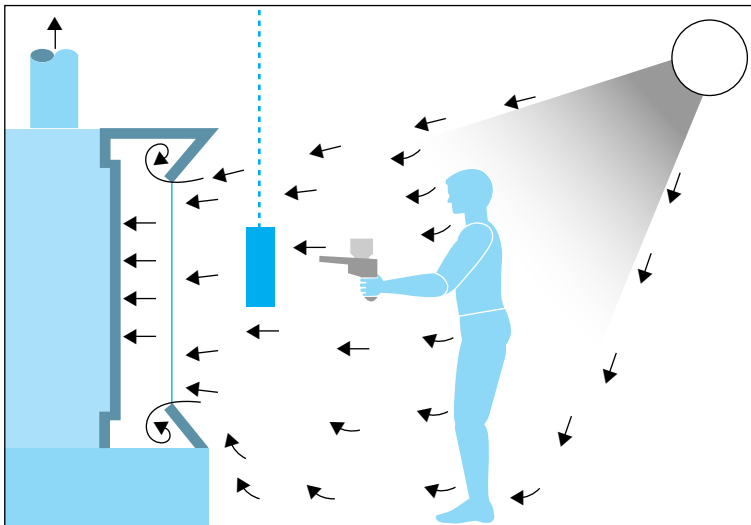
Det skal dog bemærkes, at der ved meget forurenende processer tillige må indblæses ren luft i arbejdszonen, således at operatøren beskyttes mod forureningen, som angivet på fig. 4.28.

Sugehoveder

Sugehoveder er karakteriseret ved, at de kan flyttes, således at de altid kan være tæt på forureningskilden, hvilket betyder, at den uønskede forurening kan fjernes med relativt små volumenstrømme. Sugehovederne anvendes overalt, hvor det ikke er muligt at installere fast udsugning, bl.a. ved svejsning, slibning, træbearbejdning o.l.

Arbejdsproces	Gribehastighed v_x [m/s]
Emhætter i køkkener og smedeesser	0,2 - 0,5
Sprøjttemaling, metalsprøjtning, pålæsning, fyldning af tønder og sække, svejsning	0,5 - 1,0
Tømning af støbeforme	1,0 - 2,0
Slibe- og polereskiver, sandslibning, sandblæsning	3,0 - 10,0
Galvaniske- og bejdsebades art	
Hærdning	0,4
Bejdsning, kold	0,3
varm	0,5
Affedtning	0,3
Galvanisering, chrombad, cadmiumbad	0,4
Vandbad eller saltbad	
ikke kogende	0,2
kogende	0,4

Figur 4.27. Gribehastigheder for forskellige arbejdsprocesser.



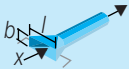
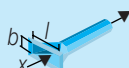
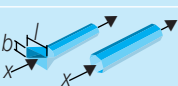
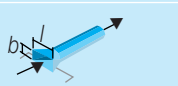
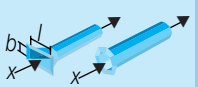
Figur 4.28. Ved meget forurenende processer skal operatøren tillige beskyttes med ren luft.

På fig. 4.29 er angivet nogle generelle eksempler på udformning af sugehoveder samt formler til bestemmelse af den nødvendige volumenstrøm.

Sugehove

Overhove anvendes, hvor ønsket er at udsuge forureninger over arbejdsborde, bade e.l. Hvis overhoven skal bruges til isoterm udsugning, kan følgende generelle betragtninger anvendes:

Figur 4.29. Sugehoveder.

Udformning	Betegnelse	Åbningsform	Volumenstrøm
	Spalte	$\frac{b}{l} < 0,2$ $b \sim 0,01$ $b \sim 0,025$ $b \sim 0,05$	$q_v = 2 \cdot v_x \cdot x \cdot l$ $q_v = 3 \cdot v_x \cdot x \cdot l$ $q_v = 4 \cdot v_x \cdot x \cdot l$
	Spalte med pladeafskærm- ning	$\frac{b}{l} < 0,2$ $b \sim 0,01$ $b \sim 0,025$	$q_v = 2 \cdot v_x \cdot x \cdot l$ $q_v = 2,8 \cdot v_x \cdot x \cdot l$
	Spalte med flange	$\frac{b}{l} < 0,2$ $b \sim 0,01$ $b \sim 0,02$	$q_v = 2 \cdot v_x \cdot x \cdot l$ $q_v = 2,8 \cdot v_x \cdot x \cdot l$
	Fri åbning	$\frac{b}{l} > 0,2$ eller rund	$q_v = v_x \cdot (10 \cdot x^2 + A)$
	Fri åbning med pladeafskærm- ning	$\frac{b}{l} > 0,2$	$q_v = v_x \cdot (5 \cdot x^2 + A)$
	Fri åbning med flange	$\frac{b}{l} > 0,2$ eller rund	$q_v = 0,75 \cdot v_x \cdot (10 \cdot x^2 + A)$

Alle længder i m (b, l, x).

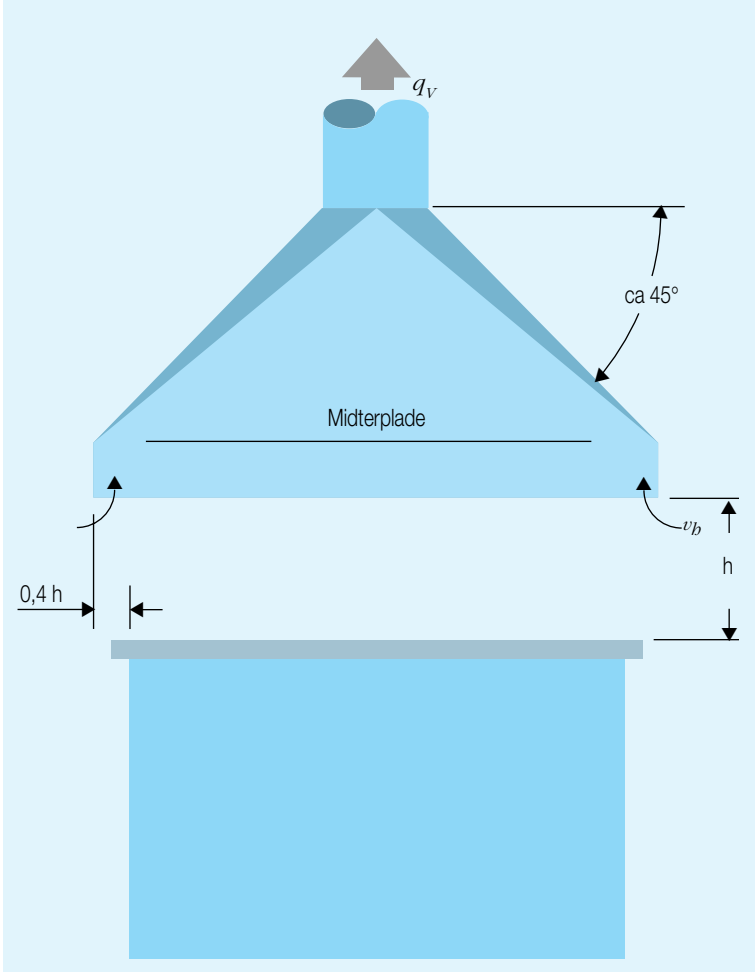
q_v er udsuget volumenstrøm [m^3/s].
 v_x er gribehastigheden i afstanden x fra udsugningen [m/s].
 x er afstanden fra sugeåbningen til det sted, hvor forureningen dannes.
 A er åbningens areal i [m^2].

- ◆ Overhovens hældningsvinkel bør være 30° - 45° .
- ◆ Overhovens åbningsareal skal være større end arbejdsbordet. Se fig. 4.30.
- ◆ Sugehastigheden (v_h) bør være 0,3-0,5 [m/s] afhængigt af, om der opstår tværstrømme i lokalet fra fx produktion, åbne porte e.l.

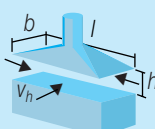
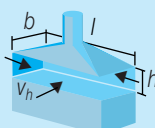
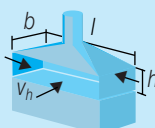
En overhov kan forbedres ved at indsætte en plade i åbningen, således at der opnås en kraftig randsugning op til 8-10 [m/s].

På fig. 4.31 er angivet nogle generelle eksempler på isotherm udsugning gennem overhove samt formler til bestemmelse af den nødvendige volumenstrøm. Hvis udsugningsluften fra arbejdsprocessen er varm, bør yderligere følgende faktorer bestemmes:

- ◆ Konvektionsstrømmen (q_{v_y}) i overhovens højde ud fra de omtrentlige udtryk, der er angivet i fig. 4.32.
- ◆ Den udsugede volumenstrøm (q_v), som skal være større end konvektionsstrømmen. Såfremt konvektionsstrømmen ikke er konstant, kan der opereres med et reservoir, hvor luften opsamles for senere at blive udsuget.



Figur 4.30. Frithængende overhov med midterplade.

Udformning	Betegnels	Åbningsform	Volumenstrøm
	Hov	Efter emnet	$q_V = 1,4 \cdot v_h \cdot h \cdot o$ $o = \text{hovens omkreds}$
	Hov med 2 sideskærme	Efter emnet	$q_V = v_h \cdot (l + b) \cdot h$
	Hov med 3 sideskærme Kabine	Efter emnet	$q_V = v_h \cdot l \cdot h$

Alle længder i m (b. l. h.).

q_V er udsuget volumenstrøm [m^3/s].

v_h er hastigheden over det frie areal.

Figur 4.31. Overhove.

- ◆ Overhovens størrelse og placering, så den opfanger hele konvektionsstrømmen, som illustreret på fig. 4.33. Jo nærmere varmekilden, des mindre overhov og udsuget volumenstrøm.
- ◆ Iagttag, om der er tværstrømme i lokalet, som bevirker, at konvektionsstrømmen afbøjer og passerer forbi overhoven.

Ved mere specielle arbejdsprocesser kan der med fordel anvendes underhove, især ved arbejdsprocesser, hvor partiklerne er kolde eller så tunge, at de ikke kan bæres af opadrettede luftstrømme. Hertil kommer, at det ideelle strømningsbillede bør være med nedadrettede luftstrømme i arbejdszonen.

På fig. 4.34 er angivet nogle generelle eksempler på udform-

Figur 4.32. Beregning af konvektionsstrømme.

Punktkilde

$$q_{vy} = 5,5 \cdot 10^{-3} \cdot \Phi_{konv}^{1/3} \cdot (y + y_p)^{5/3} \text{ [m}^3/\text{s]}.$$

Liniekilde

$$q_{vy} = 1,4 \cdot 10^{-2} \cdot \Phi_{konv}^{1/3} \cdot (y + y_p) \text{ [m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})].$$

Vandret flade

$$q_{vy} = 5,0 \cdot 10^{-3} \cdot \Phi_{konv}^{1/3} \cdot (y + d)^{5/3} \text{ [m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})].$$

Lodret flade

$$q_{vy} = 2,8 \cdot 10^{-3} \cdot (T_m \cdot T_e)^{2/5} \cdot h^{6/5} \text{ [m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})].$$

q_{vy} er konvektionsstrømmen [m^3/s] eller [$\text{m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$]

Φ_{konv} er konvektiv varmeeffekt [W]

y er afstand fra varmekilden [m]

y_p er polafstanden [m], der varierer fra 0 til d.

Normalt sættes $y_p = d$

d er varmekildens bredde [m]

b er konvektionsstrålens bredde [m]

h er fladens højde [m]

T_m er fladens middeltemperatur [K] absolut

T_e er omgivelsernes middeltemperatur [K] absolut.

Den konvektive effekt kan fastsættes ud fra

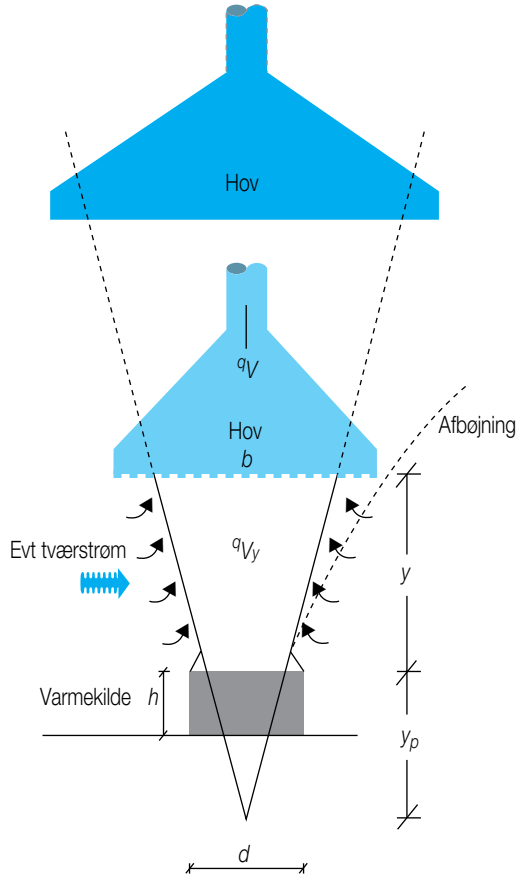
$$\Phi_{konv} = K \cdot P_t \text{ [W]},$$

hvor

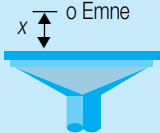
K er en korrektionsfaktor

P_t er total tilført effekt [W]

Figur 4.33. Overhov.



Figur 4.34. Underhove.

Udformning	Betegnelse	Åbningsform	Volumenstrøm
	Underhov	Efter emnet. Kan ikke anvendes ved varme emner eller processer.	$q_v = v$
	Underhov	Efter emnet. Kan ikke anvendes ved varme emner eller processer.	$q_v = v_x \cdot (10 \cdot x^2 + A)$

Alle længder i m (x).

q_v er udsuget volumenstrøm [m^3/s].
 v_x er gribehastigheden i afstanden x fra udsugningen [m/s].
 x er afstanden fra sugeåbningen til det sted, hvor forureningen dannes.
 A er åbningsareal i [m^2].
 v er hastigheden over det frie areal.

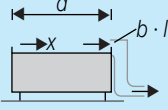
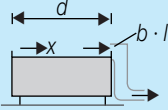
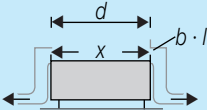
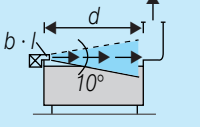
ning af underhove samt formler til bestemmelse af den nødvendige volumenstrøm.

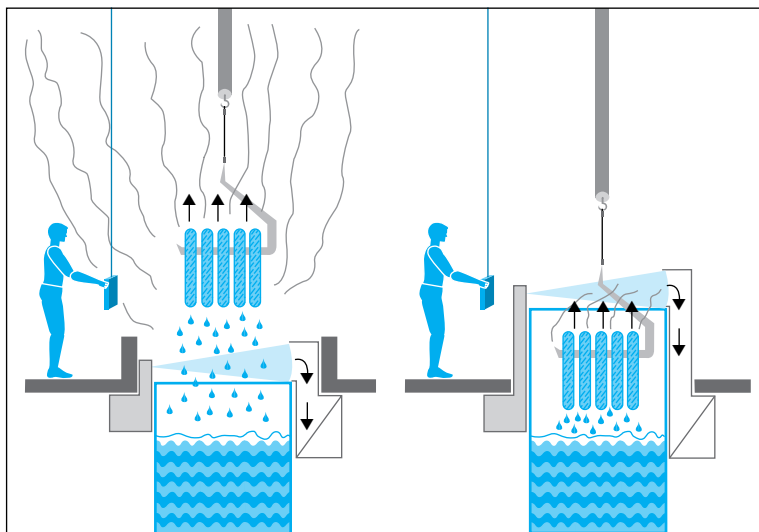
Sugespalter

Sugespalter anvendes hovedsagelig ved åbne bade, hvor arbejdsprocessen umuliggør montering af overhove. Sugespalter kan udføres enkelt- eller dobbeltsugende med eller uden flange, som illustreret på fig. 4.35, der også angiver formler for beregning af den nødvendige volumenstrøm. Det ses af formlerne, at volumenstrømmen nedsættes væsentligt med dobbeltsugende spalter.

En bedre løsning, især ved varme og/eller brede bade, opnås ved at blæse luft fra en spalte hen over badet mod sugespalten (et såkaldt Push-pull system) fig. 4.36. Systemet skal anvendes

Figur 4.35. Spalteudsugning.

Udformning	Betegnelse	Åbningsform	Volumenstrøm
	Sugespalte over bad	$\frac{b}{l} < 0,1$	$q_V = 3 \cdot c \cdot v_x \cdot A$ A: Badets areal = $l \cdot d$
	Sugespalte med flange over bad	$\frac{b}{l} < 0,1$	$q_V = 2 \cdot c \cdot v_x \cdot A$ A: Badets areal = $l \cdot d$
	Dobbelt sugespalte med flange over bad	$\frac{b}{l} < 0,1$	$q_V = 1,7 \cdot c \cdot v_x \cdot A$ A: Badets areal = $l \cdot d$
	Sugeåbning med indblæs- ning fra spalte	Sugeåbnings- højde = $0,1 \cdot$ badets bredde. Indbl. spalte hastighed 5-10 m/s	$q_V \text{ ca. } 0,5 \cdot A$ A: badets areal = $1 \cdot D$ $q_V = \frac{2}{d \cdot i} \cdot q_{V_U}$
Alle længder i m (b. l. d. x. i.)			
q_V er udsuget volumenstrøm [m^3/s]. i er indtrængningsfaktoren.			
v_x er gribehastigheden i afstanden x fra udsugningen [m/s].			
x er afstanden fra udsugningsåbningen til det sted, hvor forureningen dannes.			
c er bestemt af forholdet mellem længden af badets sider.			
c bestemmes af denne tabel		i bestemmes af denne tabel	
d/l	0,1 0,3 0,5 0,7 1	d	0,25 2,5-5 5-7,5 over 7,5
c	0,65 0,8 0,9 0,95 1	i	6,5 4,5 3,5 2,3

Figur 4.36. Spalteudsugning
over bade.

med omtanke, ellers kan forureningen spredes til hele lokalet. Et eksempel på, at dette kan finde sted, er, når det neddyppede materiale skal tages op af badet. I sådanne tilfælde ødelægges lufttæppet over badet, og forurenende konvektionsstrømme fra badet og det våde materiale strømmer ud i lokalet. Dette kan afhjælpes ved, at materialet afkøles og drypper af, inden det føres igennem lufttæppet, som angivet på fig. 4.36.

Sugebokse

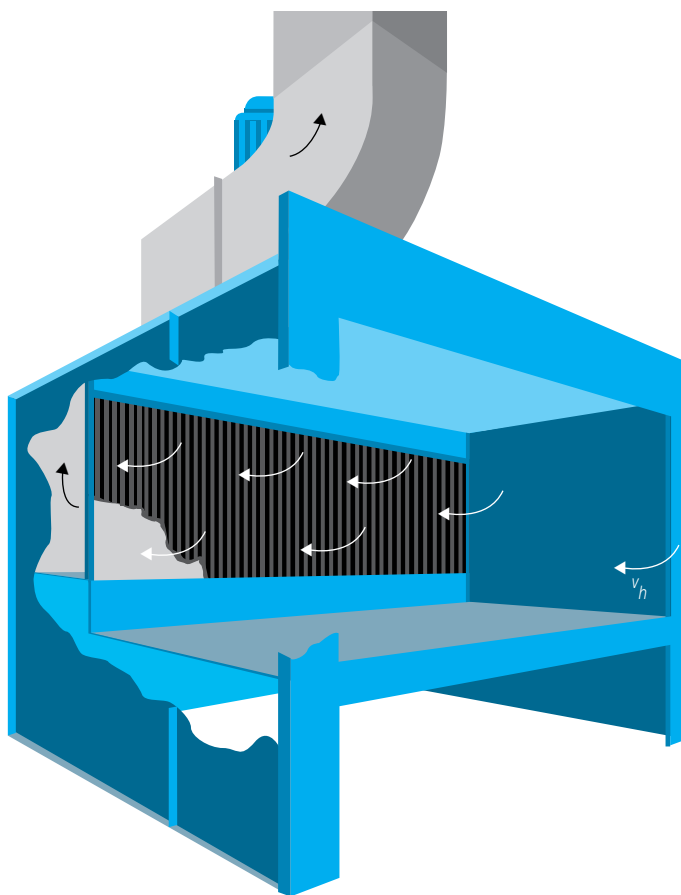
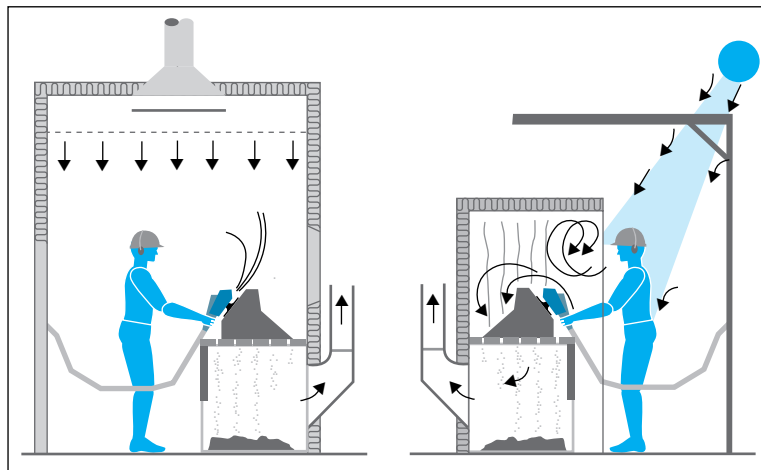
Udsugning gennem bokse kan anvendes ved utallige arbejdsprocesser, bl.a. ved slibning, rensning og maling. Ofte kræver arbejdsprocessen, at der ikke kan anvendes standardbokse, men at boksene må skræddersys til den pågældende opgave under hensyntagen til forureningens karakter. Eksempelvis kan boksene ved slibeprocesser e.l. udformes som angivet på fig. 4.37.

Fælles for de to løsninger er:

- ◆ at operatøren indånder ren luft
- ◆ at luftstrømningerne går fra operatøren til arbejdsprocessen
- ◆ at hvirvelstrømninger omkring operatøren begrænses.

Hertil kommer, at boksene kan konstrueres således, at de ligeledes lyddæmper produktionen.

Sugebokse til sprøjtemaling (sprøjtebokse) har, foruden at beskytte operatøren mod sundhedsfarlige stoffer, desuden til formål at fraskille overskudsmaling fra den udsugede luft, enten

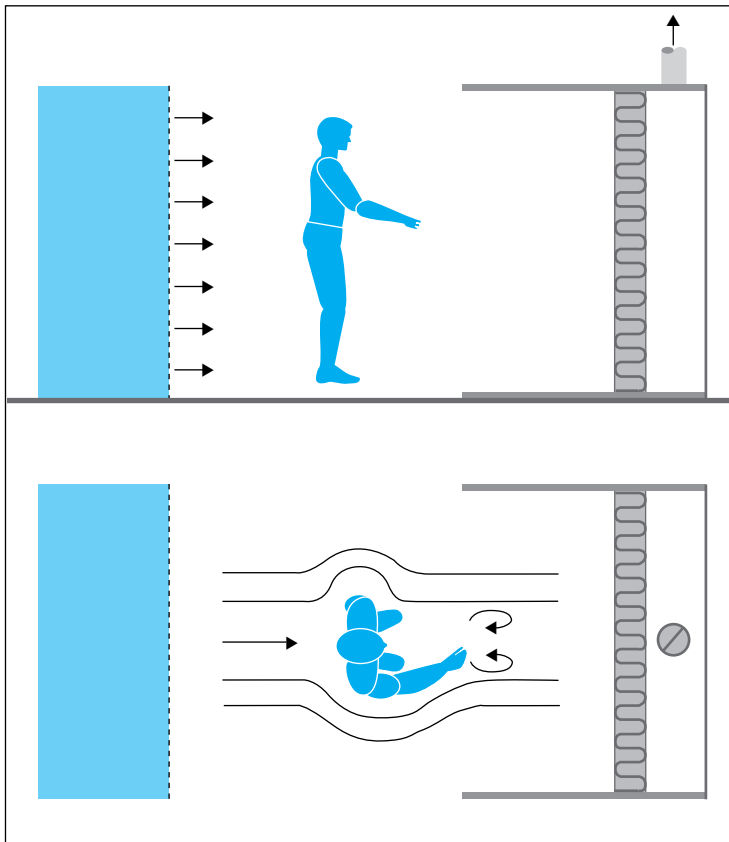
Figur 4.37. Sugeboks for
slibeprocesser.Figur 4.38. Sprøjteboks
med tørfiltrering. A er
frontarealet [m²]. V_h er
hastigheden over front-
arealet [m/s].

$$q_v = V_h \cdot A \text{ [m}^3\text{/s]}$$

som tør- eller vådfiltrering. Ved konventionelle sprøjtebokse, fig. 4.38, med manuel personbetjening, og hvor luften til boksen tages fra lokalet, bør hastigheden (v) over det fri frontareal (A) være ca 0,4-0,5 [m/s], hvilket almindeligvis medfører meget store volumenstrømme (q_v) af ren luft.

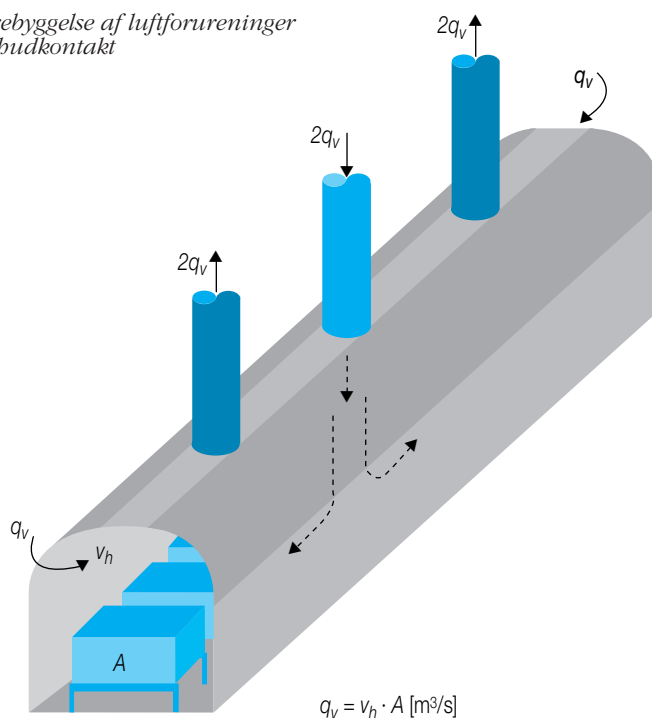
En ulempe ved sådanne sprøjtebokse er ofte, at der omkring operatøren dannes nogle lufthvirvler, som forårsager store forureningskoncentrationer i indåndingszonen. Ulempen kan reduceres, hvis der indblæses luft forbi operatøren, så hvirvlen består af ren luft, som illustreret på fig. 4.39. Ulempen kan dog helt undgås ved specielt konstruerede bokse med robotbetjening, der desuden har den fordel, at luften kan recirkuleres efter filtreringen.

I tilknytning til sprøjtemaling skal det sikres, at der ligeledes er effektiv ventilation i det område, hvor produkterne afdunster.



Figur 4.39. Indblæsning ved sprøjteboks for at reducere lufthvirvler omkring operatøren.

Figur 4.40. Procestunnel.
A er gavlarealet [m²].
 v_h er hastigheden over
gavlarealet [m/s].



Procestunneler

Ved en del arbejdsprocesser kan det ofte pga støj, temperatur og/eller forurening være nødvendigt at etablere procestunneler. Luften (q_v) til tunnelerne tages fra lokalet og tilføres tunnelerne via gavlene og udsuges i midten. Ved meget store (lange) tunneler er det almindeligvis nødvendigt også at tilføre luft direkte til tunnelen, således at tunnelen sektionsopeles, som angivet på fig. 4.40. Hastigheden (v_h) over gavlenes frontareal (A) bør afhængigt af arbejdsprocessen være ca 0,2-0,5 [m/s].

Vedligehold

I forbindelse med fortsat at tilsikre et tilfredsstillende indeklima i lokalerne bør der foreligge en drifts- og vedligeholdsinstruktion for ventilationsanlæggene og deres komponenter, ligesom det er nødvendigt at checke det ønskede indeklima efter en vurderet tidsfrekvens.

Instruktion for drift og vedligehold

En driftsinstruktion for ventilationsanlæg, som udarbejdes ved anlæggenes aflevering, kan indeholde følgende hovedpunkter:

- ◆ Beskrivelse, herunder lokalisering, opbygning og funktion af anlæggene samt vigtige data og henvisninger.

- ◆ Betjening, herunder normaldrift, brugervejledning, indstillingsværdier, justering, indregulering, alarmer og nøddrift af anlæggene.
- ◆ Vedligehold, herunder vedligeholdsmetode, behandlingsanvisninger, vedligeholdsfrekvens samt data vedr. materialer og komponenter for alle anlæg.
- ◆ Renhold, herunder rengøringsmetode, rengøringsanvisninger og rengøringsmidler samt rengøringsfrekvenser.

Forannævnte kræver naturligvis kendskab til ventilationsanlæg og deres komponenter, som ikke er omtalt i Basisbog i teknisk arbejdshygiejne. Der henvises derfor til faglitteraturen, bl.a. til "Ventilation Ståbi" angående ventilationsanlæg og til SBI meddelelse 8 vedrørende driftsinstruktioner for ventilationsanlæg. Måling af ventilationsanlæg omtales i næste afsnit.

Kontrol

En afgørende faktor er, at arbejdspladsernes fysiske placering fortsat svarer til luftens strømningsbillede i lokalet, som fx kan visualiseres med røg. Alt for ofte ændres lokalets brugsmønster, arbejdspladser flyttes eller ændres uden hensyntagen til ventilationsforholdene. Dette medfører, at luften jævnlige bør checkes i arbejds- og opholdszonerne for en eller flere af følgende parametre (dog afhængigt af arbejdsprocesserne) for at tilsikre værdien af drifts- og vedligeholdsprogrammet:

- ◆ kvalitet, dvs luftens renhed i indåndingszonen
- ◆ hastighed, middelhastighed og turbulensintensitet omkring personer samt gribehastigheder ved sugeåbningen
- ◆ temperatur, herunder luft-, operativ-, middelstrålings- og overfladetemperatur samt strålingsasymmetri
- ◆ fugtighed, almindeligvis kun af hensyn til produktionen.

Hertil kommer, at såvel vedligehold som check af ventilationsanlæg kun bør udføres af fagfolk uddannet til opgaverne.

Måling af ventilation

De vigtigste målinger i forbindelse med ventilation er en fastlæggelse af, hvilke volumenstrømme ventilationsanlægget yder, hvor effektivt rumluften udskiftes, og hvor effektivt luftforureninger fjernes. I det følgende omtales metoder, som kan anvendes til disse målinger.

Volumenstrøm i ventilationskanaler

Der er flere metoder til at bestemme et ventilationsanlægs volumenstrøm. I dette afsnit omtales målinger, som udføres i anlæggets kanaler, og i et andet afsnit omtales målinger, som udføres ude i det ventilerede rum.

Antages, at den arealvægtede gennemsnitlige lufthastighed er U_g [m/s] gennem en kanal med tværsnitsareal A [m²], fås volumenstrømmen Q [m³/s] som

$$Q = U_g A$$

I praksis er lufthastigheden ikke fordelt ensartet over et kanaltværsnit, og forstyrrelser forekommer især tæt ved bøjninger, spjæld m.m. For at estimere U_g er det derfor nødvendigt at traversere tværsnittet med en hastighedsmåler. I tabel 4.1 er angivet placeringen af målepunkter i en rund kanal, og U_g beregnes som gennemsnittet af de målte hastigheder. Det bemærkes, at traverseringen skal foretages langs to ortogonale diametre, og der bør være en lige strækning på mindst 6-10 gange kanaldiameteren foran og mindst 2 gange diameteren bag ved måleplanet. For placering af målepunkter i rektangulære kanaler henvises til litteraturen.

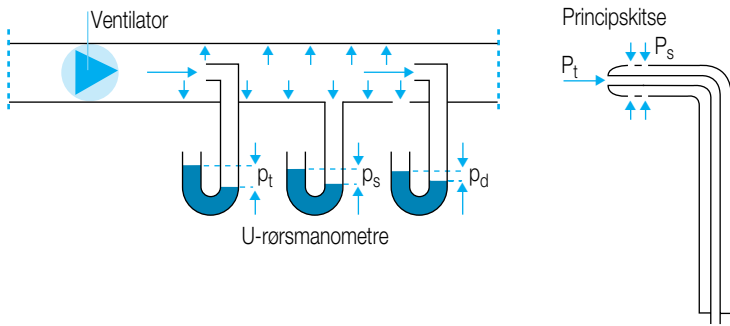
Tabel 4.1. Placering af målepunkter for hastighedsmåling i runde kanaler. Placeringen er angivet som afstand fra kanalens bund.

Nominel dia. D (mm)		Placering af målepunkter (mm)	
100 - 160	0,29 x D	0,71 x D	-
200 - 400	0,10 x D	0,5 x D	0,9 x D

Lufthastigheden i et målepunkt kan fx måles med et anemometer, men ofte anvendes et pitotrør. I ethvert tværsnit af et kanalsystem hersker der et totaltryk, p_t , der er summen af det statiske tryk, p_s , og det dynamiske tryk, p_d . Det statiske tryk er luftens tryk mod begrænsningsfladerne og er i et givet punkt ens i alle retninger. Det dynamiske tryk, der virker i bevægelsesretningen, kan beregnes af

$$p_d = \frac{1}{2} \rho U^2$$

hvor ρ [kg/m³] er luftens massefylde ved den aktuelle temperatur, og U [m/s] er hastigheden. Det bemærkes, at enheden for p_d er Pa. Til måling af trykkene anvendes et pitotrør, som tilsluttes et U-rør eller et manometer. I fig. 4.41 vises et pitotrør, og hvorledes de forskellige tryk virker.



Figur 4.41. Trykmåling i en kanal.

Volumenstrømmen i en kanal kan også måles med sporgasteknik. Antages, at sporgas doseres med konstant kildestyrke, S , og at koncentrationen, C_p , måles i et punkt i kanalen, hvor gassen er fuldstændigt opblandet, fås volumenstrømmen Q som

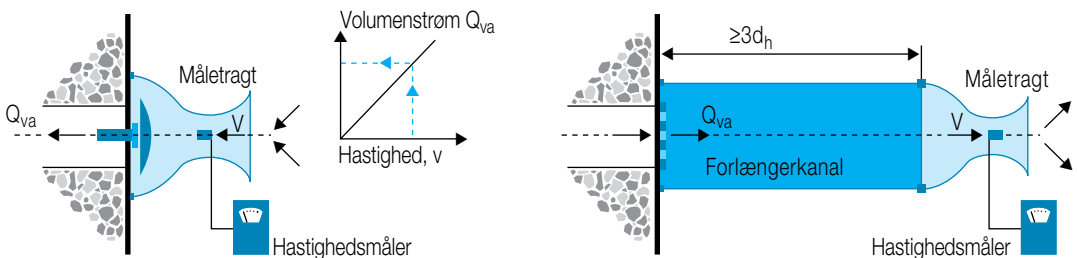
$$Q = \frac{S}{C_p}$$

I litteraturen er omtalt krav til minimumsafstand mellem sporgaskilden og målepunktet, for at gassen kan anses for fuldstændigt opblandet. Som eksempel kan nævnes, at ved dosering med en punktkilde i centrum af en lige kanal vil sporgassen først være fuldstændigt ($\pm 5\%$) opblandet i afstanden 80 gange diameteren nedenstrøms fra kilden.

I nogle tilfælde kan det være umuligt at foretage målinger i ventilationskanaler. Lufthastigheden må derfor bestemmes i indblæsnings- hhv udsugningsåbninger. Til dette formål kan anvendes den i fig. 4.42 viste måletragt. Fremgangsmåden er, at hastigheden bestemmes i tragtens indsnævrede tværsnit, og vha en kalibreringstabel bestemmes volumenstrømmen. Anvendes tragten i forbindelse med en indblæsningsåbning, skal der indskydes en forlængerkanal mellem åbningen og tragten.

I praksis er det tidskrævende at foretage målinger af volumenstrømme. I de senere år er permanente måleudtag derfor begyndt at vinde øget indpas. Disse udtag, som er baseret på måling af et tryktab over en kendt forhindring, er forholdsvis billige (nogle få

Figur 4.42. Volumenstrømsmåling ved hjælp af en måletragt.



hundrede kr.) og nøjagtige. Med sådanne måleudtag er det nemt at overvåge, at ventilationsanlægget opretholder den projekterede ydelse, og det anbefales, at faste måleudtag installeres.

Luftfornyelse i rummet

I nogle tilfælde, fx ved naturlig ventilation, er det ikke muligt at bestemme ventilationens volumenstrøm ved målinger i kanaler. Indirekte kan volumenstrømmen dog bestemmes ved at måle lokalets luftskifte, N [h^{-1}], givet som forholdet mellem volumenstrømmen Q [m^3/h] og lokalets volumen V [m^3], dvs

$$N = \frac{Q}{V}$$

Når størrelsen af V og N er kendt, kan Q umiddelbart beregnes. Det skal bemærkes, at betegnelsen "luftskifte" kan være misvisende, da den giver indtryk af, at luften udskiftes N gange pr time. I virkeligheden medfører ventilationen en løbende fortynding af "gammel luft" med "ny" luft, og en mere korrekt betegnelse for N ville være rummets specifikke volumenstrøm med enheden [m^3/h]/ m^3 . Størrelsen af N kan måles med sporgasteknik. Antages, at sporgas med kildestyrke S tilføres og momentant opblandes homogent i rummet, vil koncentrationen til tiden t være givet ved

$$C(t) = C_b + \frac{S}{Q} (1 - e^{-Nt}) + C_0 e^{-Nt}$$

hvor C_b er koncentration af sporgas i udeluft, og C_0 er koncentrationen i rummet til $t = 0$. Af udtrykket for $C(t)$ ses, at N eller Q kan bestemmes ved tre forskellige procedurer:

Metode 1

Antages, at sporgaskilden har været i funktion i lang tid ($t \rightarrow \infty$), "dør" de eksponentielle led, og koncentrationen bliver konstant, C . Heraf fås, at

$$Q = \frac{S}{C - C_b}$$

Det bemærkes, at denne procedure forudsætter, at Q er konstant.

Metode 2

Antages, at Q varierer med tiden, kan kildestyrken for sporgas også varieres i takt med Q , således at koncentrationen holdes konstant.

$$Q(t) = \frac{S(t)}{C}$$

Det bemærkes, at måleudstyr til denne måleteknik er kommercielt tilgængeligt.

Metode 3

Ophører kildestyrken til $t = 0$, vil koncentrationen begynde at aftage, og luftskiftet fås ved tage logaritmen til koncentrationen

$$N = \frac{\ln C_0 - \ln(C(t) - C_p)}{t}$$

Ofte måles $C(t)$ til forskellige tidspunkter, således at N kan bestemmes ved en lineær regressionsanalyse. Det skal fremhæves, at en stor regressionskoefficient udtrykker, at målte koncentrationer fordeler sig "tæt" om en ret linie. Koefficienten kan ikke anvendes til en vurdering af, om den grundlæggende forudsætning (homogen opblanding) for målingen har været opfyldt. Måles henfaldet samtidigt flere steder i rummet, vil man ofte konstatere forskelle i de estimerede luftskifter. Disse forskelle skyldes uensartet ventilation. Tidligere har man karakteriseret denne uensartethed ved størrelsen "mixing factor", der beregnes som forholdet mellem de målte luftskifter og det nominelle luftskifte, som forudsættes kendt. Denne fremgangsmåde kan dog ikke anbefales, da det kan påvises, at "mixing faktoren" ikke er en grundlæggende fysisk størrelse, men bl.a. afhænger af måleperiodens placering inden for henfaldsperioden. En vurdering af opblandingens homogenitet skal foretages med parameteren luftens alder.

Ved luftens lokale alder, α_p [min], forstås den tid, luften efter indblæsning har opholdt sig i rummet, før den ankommer til observationspunktet p . Noget af luften ankommer hurtigere end andre dele af luften. Dette observeres i forbindelse med sporgasmålinger. Antages, at sporgas fra tiden $t = 0$ doseres med konstant kildestyrke S i den indblæste luft, vil koncentrationen i observationspunktet p udvikle sig som vist i fig. 4.43. Kurven i figuren kan tolkes som andelen af "ny" luft som funktion af tiden i punktet p . Til tiden t vil andelen $F_p(t)$ af luft med en alder mindre end t være:

$$F_p(t) = \frac{C_p(t)}{C_p(\infty)}$$

hvor $C_p(\infty)$ er den stationære koncentration for $t \rightarrow \infty$. Funktionen $F_p(t)$ er en kumuleret fordelingsfunktion, som kan anvendes til beregning af luftens gennemsnitlige lokale alder. Formlen til beregningen er vist i tab. 4.2. Luftens lokale alder kan også bestemmes med andre sporgasteknikker: henfaldsmetoden hhv pulsmetoden. Ved henfaldsmetoden opblandes sporgas først homogent i rummet fx med ventilatorer; derefter afbrydes

opblandingen, og koncentrationens henfald registreres i udvalgte målepunkter. Ved pulsmetoden doseres en puls af sporgas i indblæsningskanalen, og koncentrationen registreres som funktion af tiden i udvalgte målepunkter. For disse to metoder viser tab. 4.2 formlerne til beregning af luftens lokale alder.

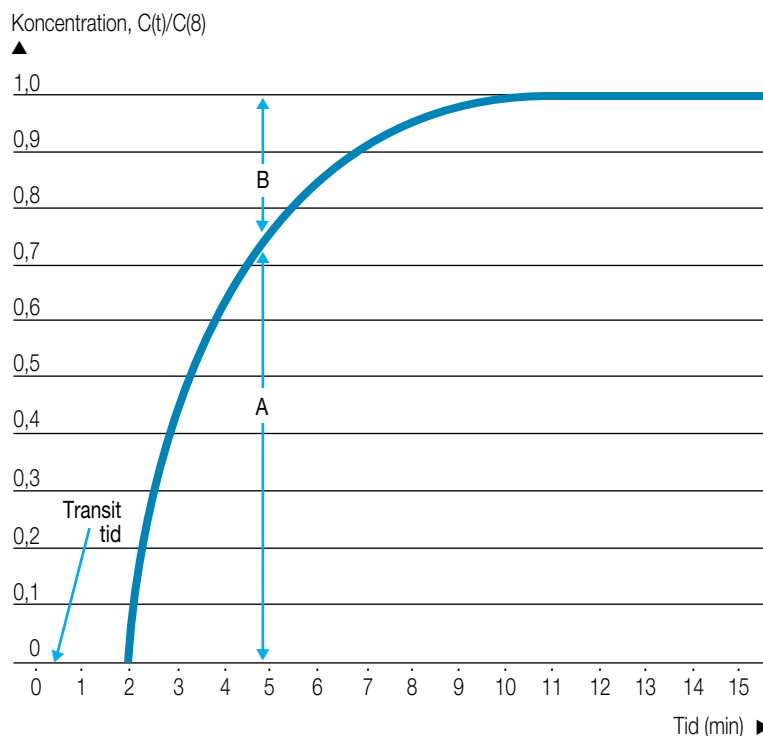
Af fig. 4.43 ses, at sporgassen (luften) har en transittid, før de første molekyler begynder at ankomme til punktet p. Luftens lokale alder kan derfor opsplittes i en transittid, τ_p , og en opholdstid, δ_p , således at

$$\alpha_p = \tau_p + \delta_p$$

Ved denne opsplittning opnås, at det lokale luftskifte kan bestemmes som $1/\delta_p$. Det bemærkes, at det lokale luftskifte undertiden fejlagtigt ses angivet som $1/\alpha_p$.

Luftens lokale alder er en parameter, som er velegnet til at karakterisere, hvordan den indblæste luft fordeles ud i rummet. Ønskes en gennemsnitlig vurdering for hele rummet, kan man anvende en parameter, kaldet rumluftens gennemsnitlige alder. Denne parameter kan også bestemmes med sporgasteknik. Det kan vises, at den gennemsnitlige alder $\langle \alpha \rangle$ for al luft i rummet kan bestemmes på grundlag af målinger i rummets udsugnings-

Figur 4.43. Koncentration som funktion af tiden ved konstant dosering af sporgas.



Sporgasteknik	Luftens lokale alder i punkt p	Rumluftens gennemsnitlige alder
Konstant doseringsteknik	$\int_0^\infty \left(1 - \frac{C_p(t)}{C_p(\infty)}\right) dt$	$\frac{\int_0^\infty t \left(1 - \frac{C_e(t)}{C_e(\infty)}\right) dt}{\int_0^\infty \left(1 - \frac{C_e(t)}{C_e(\infty)}\right) dt}$
Henfaldsteknik	$\int_0^\infty \frac{C_p(t)}{C_o} dt$	$\frac{\int_0^\infty t C_e(t) dt}{\int_0^\infty C_e(t) dt}$
Momentan doseringsteknik	$\frac{\int_0^\infty t C_p(t) dt}{\int_0^\infty C_p(t) dt}$	$\frac{\int_0^\infty t^2 C_e(t) dt}{2 \int_0^\infty t C_e(t) dt}$

kanal. De nødvendige beregningsformler er vist i tab. 4.2. Det skal fremhæves, at disse formler forudsætter, at luft, som tilføres lokalet, kun forlader rummet via udsugningen. Er denne forudsætning opfyldt, gælder det, at alderen af den udsugede luft er lig med rummets nominelle tidskonstant ($= V/Q$).

Tabel 4.2. Beregning af luftens alder. C_e betegner koncentrationen målt i udsugningskanalen, og C_o er koncentrationen ved $t = 0$.

Effektivitet af ventilation

Generelt vil strømningen af luft være forskellig fra strømningen af luftforurening, og strømningsfelterne skal derfor beskrives ved forskellige effektivitetsbegreber.

Den mest effektive udskiftning af luft i et lokale fås ved en stempelstrømning, og i dette tilfælde er rumluftens gennemsnitlige alder lig med $0,5 \times t_n$, hvor $t_n = V/Q$ er den nominelle tidskonstant. For det aktuelle ventilationsanlæg vil rumluften have en gennemsnitlig alder, $\langle \alpha \rangle$, som er større. Luftudskiftningens effektivitet, ϵ_l , kan derfor defineres som

$$\epsilon_l = \frac{t_n}{2\langle \alpha \rangle}$$

I tab. 4.3 er vist, hvilke effektiviteter der kan forventes i praksis.

Rumventilationens effektivitet, ϵ_f , til at fjerne luftforurening udtrykkes ved stationære forhold som

$$\epsilon_f = \frac{C_u - C_i}{C_r - C_i}$$

hvor C_i er koncentrationen i indblæsningsluften, C_u er koncentra-

Tabel 4.3. Ventilationseffektivitet i praksis.

Type af luftstrømning	Luftudskiftningens effektivitet	Effektivitet til fjernelse af luftforurening
Fortrængningsstrømning	50 - 100%	over 1,0
Opblandingsstrømning	50%	1,0
Kortsluttende strømning	under 50%	under 1,0

tionen i udsugningsluften, og C_r er den gennemsnitlige koncentration i rummet. I Tab. 4.3 er vist, hvilke effektiviteter der kan forventes i praksis. Ofte kan det være vanskeligt at bestemme C_r . I disse tilfælde kan anvendes en lokal effektivitet, ϵ_p , for et punkt p. Denne effektivitet beregnes med samme formel som for ϵ_f , blot skal C_r substitueres med koncentrationen C_p i punktet p.

Luftforurening skal udsuges så tæt ved kilden som muligt. I fig. 4.44 er vist strømmingen af forurening fra en kilde med styrke S. Noget af forureningen, S_{gu} , strømmer direkte fra kilden til udsugningen, andre dele af forureningen, S_u , undslipper udsugningen og bliver opblandet med rumluften. Efterfølgende bliver en del af denne forurening, S_i , dog fjernet af lokaludsugningen, og resten, S_{gg} , forlader rummet via den almene udsugning. Det bemærkes, at den totale massestrøm fjernet via lokaludsugningen er $S_{tu} = S_{gu} + S_i$. Den totale effektivitet, ϵ_t , af en procesudsugning defineres som forholdet mellem kildestyrken, S, og den totale massestrøm fjernet via udsugningen, S_{tu} . Det bemærkes, at S_{tu} kan bestemmes som $S_{tu} = Q \times C_u$ hvor Q er volumenstrømmen af udsuget luft, og C_u er koncentrationen i luften, dvs

$$\epsilon_t = \frac{S_{tu}}{S} = \frac{Q \times C_u}{S}$$

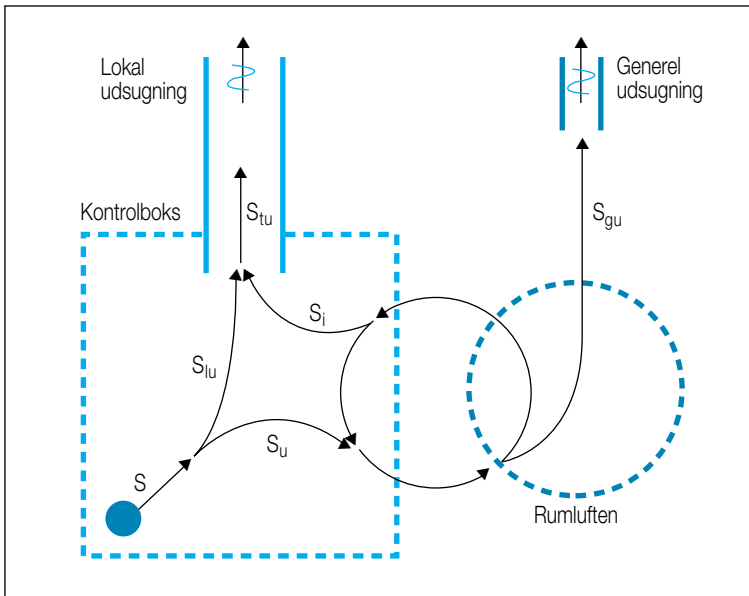
Af definitionen for den totale effektivitet ses, at effektiviteten kan være høj på trods af, at måske store dele af forureningen ikke er strømmet direkte fra kilden til udsugningen. Derfor kan det være hensigtsmæssigt at anvende begrebet den direkte udsugningseffektivitet, ϵ_d , defineret som (fig. 4.44)

$$\epsilon_d = \frac{S_{gu}}{S}$$

For at bestemme ϵ_d i praksis er det først nødvendigt at indføre begrebet kontrolboks (fig. 4.44). Denne fiktive boks kan placeres vilkårligt, men skal dog indeholde forureningskilden og udsugningsåbningen. Forurening, som ikke krydser boksens grænseflader, men forlader den via udsugningen, kan nu defineres som værende udsuget direkte. Endnu savnes eksperimentelle teknikker til at bestemme ϵ_d i praksis, men begrebet direkte effektivitet er velegnet i forbindelse med numeriske beregninger.

Ofte kan det være vanskeligt at bestemme effektiviteten af en lokaludsugning, hvor især fastlæggelse af kildestyrken, S , kan være problematisk. Til anvendelse i praksis er derfor udviklet en sporgasteknik, som nu søges udgivet som en CEN-standard. Efter denne teknik antages, at sporgas genereres og spredes som den aktuelle forurening, og at koncentrationen af sporgas kan måles med direkte visende udstyr i udsugningskanalen. Indledende doseres sporgas med konstant kildestyrke direkte i kanalen, og den målte koncentration, C_{100} , svarer til en udsugningseffektivitet på 100%. Herefter doseres sporgas med samme konstante kildestyrke ved forureningskilden, og koncentrationen i kanalen måles som funktion af tiden. Koncentrationen vil "momentant" stige til en tilsyneladende stationær værdi, C_{ts} . Noget sporgas vil dog undslippe udsugningen og blive opblandet i rumluften. En del af denne sporgas vil efterfølgende ankomme til lokaludsugningen (fig. 4.44) og medføre, at C_{ts} gradvist øges til en sand stationær værdi, C_{ss} . Afbrydes doseringen, vil koncentrationen "momentant" falde til en værdi C_b , som er koncentrationen i den rumluft, der aktuelt er i kanalen. Det bemærkes, at C_b ikke er konstant, men vil henfalde i takt med, at sporgas fjernes fra rummet. På grundlag af de målte koncentrationer kan lokaludsugningens totale effektivitet med tilnærmelse bestemmes som

$$\epsilon_t = \frac{C_{ss} - C_b}{C_{100}}$$



Figur 4.44. Lokaludsugning af forurening fra en kilde.

Som nævnt er den totale effektivitet påvirket af, at noget forurening starter med at undslippe lokaludsugningen for efterfølgende at ankomme til udsugningen. For at reducere indflydelsen af denne effekt foreslår CEN-metoden at anvende en effektivitet, ϵ_{CEN} , givet ved

$$\epsilon_{\text{CEN}} = \frac{C_{\text{ts}} - C_{\text{b}}}{C_{100}}$$

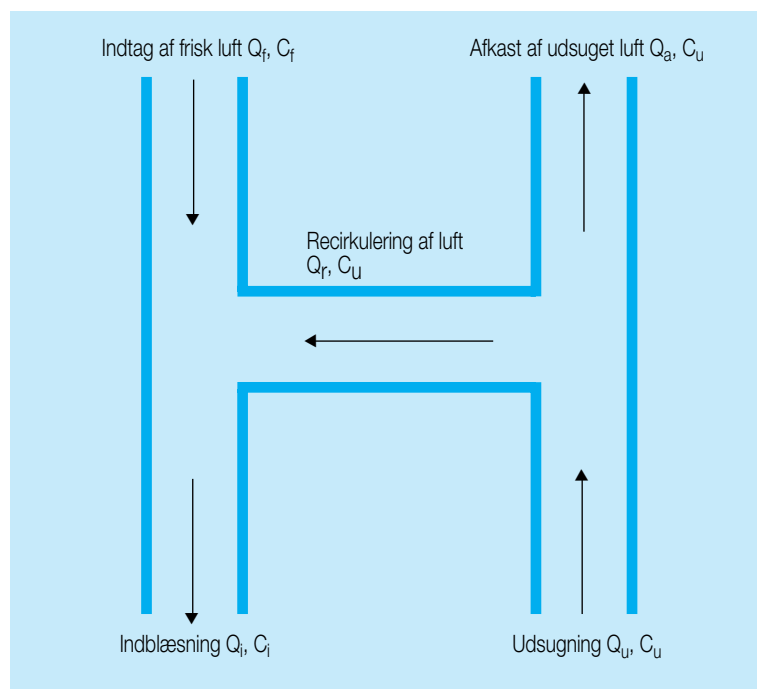
Det skal bemærkes, at den tidligere omtalte direkte effektivitet, ϵ_{d} , ikke er identisk med ϵ_{CEN} , da afgrænsningen i forureningens transport sker efter forskellige principper: CEN-metoden afgrænser i tid, og den direkte effektivitet afgrænser geometrisk.

Måling af recirkulation

I fig. 4.45 er vist en principskitse af et ventilationsanlæg, hvor en del af den udsugede luft recirkuleres. Andelen, A , af recirkuleret luft i den indblæste luft kan beregnes, når der antages stationære forhold. Med den viste notation i fig. 4.45 beregnes A som

$$A = \frac{Q_{\text{r}}}{Q_{\text{i}}} = \frac{C_{\text{i}} - C_{\text{f}}}{C_{\text{r}} - C_{\text{f}}}$$

Figur 4.45. Model for kortslutning i ventilationsanlæg.



Ved ikke-stationære forhold er det mere kompliceret at bestemme A, og der henvises til litteraturen.

Kortslutning i ventilationsanlæg forekommer, når en del af den afkastede luft strømmer forbi indtaget til den friske luft (fig. 4.45). Størrelsen af denne eksterne kortslutning afhænger bl.a. af vejrforhold og af den indbyrdes placering af afkastet og indtaget. Kortslutningen kan kvantificeres ved samtidig måling af forureningen i afkastet hhv indtaget. Den gennemsnitlige eksterne kortslutning K ("dilution factor") for perioden t_1 - t_2 defineres som

$$K = \frac{\int_{t_1}^{t_2} C_f(t) Q_f dt}{\int_{t_1}^{t_2} C_u(t) Q_a dt}$$

Opmærksomheden henledes på, at kortslutning i ventilationsanlæg også kan ske internt i bygningen. I maskinrummet til ventilationsanlægget kan der fx ved utætheder i kanaler transporteres forurenet luft fra udsugningskanaler til indblæsningskanaler.

Hudkontakt

Arbejdshygiejnen har traditionelt rettet sin opmærksomhed mod luftforureninger. Dette har ført til, at der gennem årene er udviklet gode forebyggelsesprincipper og målemetoder, som er en forudsætning for at fastsætte grænseværdier. Dette medfører, at der ikke fokuseres så meget på risikoen ved optagelse gennem huden som en betydningsfuld optagelsesvej, hvis relative betydning stiger, desto mere effektivt luftforureningerne bekæmpes.

Eksempel:

Det skønnes, at benzen penetrerer huden med en hastighed på mellem 0,2 og 0,7 mg cm⁻¹h⁻¹. Den første grænseværdi, der blev fastsat for benzen, var 100 ppm. Da optagelseshastigheden ved udsættelse for ca 100 ppm er meget højere ved indånding (ca 200 mg h⁻¹) end ved optagelse gennem huden, ansås hudoptagelse for at være uden betydning. Siden er grænseværdien for benzen blevet sat ned til 5 ppm, hvilket betyder, at optagelsen ved indånding og gennem huden nu er næsten ens.

H-notationen

I grænseværdilisten angiver H, at stoffet kan optages gennem huden. Der er ikke megen hjælp at hente i grænseværdianvisnin-

gen til fortolkning af H-notationen. Det specificeres kun, at for stoffer med H-notation kan grænseværdien for luft kun benyttes som vurderingsgrundlag, hvis der ikke samtidig forekommer hudoptagelse. EU's vejledende grænseværdier sigter mod en større systematik i fastsættelse af hudnotation. Den vil kun blive anført for stoffer, hvor hudoptagelse fører til en systemisk belastning. Stoffer med ætsende eller sensibiliserende virkning vil ikke få hudnotation, men en særskilt advarsel (R-sætning).

Grænseværdilisten (1994) omfatter 179 stoffer med H-notation. 50 af disse er partikelformige forureninger.

Forebyggelse af hudoptagelse

Sund hud er en bemærkelsesværdig god barriere, som begrænser tab af vand og andre vigtige produkter fra kroppen, og som ned-sætter optagelsen af forskellige kemiske stoffer gennem huden. Det er derfor vigtigt at bevare huden sund og intakt.

Hudcremer bør bruges af alle, der har vådt eller snavset arbejde. Hudcremer blødgør huden og forhindrer udtørring, ligesom brug af hudcreme letter rengøring af snavset hud.

Når huden belastes hårdt i en periode, skal den have ro og tid til at komme sig. Hvis hud ikke når at blive sund før ny påvirkning, øges risikoen for eksem og allergi, ligesom mange stoffers penetrationshastighed øges betydeligt. Det betyder, at der er større risiko for at optage stofferne i en mængde, der nærmer sig mængder, som kan optages ved indånding.

En effektiv forebyggelse forudsætter, at problemet er analyseret og vurderet. Til denne vurdering kan man støtte sig til følgende kvalitative model:

Hudeksponering kan ske gennem

- ◆ neddypning i væske eller pulver
- ◆ direkte kontakt med forurenede overflader
- ◆ deponering via luften: sprøjt, stænk samt luftbårne partikler
- ◆ optagelse af dampe via huden; er uden betydning sammenlignet med indånding
- ◆ gennemvædning/forurening af arbejdstøj/anden beklædning.

Hudoptagelse som følge af direkte kontakt kan bedømmes ud fra følgende kvalitative model:

Stoffet S skal vurderes. Det findes i en blanding B. Den mængde af S [g], der optages, er bestemt af:

- ◆ mængden af B på overfladen [g/cm^2]
- ◆ sandsynlighed for overføring af B til huden eller arbejdstøjet
- ◆ kontakttid på huden [s]
- ◆ eksponeret hudareal [cm^2]

Areal af udsatte hudpartier er:	
ansigt	825 cm^2
hals, forside	150 cm^2
hals, bagside	100 cm^2
hænder	800 cm^2
underarme	1.200 cm^2
lår	3.500 cm^2
læg	2.300 cm^2

- ◆ penetrationshastigheden på det pågældende hudareal (meget vigtigt). Tykkelsen af hudens hornlag varierer betydeligt.
- ◆ koncentration af S i B [%]. Denne kan ændre sig, efterhånden som S optages
- ◆ permeabilitet for S, når B er til stede
- ◆ indtrængning i handsker, idet indelukning (okklusion) fremmer optagelsen. Hvis huden lukkes inde i vandtæt materiale kan fugt og sved ikke fordampe. Når så temperaturen og vandindholdet stiger, vil hudbarrieren være mindre effektiv end normalt.

En fuldt påklædt person har størst sandsynlighed for at blive eksponeret på

- ◆ ansigt
- ◆ hals
- ◆ øverste del af overkroppen
- ◆ hænder.

Hertil kommer forurening/gennemvædning af arbejdstøj.

Følgende eksempler viser, at man skal foretage en omhyggelig problemanalyse:

Eksempel:

En person udfører et stykke arbejde, som indebærer mulighed for hudkontakt med stoffet S. Huden har lav permeabilitet over for det pågældende stof, så forureningen på hænderne har ikke større betydning (måske bruges endog handsker). I løbet af

arbejdsdagen tager personen sine beskyttelsesbriller på med forurenede hænder (handsker). Det forurenede brillestel kommer i kontakt med huden bag øret, der har meget større permeabilitet end huden på hænderne. Da briller ofte bæres i lang tid uden at blive rengjort, kan kontakten med forureningen blive af lang varighed. Herved kan hudoptagelsen blive en vigtig faktor i vurdering af eksponeringen.

Eksempel:

Ved arbejde med stoffer, der indebærer en risiko ved hudoptagelse, kan man beskytte sig med egnede handsker. Anvendes håndredskaber, kan det ikke undgås, at de bliver forurenede. Andre personer kan derved uden at vide det komme i kontakt med forureningen (fx ved reparation eller intern transport). Dette kan forebygges ved at mærke redskaberne med en farve, der signalerer: "Må kun benyttes med beskyttelseshandsker på".

Eksempel:

Ved metalbearbejdning bruges køle-smøremidler, som pumpes i en stadig strøm hen over skærezonen. Små dråber af køle-smøremidlet bliver herved slynget rundt omkring maskinen med stor risiko for, at de aflejres på medarbejderens arbejdstøj. Hvis køle-smøremidlet kan trænge gennem tøjet, kan det resultere i direkte hudkontakt med stoffet i mange timer og på et meget stort hudareal. Ofte vil medarbejderen kun være opmærksom på hudkontakt på hænderne og derfor kun bruge beskyttelseshandsker og ikke fx forklæde.

Eksempel:

Det er vigtigt, når man tager sine beskyttelseshandsker på, at man har gjort sig klart, hvilke arbejdsstillinger man skal arbejde i. Skal et utæt rør repareres over hovedhøjde, skal handsken gå uden om ærmet. Ved normal arbejdsstilling er det lige omvendt.

Arbejdstøjets betydning for eksponeringen for støv og væsker

Formålet med en beklædning er at danne et værn mod påvirkninger fra omgivelserne og samtidig skabe et komfortabelt mikroklima omkring kroppen. Valget af den rette beklædning foretages på grundlag af funktionskrav, hvoraf nogle eksempler er vist i tab. 4.4. Nogle af de viste funktionskrav kan være modstridende, og kravene må derfor i det konkrete tilfælde prioriteres indbyrdes.

Arbejdstøj skal renholdes. Det er vigtigt at benytte validerede vaskemetoder for at sikre, at tøjet er rent efter vask.

Støvdeponering, støvafgivelse og støvgennemtrængning

Forsøg viser, at lodne overflader (fx bomuld) har en akkumuleringssevne 2-3 gange større end glatte overflader. Tekstiler af ren bomuld kan akkumulere mere støv end fx tekstiler af 50% bomuld/50% polyester. Ved mekanisk påvirkning kan det akkumulerede støv frigøres til luften eller blive transporteret gennem beklædningen ind mod underliggende lag og huden.

Tekstiler kan i sig selv afgive støv, og dette er især af betydning ved arbejde i rene rum. Støvet kan med den konvektive opadstigende luftstrømning omkring beklædningens ydre overflade transporteres op forbi personens indåndingszone og får hermed betydning for støveksposeringen. Denne strømning af forure-

1.	Pasform/design
2.	Vægt/tykkelse
3.	Slidstyrke
4.	Antændelighed
5.	Smeltbarhed
6.	Vaskbarhed
7.	Ikke-krympende ved vask
8.	Varmeisolerende egenskaber
9.	Luftgennemtrængelighed
10.	Gennemtrængelighed for vanddamp
11.	Adsorberende egenskaber for vand
12.	Gennemtrængelighed for forurening
13.	Afvisende egenskaber for forurening
14.	Bestandighed over for mekanisk og kemisk påvirkning
15.	Økonomi

Tabel 4.4. Nogle funktionskrav til beklædning.

ning, der også gælder dampe, er afgrænset til områder tæt ved kroppen. Dette skal man være opmærksom på ved arbejds-hygieniske luftforureningsmålinger.

Undersøgelser antyder, at beklædningens forureningsafgivelse øges med brugstiden, men at en ligevægtstilstand indtræder efter en vis brugstid.

Transport af forureninger gennem en beklædning har haft betydning inden for hospitalssektoren og ved arbejde i rene rum. I disse tilfælde har sigtet være at forhindre spredning af de forureninger (bakterier, hudskæl), som konstant afgives fra kroppens overflade. Inden for arbejds-hygienen har sigtet derimod været, at rumluftens støv ikke trænger gennem beklædningen, og på dette område foreligger kun enkelte undersøgelser. Målinger af fx asbestfibre gennemtrængning af beskyttelsesdragter af fabrikat DuPont Tyvek 1422 A hhv Kimberley-Clark CPF viste i begge tilfælde en gennemtrængning på ca 1% for grundmaterialet. Denne gennemtrængning blev i begge tilfælde øget til ca 30% ved forsøg udført på syet materiale. I disse tilfælde svækker sømmen materialets beskyttelsesevne ganske væsentligt. Støv, som enten trænger gennem en beskyttelsesdragts overflade eller trænger ind gennem fx åbninger ved hals, håndled og fodled, kan blive aflejret i tøjet under beskyttelsesdragten. Bringes dette tøj til boligen, indslæbes samtidig arbejdspladsens forurening i boligen. Denne overførsel af forurening fra arbejdsplads til bolig kan også forekomme i tilfælde af mangelfuld personlig hygiejne. Støv kan efter gennemtrængning af beklædningen blive aflejret på huden. Forsøg i forbindelse med arbejde med pesticider har fx vist, at 87% af jordpartiklerne (størrelse < 150 µm) indeholdende parathion trængte gennem et strikket materiale. For et vævet materiale var det 5% og for et ikke-vævet materiale 0,5%.

Gennemtrængning af væsker

Når væsker aflejres (fx ved sprøjt) på beklædningens overflade, er funktionskravet, at væskerne ikke trænger frem til huden gennem beklædningen. Beskyttelsesklæder opdeles normalt i de tre klasser:

Elastomere, fx
gummi
butyl gummi
PVC
neopren
fluoroelastomer (Viton)

Ikke-elastomere, fx
læder
Gore-tex

Blandinger

Risikoen for gennemtrængning afhænger af såvel typen af kemikalie som temperatur og eksponeringstid. Fra ISO foreligger en standardmetode til undersøgelse af beklædningsmaterialers modstandsevne mod gennemtrængning af farlige kemikalier. Gennemtrængning af blandinger kan være specielt vanskelig at vurdere. I praksis er det ikke tilstrækkeligt alene at vurdere forsøgsresultater for det givne kemikalies gennemtrængning af et beklædningsmateriale. Ved arbejde med fx olieprodukter har undersøgelser vist, at tråden i sømmen kan virke som væge og derved øge gennemtrængningshastigheden. Der sker til stadighed forbedringer og nyudviklinger af beskyttelsestøj, og man bør holde sig orienteret om disse muligheder.

Kemikalier aflejret på beklædningens overflade kan via afgang til den opadrettede konvektive luftstrømning langs overfladen påvirke koncentrationen i personens indåndingszone.

Litteratur

Almene principper

Inspiration år 2005. Systematisk arbejdsmiljøarbejde. Arbejdstilsynet, 1995.

Substitution

Arbejdsministeriet. Bekendtgørelse nr 540 af 2. september 1982 om stoffer og materialer.

Filskov P, Goldschmidt G, mfl. Substitution i praksis. Arbejdsmiljøfondet, 1989.

Gailbraith JR. Organizational design. Amsterdam European Edition, 1979.

Goldschmidt G. An analytical approach for reducing workplace health hazards through substitution. Am Ind Hyg Ass J 1993; 54(1): 36-43.

Miljøministeriet. Bekendtgørelse nr 583 af 9. juli 1993 af lov om kemiske stoffer og produkter.

Seedorff L. Substitution. Totalvurderinger, kombinationseffekter, manglende data, substitutionsredskaber, checklister, konkrete substitutionseksempler. Arbejdsmiljøfondets forskningsrapporter, 1988.

Seedorff L, Børglum B, Niemelä J. Miljøvurderinger og substitutionsovervejelser. Registerdata som værktøj. Miljøprojekt nr 244, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 1993.

Luftstrømninger

Bastress EK. Ventilation requirements for grinding, buffing, and polishing operations. Cincinnati, Ohio. DHEW Publ 1974; No (NIOSH) 75-107.

Fitzner K. Förderprofil einer Wärmequelle bei verschiedenen Temperaturgradienten und der Einfluss auf die Raumströmung bei Quellüftung. Klima-Kälte-Heizung 1989; 10: 476-81.

Nielsen PV. Luftfordeling i rum. Varme- og Klimateknik, DANVAK ApS Lyngby. DANVAK Grundbog, 1987; p 147-71.

Ventilation

- Dansk Standard. Norm for specifikation af termisk indeklima. DS 474, 1. udg., 1993.
- Dansk Ingeniørforenings Norm for ventilationsanlæg, 1. udg., DS 447, Teknisk Forlag, 1981.
- Hørup Sørensen, H. Ventilation Ståbi, 3. oplag, Teknisk Forlag A/S, 1994.
- Larson B. Iron and steelindustry. Fläkt Contracting, 1983, Stockholm.
- Lycke, I. Luftbehandlingssystem och luftföringsprinciper för industriventilation. Fläkt Indoor Climate, 1989, Stockholm.

Måling af ventilation

- Breum NO, Ørhede E. Dilution versus displacement ventilation-environmental conditions in a garment sewing plant. Am Ind Hyg Assoc J; 55(2):140-148, 1994.
- Breum NO, Skotte J. Måling af ventilationseffektivitet. Arbejdsmiljøfondet, København, 1987.
- Madsen U, Breum NO, Nielsen PV. A numerical and experimental study of local exhaust capture efficiency. Ann Occ Hyg;37(5): 593-605, 1993.
- Olcerst R. Measurement of outdoor and recirculated air percentages by carbon dioxide tracer. Am Ind Hyg Assoc J;55(6):525-528 (1994).
- Presser KH, Becker R. Mit Lachgas dem Luftstrom auf der Spur. Heizung, Lüftung/Klima, Haustechnik;39:7-14, 1988.
- Sandberg M, Svensson A. Measurements of ventilation efficiency by using the tracer gas technique. Build.Serv. Eng. Res. & Tech;2:119-126, 1981.

Hudkontakt

- ECETOC. Percutaneous absorption. Monograph No. 20. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels, 1993.

Stikord - bind I

A

Absorbentmateriale I:52
 Adsorbent I:79
 Adsorptionseffektivitet I:53
 - kapacitet I:53
 - rør I:79
 - spektrum, infrarøde I:119
 Aerodynamisk diameter I:85,114
 Afskæringdiameter I:109
 Aftørring I:163
 Aktivitetskoefficienter I:38
 Aktivt kul I:52
 Aktører I:187
 Akustisk baserede gas-sensorer I:63
 Alternaria I:131
 Alveolær ventilation I:95,96
 Amorfe stoffer I:120,121,122
 Analysemetoder, krav til I:69
 Anemostater I:207,208
 Anisotrop I:122
 Arbejdsdeling I:28
 Arbejdsforhold I:30
 Arbejdsfunktioner I:26
 Arbejdshygiejne I:10
 Arbejdsorganisation I:23
 Arbejdstøj I:237
 Arbejdszone I:200,212
 Arsen I:166
 Asbest I:122
 Aseptiske forhold I:137
 Aspergillus fumigatus I:131
 Atomabsorptions- og atomemissionsspektrofotometri I:72
 Atomar struktur I:119

B

Bearbejdningstyper I:25
 Beklædningsmaterialers modstandsevne I:239
 Belastninger I:30
 Beskyttelseshandsker I:236
 Billedanalyse I:126
 Bioaerosoler I:129
 Biologisk halvering I:47
 - monitoring I:162,166
 Biologiske agentia I:130
 - BEI, Biological Exposure Indices I:168
 - grænseværdier I:168
 - referenceintervaller I:167
 Bly I:166
 Boltzmanns ladningsfordeling I:87
 Bragg's lov I:123
 Brownske bevægelser I:86
 Bøjningsmønster I:126

C

Cadmium I:166
 Certificerede reference-materialer I:72,173
 Certificering I:11
 Checkliste I:32
 Chrom I:166
 Chromatografi I:76
 Chromosorb I:54
 Cladosporium I:131
 Coanda effekten I:193
 Condensation Particle Counter, computerbaseret automatisk I:116
 Cristobalit I:122
 Cunninghams slip korrektion I:83
 Cyklon I:111

D

Dataindsamling I:31
 Dead space I:95
 Deklaration af materialer I:144
 Detektorer I:125
 Deponeringshastighed I:154
 Dermis (læderhud) I:155
 Desorptionseffektivitet I:53
 Detektionsgrænse I:122
 Detektorer I:80
 Diffusion I:86
 - af forurening I:146
 - dosimeterprincip I:54
 - indikatorrør I:60
 - rør I:67
 Diameterfordeling I:92
 Dokumentation af metode I:69
 Domæner I:120,122
 Dosimetre, passive I:55
 - typer I:55
 Dosis I:12,45
 Drift- og vedligeholdsinstruktion I:222
 Drifttilstande I:26
 Dysekanaler I:209

E

Effekt I:45
 Eksponering I:11
 - veje I:12,152
 Eksspiration I:95
 Eksspiratorisk reservevolumen I:95
 Ekstinktion I:89
 Elastiske egenskaber I:121
 Elektrisk felt I:87
 Elektriske ladninger I:87
 Elektriske måleinstrumenter I:60

Elektrokemisk detektion I:78
 Elektrokemiske celler I:63
 Elektrondiffraktometri I:126
 Emission I:138
 - måling I:142
 EN 482 I:68
 Energidispersivt røntgenspektrometer Epidermis (overhud) I:155
 Epifluorescensmikroskopi I:138
 Eukaryoter I:127
 Evakuerede beholdere I:58

F

Faldhastighed I:83
 Fase Doppler Anemometri I:115
 Fasekontrastmikroskopi I:124
 Fasemodel I:184
 Feret's diameter I:89
 Ficks lov I:54,157
 Filter, opsamling på I:134
 Flammeionisationsdetektorer I:80
 Flaskehalse I:26
 Flertrinsimpaktor I:113
 Fluorescens I:75
 - mikroskopi I:124
 Flyvetidsinstrumenter I:114
 Fordampningshastighed I:36
 Fordelingskoefficienter I:46
 Forebyggelsesprincipper I:32
 Formfaktor I:85
 Fortrængning, aktiv termisk I:201,203,209
 - passiv termisk I:201,202,209
 Forurennet zone I:203
 Forurening, spredning af I:146
 Fossile brændsler I:13
 Fotoionisationsdetektorer I:63

Fotometer I:111,113
 Fotometriske metoder I:61
 Fraktiler I:13
 Fristråle I:192
 Fuldstændig opblanding I:201,210
 Funktionel residual kapacitet I:94,95
 Funktionelle grupper I:38
 Funktionsanalyse I:185
 Funktionskrav I:67
 Fysiske egenskaber I:119

G

Gaschromatografi I:78
 Gaspipette I:57
 Gasser og dampe I:78
 Gastætte sprøjter I:58
 GC-MS I:80
 Genetisk variation I:174
 Gennemvædning af arbejdstøj I:235
 Genophvirvling I:152
 Grafit I:122
 Grænselag I:197
 - linie I:203
 Grænseværdier I:10,44
 Gulvarmaturer I:209

H

H-mærkning I:159,233
 Halveringstid I:47
 Halvlederdetektorer I:62
 Helbredsovervågning I:166
 HPLC I:78
 Hudareal I:235
 - eksponering I:158
 - kontakt I:233
 - optagelse I:234
 - penetration I:155,160
 Hyperventilation I:97
 Højtryksvæskechromatografi I:77
 Håndpumper I:59
 Hårdhed I:121

I

Impaktor I:109,134
 Impaktortrin I:110
 - effektivitet I:86
 Impinger I:56,108,134
 In vivo dyremodeller I:160
 In vitro-humane I:160
 (OBS! ???)
 Indblæsning af luft I:192
 Indblæsningsluft I:205
 - stråle I:207
 - system I:205
 Indeklimamærkning af byggematerialer I:146
 Indeklimaundersøgelser I:164
 Indflydelsesmuligheder I:30
 Indikatorrør I:59
 Indsugningsbetingelser I:105
 Induktiv koblet plasma atomemissionsspektrometri (ICP-AES) I:73
 Inflammatorisk respons I:131
 Infrarød spektroskopi (GC-FTIR) I:81
 Inklusionskriterier I:155
 Inversion I:14
 Ionchromatografi I:77
 IR-spektrometer I:61
 Isokinetisk I:106
 Isotermisk I:194
 Isotrop I:121

J

Jern I:121
 Jetdyser I:210

K

Kalibrering I:65,115
 - luftblandinger I:66
 Kapillarkolonner I:80
 Katalytisk forbrænding I:62

Kemiluminiscens I:62
 Kemisk sammensætning I:119
 Kemosorption, prøvetagning med I:57
 Kildestyrke I:138
 Klæbefolie I:163
 Kobber I:121
 Kolorimetre I:62
 Kontrol I:223
 - kort I:71
 Konvektionsstrøm I:202,205,214
 Konvektion, naturlig I:191
 - spredning ved I:148
 - tvungen I:192
 Konventionel opladning I:201,202,207
 Kortslutning i ventilationsanlæg I:233
 Kravspecifikation I:200
 Krystallinske stoffer I:120
 - mikro-, poly-, grov- eller makrokrystallinsk I:121,122
 Krystalstruktur I:120
 Kuldenedfald I:208
 Kulrør I:53
 Kumulativ eksponering I:12
 Kvalifikationsforhold I:30
 Kvalitetskontrol I:71,72,173
 Kvarts I:121,122
 Kviksølv I:166

L

Lambert-Beers lov I:73
 Langtidseksponering I:44
 - indikatorrør I:59
 Laser Doppler Anemometer I:115
 Laserskæring I:141
 Latex ækvivalent diameter I:115
 Ligevægtsdamptryk I:37
 Livscyklusvurdering I:33
 Livsvaner I:173

Loftværdi I:44
 Log-normalfordeling I:91
 Luftens lokale alder I:227
 Luftsifte I:226
 - lokal I:228
 - strømninger I:190
 - strømningsbillede I:200
 - udskiftningens effektivitet I:229
 Lungekapacitet I:95
 Lungeventilation I:95,104
 - arbejde I:97
 Lysbrydning I:121
 Lysspredningen I:89
 Læderhud (dermis) I:155

M

Makroskopiske egenskaber I:121
 Maksimalværdier I:15
 MAL-koden I:144
 Massespektrometri I:80
 Materialenedbrydning I:14
 Metodeevaluering I:70
 Mikrobiologiske agentia I:130
 Mikroorganismer I:163
 Miljøgennemgang I:33
 Mixing factor I:227
 Mobilitet I:116
 Mønstrenheden I:120
 Målegrænser I:71
 - sonde, placering af I:63
 Måling I:50

N

N-zone modeller I:149

O

ODTS I:131
 Okklusion I:235
 Olietåge I:151

Opholdstid I:228
 - zone I:200
 Opladning I:88
 Opløsningsmidler, organiske I:189
 Optagelsesveje I:12
 Optisk anisotrop stof I:124
 - isotropt stof I:124
 - ækvivalentdiameter I:89
 Organisationsdiagram I:28
 - ændring I:188
 Organiske materialer I:125
 Overfladeforureninger I:162
 Overhov I:213,216
 Overhud (Epidermis) I:155

P

Pakkede kolonner I:80
 Parathion I:238
 Partikeltæller I:115
 PDA I:115
 Penetrationshastighed I:234
 Permeationsrør I:67
 Personbårne pumper I:51
 Personlig støvsky I:153
 Pesticider I:154,162,165,190
 Phenol I:166
 Piezo-elektriske krystaller I:63,111
 Planstråle I:193
 Polarisationsfiltre I:124
 Polarisationsmikroskop I:124
 Polydispers aerosol I:90
 Porapak I:54
 Polymorfi
 Poser I:58
 Primære standarder I:65
 Processubstitution I:183
 - tilstande I:26
 - tunnel I:222
 - udsugning, effektivitet af I:230
 Produktionsproces I:22
 - layout I:24

Prokaryoter I:127
 Præstationsprøvninger I:173
 Prøverør I:59
 Prøvetagning I:50,106
 - med adsorptionsrør I:52
 - med diffusionsdosimetre I:54
 - med vaskeflasker I:56
 - procedure I:54
 - strategi I:172
 - metoder, direkte I:57
 Pumper, opladning af I:52
 Pumpetyper I:51
 Punktudsugning I:212
 Push-pull system I:218

R

Recirkulation I:232
 Reflekteret belysning I:125
 Relaxationstid I:86
 Renere teknologi I:33
 Rengøring I:153
 - kvalitet af I:165
 - effektivitet I:164
 Reservevolumen, inspiratorisk I:94,95
 Residualvolumen I:94
 Resuspension I:152
 Reynolds tal I:83
 Risikofaktorer I:30
 Riste I:205
 Rumudsugning I:211
 Røgklassificering af svejseelektroder I:145
 Røgpistol I:151
 Røntgen pulverdiffraktometri I:122
 Røntgendiffraction I:119
 Røntgendiffraktometri, kvantitativ I:123

S

Saltsyre I:166
 Samarbejdsmuligheder I:30

Scanning electron mikroskop (SEM) I:125
 Sekundære standarder I:65
 Slibesten I:195
 Snavs I:162
 Social proces I:188
 Solventdesorption I:79
 Spaltelighed I:121
 Spejlplaner I:120
 Spidsværdier I:13
 Spild af væske I:139
 Sporgasteknik I:225
 Sprøjtebokse I:221
 Stabilt strømningssfelt I:202
 Standarder I:67
 Stempelfortrængning I:201,205
 Stoffer I:121
 Stofsubstitution I:184
 Stokes tal I:86
 Stoppedistance I:86
 Styrestråle I:211
 Størrelsesbestemmelse I:113
 Størrelsefordelinger I:90
 Støvafgivelse I:163,237
 Støvdeponering I:237
 - depoter I:153
 Støvgennemtrængning I:237
 Støvningsindeks I:92
 Støvsugning I:153,162
 Subjektiv vurdering I:162
 Subkutane fedtlag (underhud) I:155
 Substitution, barrierer I:189
 - elimination I:183
 Substitutionsprincippet I:183
 - proces I:183,185
 - produkt I:183
 - stof I:184
 Sugebokse I:219
 - hastighed I:214
 - hove I:213
 - hoveder I:212
 - spalter I:218
 Symmetrilinier I:120
 Syntetiske polymere I:54

Systematisk arbejdsmiljøarbejde I:181
 Sæbebobler I:151

T

Tapered-Element Oscillating
 Teknologisk niveau I:26
 Tekstilfibre I:122
 Tekstilkanaler I:209,210
 Temperaturfordeling I:202
 Tempereret zone I:203
 Tenax I:54
 TEOM I:113
 Terminalhastighed I:88 (OBS! ???)
 Termisk desorption I:79
 Termiske metoder I:62
 Testaerosoler I:113
 Tidal volume I:95
 Tidsserie-målinger I:44
 Toksiko-kinetiske modeller I:45
 Total lungekapacitet I:94,95
 Transfer coefficient I:143
 Transittid I:228
 Transmissionselektronmikroskop I:125
 Transport og opbevaring af prøver I:58
 Transport af luft I:211
 Triboelektriske serier I:88
 Tridymit I:122
 Tæpper I:162
 - støv i I:165
 Tågegenerator I:151

U

Uddannelse I:10
 Udsugning af luft I:195
 - mekanisk I:211
 Udsugningssystemer I:211
 Underhov I:216
 UNIFAC I:38

Unødighedsbegrebet
I:10
UV/VIS-spektroskopi
I:74

V

Vaskeflasker I:56
Vedligehold I:180
Ventilation, almen
I:201
- effektivitet af I:229
- måling af I:223
Ventilationsanlæg,
check af I:123
Ventilationskrav, krav-
specifikation I:198
- valg af indblæsnings-
system I:198
- valg af udsugningssy-
stem I:198
- valg af ventilationsprin-
cip I:198
- zoneopdeling I:198
Ventilationsluft I:153
Ventilationsprincip I:200
Ventilationsrate I:95
Visualisering I:151,162
Vitalkapacitet I:94,95
Volumenstrøm, nød-
vendig I:200
Volumenstrømsmåling
I:65
Volumenstrømsregule-
ring I:51
Volumenvægtet diame-
terfordeling I:92

Volumenækvivalente
diameter I:85
Vurderingsværktøjer
I:187
Vægstråle I:193
Væskechromatografi
I:77

W

Wipe test I:163

X

XAD I:54

Y

Ydeevne, dokumentati-
on af I:70

Æ

Ækvivalent luftskift
I:153

Å

Åbne bade I:218
Åndedrætsdybde I:94,95
Åndedrætsfrekvens I:95

**Basisbog i
Teknisk Arbejdshygiejne
Bind I-II**

Bind I omhandler produktionsprocesser, gasser, dampe, støv og mikroorganismer samt hudforurening. Desuden beskrives kildestyrke, substitution og ventilation.

Bind II (udkommer ultimo 1996) omhandler termiske faktorer, støj, vibration, stråling samt belysning. Desuden gennemgås metoder til eksponeringsvurdering, indeklima, generelle arbejdspladsvurderinger, personlige værnemidler og belastning af miljøet. Endelig gennemgås planlægning og projektering.

