

Kulkonsekvensundersøgelse

Luftforureningsmæssige konsekvenser af kulfyring på danske kraftværker

DELRAPPORT, SÆT 4

Bengtsson, J. og Skov P.
Sundhedseffekter af luftforurening med specielt
henblik på kulfyring
April 1980

Jensen, A. Ottar
Sundhedsmæssige effekter af en øget kulfyring
på danske kraftværker
En introduktion til udvalgte områder af
virkningen af luftforureningen
Miljøstyrelsen, december 1980

Christensen, N.
Miljøeffekter af en øget kulfyring på
danske kraftværker
Miljøstyrelsen, december 1980

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K

December 1980

MILJØEFFEKTER AF EN ØGET KUL-
FYRING PÅ DANSKE KRAFTVÆRKER.

Cand. scient.
Niels Christensen
Miljøstyrelsen
Økologisk-hygienisk kontor.

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K

Indholdsfortegnelse

Side

1.0	<u>SPORELEMENTER</u>	
1.1	<u>Transport, omdannelse og akkumulering</u>	1
	<u>af sporelementer i det ydre miljø</u>	
	Indledning	1
	Atmosfærisk nedfald	1
	Transport i det terrestriske miljø	2
	Transport i det akvatiske miljø	4
	Biologisk transport og omdannelse	4
1.2	<u>Effekter af metaller. Vejledende værdier for</u>	4
	<u>en acceptabel tilførsel af metaller til jorden.</u>	
1.3	<u>Elproduktionens bidrag til depositionen</u>	9
	<u>af sporelementer.</u>	
	Nuværende emission. Prognoser	9
1.3.1	Den regionale påvirkning	11
	Samlet vurdering	14
1.3.2	Den lokale påvirkning	16
	Samlet vurdering	19
2.0	<u>GASFORMIGE FORURENINGER</u>	21
	Indledning	21
2.1	Effekter af SO ₂ . Vejledende grænseværdier	21
2.2	Effekter af NO _x . Vejledende grænseværdier	23
2.3	Effekter af nedbørens forurening	24

	Side
2.4 Elproduktionens bidrag til immisionen af gasformige forureninger.	25
Nuværende emission. Prognoser.....	25
2.4.1 Den regionale påvirkning	26
Nedbørens forsuring	26
SO ₂ og NO _x .Effekter på vegetationen	28
Samlet vurdering	29
2.4.2 Den lokale påvirkning	30
SO ₂	31
NO _x	31
Litteraturliste	33

1.0 SPORELEMENTER

1.1 Transport, omdannelse og akkumulering af sporelementer i det ydre miljø.

Indledning

Sporelementer, herunder tungmetaller emitteres fra kulfyrede kraftværker overvejende på partikelfasen. Stofferne As, Cd, Cu, Pb, Se, Zn og tildels Cr og Ni, optræder under forbrændingen i gasfase og kondenseres eller adsorberes senere til flyveaskepartikler. Dette forhold medfører at disse elementer opkoncentreres på de mindste partikler med et stort specifikt overfaldeareal.

Visse stoffer kan desuden emitteres på dampfasen. Dette gælder specielt Hg, men også for As, Se og til dels Cd.

Det skal bemærkes, at vurderinger af stoffernes miljøeffekter kræver informationer om emitterede mængder, transport og deponering i miljøet, samt oplysninger som tilgængelighed, akkumulering og akut eller kronisk toksicitet over for kritiske organismer eller -miljøer (økosystemer). Specielt i forbindelse med sidstnævnte kategorier af informationer vil det være nødvendigt med oplysninger om metallernes kemiske tilstandsform i partikelfasen samt graden af opløselighed og dermed tilgængelighed. Dog har man i de fleste undersøgelser alene fokuseret på simple bestemmelser af den totale koncentration i partikelfasen, - hvilket vanskeliggør en rimelig eksakt vurdering af forureningsrisikoen.

Ud fra kendskabet til koncentrationer af metaller i røgstøv og de hidtil kendte potentielt mulige miljøeffekter vil hovedvægten i de følgende afsnit lægges på metallerne As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se og V. Dog skal det bemærkes, at den eksisterende viden om især As, Se, Mo er meget begrænset.

Atmosfærisk nedfald

De partikelbundne metaller deponeres på jord og vandoverflade som "våddeposition" med regnen og som "tørdeposition".

Tørdepositionsprocessen består dels af et støvfald (sedimentation) af partikler større end ca. 10 μm og dels af en afsætning af mindre partikler på jord og vegetationsflader gennem en filtrering af luften eller ved diffusion og absorption af små partikler og gasser til overfladerne. Våddepositionsprocessen er vigtigst for partikler mindre end ca. 10 μm .

Transport i det terrestriske miljø

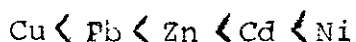
Partikelbundne metaller deponeres på jordoverfladen enten direkte, eller indirekte via afsætningen på planteoverflader og nedbrydningen af døde plantedele. Metallerne i jorden vil enten fixeres i de øverste jordlag, optages i planterne eller udvaskes til overfladevand eller grundvand.

Metallernes videre transport og toksicitet i rodzonen vil afhænge af de akkumulerede mængders tilgængelighed. Tilgængeligheden vil afhænge af stoffernes kemiske egenskaber, jordbundstypen, den biologiske aktivitet og faktorer som temperatur og nedbør. Jordbundsforholdene er vigtige faktorer, og som en hovedregel kan det anføres, at metallernes tilgængelighed alt andet lige vil stige ved,

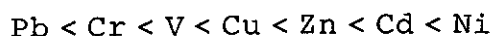
- stigende surhedsgrad eller faldende basemætning,
- faldende kationkapacitet
- faldende ler - eller humusindhold
- stigende sandindhold.

En undtagelse er vanadium, som bindes stærkere i jorden ved lavere pH.

Den relative plantetilgængelighed i jorden af metaller tilført fra atmosfæren kan angives med følgende rangorden efter en stigende tendens til optagelse: (K.Pilegaard 1979):



På basis af udvaskningsforsøg med uforurenede jorder kan der opstilles følgende relative rangorden efter en stigende tendens til udvaskning:



Det kan i nogenlunde overensstemmelse med disse resultater konkluderes, at Pb, Cr og Cu bindes stærkt i jorden, hvorimod Cd, Ni og Zn bindes relativt svagt.

Undersøgelser over den relative betydning af det lufttransporterede bidrag og jordens bidrag til planters metaloptagelse er udført for enkelte stoffer på 2 plantearter i Danmark. Hovedresultatet var, at Pb og Cu næsten udelukkende blev optaget fra luften gennem våd- eller tørdeponering. Af Ni-indholdet stammede en mindre del fra jorden. Af Cd-indholdet stammede en væsentlig del fra jorden.

I terrestriske miljøer er jorden således det vigtigste reservoir for metallerne. For de opdyrkede områder, som udgør mere end 70% af landets areal, indgår metallerne i et åbent kredsløb, hvor det atmosfæriske nedfald er en blandt flere væsentlige kilder. Tungmetaller tilføres således yderligere som urenheder i handelsgødning og gennem udbringning af staldgødning. Endelig sker der en bortførsel af stofferne gennem høstning af afgrøderne og udvaskning og nedsivning til grundvandet.

Det lufttransporterede bidrags betydning for den langsigtede akkumulering i jorden vil således afhænge af betydningen og variationen af de øvrige faktorer. For de mere intensivt udnyttede uopdyrkede områder som f.eks. skov-arealerne, vil tungmetallerne typist indgå i et lukket kredsløb i cirkulation mellem jordbund og biomasse. Det atmosfæriske nedfald af metaller kan her være den eneste eksterne kilde og dermed af afgørende betydning for akkumuleringen.

Transport i det akvatiske miljø.

Metaller tilføres de ferske overfladevande med atmosfærisk nedfald, grundvand, drænvand, spildevand og gennem overfladeafstrømning. Den lufttransporterede metalmængde kan således have større eller mindre betydning alt efter variationen af de øvrige kilder. Det er gennem udenlandske undersøgelser blevet påvist, at det atmosfæriske nedfald i mange tilfælde er den væsentligste kilde for tilførslen af Pb, Zn, Cd og Hg til søer. Under danske omstændigheder er dette blevet påvist for Pb for enkelte søer som alene modtager tilløb af grundvand. (P.B.Heise, 1977)

I vandet vil metallerne som regel hurtigt blive adsorberet på opslemmede partikler, optaget i planktonorganismer eller bundet i sedimentet. Tilgængeligheden og frigørelsen af stofferne fra sedimentet vil ligesom for jordens vedkommende være stærkt styret af kemiske og fysiske faktorer i sedimentet som f.eks. pH, iltningforholdene samt kemisk- og biologiske omdannelser. Bundsedimentet udgør det største reservoir for metallerne, men kan, afhængigt af de kemiske forhold, fungere som metalkilde til de frie vandmasser.

Biologisk transport og omdannelse

Organismer kan optage forureningskomponenter fra deres fysiske omgivelser og fortynde, koncentrere, omdanne eller immobilisere dem. Biologisk transport, herunder transporten gennem flere led i en fødekæde kan være en vigtig proces af betydning for organismernes exponering for tungmetaller og toxiciteten af disse. Kvantitativt spiller denne biologiske transport imidlertid ofte kun en mindre rolle i totaltransporten af stofferne i terrestriske- og akvatiske miljøer. (van Hook 1979)

1.2 Effekter af metaller. Vejledende værdier for en acceptabel tilførsel af metaller til jorden.

Metaller kan påvirke vegetationen direkte gennem afsætning på eller optagelse i blade, samt indirekte gennem deposition og akkumulering i jorden, og efterfølgende rodoptagelse.

Metaller kan påvirke den mikrobielt betingede omsætning af organisk stof i jorden og hæmme mineraliseringen af kvælstof og fosfor.

Gennem optagelsen i planter kan væksten påvirkes, afgrødeudbyttet, samt kvaliteten af planterne betragtet som foder eller føde for henholdsvis husdyr og mennesker.

Ved vurderinger af acceptable eller kritiske tilførsler af metaller til opdyrkede arealer må følgende faktorer for hvert enkelt stof således tages i betragtning:

1. Forurening af jorden og effekter på den mikrobielt betingede stofomsætning.
2. Forurening af vegetationen og de primære toksiske virkninger på planter.
3. Forurening af vegetationen og den sekundære kontaminering af afgrøder.
4. Forurening af foder- og konsumafgrøder og de sekundære effekter på husdyr og mennesker.

Vejledende grænseværdier for tilførslen af metaller til jorden bør således principielt baseres på den kritiske effekt af et givent stof efter ovenstående model og under hensyntagen til de forskellige tilførselsveje.

Der bør lægges specielt vægt på de langsigtede effekter af en akkumulering i jorden. Det er således karakteristisk for jordmiljøet, i modsætning til luft- og vandmediet, at transport- og opholdstiden af metaller i jorden er ekstrem lang. Dette indebærer, at den akkumulerede effekt af en aktuel forureningsbelastning først viser sig stærkt tidsforsinket og ofte med irreversibile skader.

I tabel 1 er anført nogle vejledende værdier for en acceptabel tilførsel af sporstoffer med vandingsvand til landbrugsjorden ifølge et foreløbigt EF-direktivforslag om kvalitetskrav til vandingsvand. Værdierne angiver niveauer under hvilken der hverken akut eller på lang sigt skønnes at kunne opstå skadelige virkninger af en akkumulering i jorden på planter, husdyr eller indirekte på mennesker.

Tabel 1: Vejledende værdier for tilførslen af sporstoffer til landbrugsjorden med vandingsvand.(1)

	Vejledende værdi, mg/l	beregnet årlig tilførsel g/ha/år**
Arsen	0,1	100
Beryllium	0,05	50
Bor	0,5	500
Cadmium	0,01*	10
Krom	0,1	100
Cobolt	0,2	200
Kobber	0,2	200
Kviksølv	0,001*	1
Molybdæn	0,01	10
Nikkel	0,2	200
Bly	0,5	500
Selen	0,02	20

* Forslag til tilladelig maximal koncentration

** Beregnet på basis af normal vandingstilladelse på 100 mm.

1) Vejledning nr. 1 fra miljøstyrelsen, 1979. Planlægning af vandindvinding fra overfladevand.

Et tilsvarende kriteriegrundlag i forbindelse med en vurdering af miljøeffekter fra kul- og oliefyrede kraftværker, er benyttet i rapporten: "Environmental threat posed by trace elements from coal and oil combustion" udarbejdet af "Radion Corporation" 1977 for den amerikanske miljøstyrelse, EPA.

Foreslåede vesttyske grænseværdier for atmosfærisk nedfald af alene Pb og Cd er gengivet i tabel 2.

Tabel 2: Normer og vejledende værdier for tilførslen af kviksølv, cadmium og bly til dyrkede jorder med henblik på beskyttelsen af planter og dyreliv.

	Kviksølv g/ha/år	Cadmium g/ha/år	Bly g/ha/år
atmosfærisk nedfald* forslag til grænseværdi (Vesttyskland) 1)		9.	900
atmosfærisk nedfald* forslag til grænseværdi (EF-kommissionen) 2)		36	1800
tilførsel med vandings- vand (efter tabel 1)	1	10	500
maximal tilladelige til- førsel med slam. Finland	-	20	-
- - Norge	14	30	600
- - Sverige 1)	-	10	-

* omregnet fra enheden $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$.

1) K. Pilegaard 1980. 2) EF-kommissionen 1980

De foreslåede værdier er udarbejdet i 1978 af "TA Luft" (Technische Anleitung zur Reinhalt und der luft) og sigter mod en primær beskyttelse af konsum- og foderafgrøder samt sekundært en beskyttelse af dyr og mennesker. Til sammenligning er i samme tabel tillige anført nogle grænseværdier for tilførslen af Cd, Hg og Pb med spildevandsslam til dyrkede jorder.

Danske vejledende værdier eller normer for metalindholdet i jorden er ikke udarbejdet.

Tabel 3: Forslag til vesttyske grænseværdier for tolerabelt indhold af tungmetaller i dyrkede jorder med henblik på beskyttelsen mod plantetoksiske virkninger (1)

	Tolerabel koncentration		Normalkoncentration i Dansk landbrugsjord (2)	
	mg/kg	kg/ha**	mg/kg	kg/ha**
Arsen	20	50	4*	10*
Beryllium	10	25	-	-
Zink	300	750	27	68
Cadmium	3	7,5	0,25	0,63
Krom	100	250	12	30
Cobolt	50	125	-	-
Kobber	100	250	13	32
Kviksølv	2	5	0,05	0,13
Molybdæn	5	12,5	-	-
Nikkel	50	125	6	15
Bly	100	250	16	40
Selen	10	25	-	-
Vanadium	50	125	25	63

*Ikke-repræsentativ enkeltanalyse.

**0-20 cm af pløjelaget.

(1) K. Pilegaard 1980, efter A. Kloke 1980

(2) E.M. Mogensen 1980

I tabel 3 er for vesttyskland anført de tolerable koncentrationer i jorden for en række sporelementer. Værdierne er orienterende og sigter alene mod at beskytte dyrkede planter mod toksiske virkninger af stofferne. Som det fremgår af tabellen er koncentrationerne af de forskellige sporelementer i dansk landbrugsjord væsentlig lavere end de anførte tolerable koncentrationer. Dog

skal det specielt for Cd og Hg bemærkes, at en tolerabel koncentration på henholdsvis 3- og 2 ppm sekundært kan resultere i en forurening af konsumafgrøder som ud fra en sundhedsmæssig betragtning er uacceptabel.

Den kritiske toksiske effekt skønnes alene at være den plantetoksiske for følgende sporelementer enkeltvis eller i kombination: Cu, Zn og Ni. For kvæg og andre husdyr kan selen og molybdæn have en potentiel toksisk virkning.

Det må generelt vurderes, at de i tabel 1 - 3 anførte grænser for koncentrationer og tilførsler af sporelementer til dyrkningsjorden er baseret på et dårligt dokumenteret kriteriegrundlag. I mange tilfælde er de anførte værdier helt tentative, og det er generelt uklart om der skelnes mellem kritiske toksiske niveauer, et acceptabelt niveau eller en ønskelig kvalitet af eksempelvis dyrkningsjorden.

1.3 Elproduktionens bidrag til depositionen af sporelementer.

Nuværende emission. Prognoser.

For at kunne vurdere påvirkningen af kraftværkernes samlede emission vil det være nødvendigt at sætte denne i relation til emission og depositionen for andre kilder - herunder det fjerntransporterede bidrag. Denne sammenligning vanskeliggøres af at der kun foreligger yderst begrænsede oplysninger på nationalt niveau om emissionen og spredningen af sporelementer.

Nationale oversigter over emissionen af metaller til atmosfæren findes kun tilgængelige for bly (U. Torp 1980), Cadmium (MST's Cd-rapport 1980) og kviksølv (MST's Hg-rapport 1978).

Af en samlet Pb-emission i 1977 på 1088-1143 tons kunne 85-90% tilskrives bilernes afbrænding af blyholdigt benzin, hvorimod elværkernes afbrænding af kul og olie kun bidrog med ca. 1 %.

Af en samlet cadmiumemission ligeledes i 1977 på ca 5 tons bidrog afbrændingen af kul og olie med ca 28% eller ca 1.4 tons.

En del af denne mængde stammer ikke fra el-produktionen men må tilskrives - rum- og boligopvarmning.

Benyttet Dansk kedelforenings beregning for Cd-emissionen for 1980 fra hele el-produktionen som grundlag, er kraftværkernes bidrag kun ca 0,28 tons eller ca 7%, - et tal, der vil falde til ca.5% i 1989, beregnet på basis af kedelforeningens prognoser for emissionsudviklingen i 80'erne (tabel 4), og under forudsætning af, at de øvrige kilder er konstante.

Den totale kviksølvemission til atmosfæren blev i 1978 opgjort til ca. 10 tons. Afbrænding af kul og olie bidrog med ca. 1 tons eller ca. 10%. Ca. 800 kg eller 80% af det ene tons skønnes alene at stamme fra afbrænding af kul. I 1980'erne skønnes elproduktions bidrag til emission at vokse til ca. 17% (tabel 4) under forudsætning af uændret emission for de øvrige kilder.

For de øvrige sporelementer foreligger der ikke samlede emissionsopgørelser. Dog skal det nævnes, at emissionen fra kraftværkerne af crom, kobber, nikkel, (vanadium) Arsen og selen forventes at være mindre i 1989 end i udgangsåret 1980, som det fremgår af kolonne 1 og 2 i tabel 4. Faldet forventes at blive mest markant for nikkel og vanadium, idet emissionen af disse metaller pr. energienhed er størst ved oliefyring.

Emissionen af metallerne cadmium, zink, crom, Arsen og selen er størst med kulfyring men forventes alligevel at falde svagt totalt, på trods af det forventede større kulforbrug i 1989. Når dette bliver tilfældet skyldes det primært at elproduktionen ved udgangen af 80'erne skal baseres på nye og ombyggede værker, og at der fra disse anlægstyper vil blive etableret elektrofiltre med væsentlig bedre rensningseffekt end eksisterende ældre filtretyper (Dansk Kedelforening, 1980). Eneste væsentlige undtagelse er kviksølvemissionen som vil stige gennem 80'erne. Kviksølv emitteres primært i gasfase, og tilbageholdes således ikke så effektivt i filtrene som de partikelbundne metaller.

Tabel 4: Sporstofemissionen fra el-produktionen i 1980-89, samt 1980-emissionen anslåede bidrag til baggrundsområdernes belastning.

	Emission, 1980*	tons/år 1989*	Atmosfærisk nedfald, tons/år**	1980-bidrag ⁺ %
Cadmium	0,28	0,19	8,6	0,5
Crom	2,42	2,38	26	1,4
Kobber	0,95	0,76	90	0,2
Nikkel	3,99	1,50	52	1,2
Bly	1,39	0,90	600	0,04
Kviksølv	0,94	1,41	1,7	(8,3)
Arsen	0,73	0,48	22***	(0,5)
Selen	0,07	0,05	-	-

* Dansk Kedelforening 1980, middelemissionsværdier vægtet efter forventet belastningsfordeling mellem nye- og ombyggede anlæg i forhold til alle øvrige anlæg. Emissionsfaktorerne fra Studstrupværket blok 1 antages at repræsentere sidstnævnte type anlæg, og emissionsfaktorerne fra Vestkraft blok 2 at repræsentere nye- og ombyggede anlæg.

** Beregnet ud fra et samlet landareal på 4,3 mill. ha. Atmosfærisk nedfald er baggrundsdepositionen (tragtopsamlet nedfald) ifølge tabel 5.

*** Svensk baggrundsdata ifølge "Energi Hælsa Miljø SOU 1977"
+ 1980-emissionens bidrag til nedfaldet er reduceret til 15% idet det antages at 85% enten deponeres i elværkernes umiddelbare nærhed, deponeres over vandarealer samt fjerntransporteres.

1.3.1 Den regionale påvirkning.

I tabel 4 er elværkernes bidrag til totalnedfaldet af metaller for det danske landområde forsøgt angivet. Nedfaldsberegningerne er foretaget på basis af målinger af det tragtopsamlede nedfald i danske baggrundsområder ifølge tabel 5. Denne metode underestimerer tørdepositionen, og da depositionen over vand og de særligt belastede by- og industriområder ikke er medtaget er der således tale om minimumstal.

Elproduktionens bidrag til depositionen af metaller i baggrundsområderne (landdistrikterne) antages at udgøre 15% af den totale emission i 1980, idet det antages at 85% primært deponeres over vandarealer eller fjerntransportens.

Hvor sandsynlig denne bidragsandel er, kan illustreres ud fra følgende overslag og beregninger:

Ifølge U. Torp 1980 vil svovldepositionen for alle landets kraftværker integreret over stor afstand (50 km) i 1980 sandsynligvis udgøre mellem 15- og 20% af den totalt emitterede svovlmængde. Af denne andel vil igen en ikke uvæsentlig mængde deponeres over vandarealer.

Sveriges meteorologiske og hydrologiske institut (SMHI 1980) har for Vendsysselværket beregnet, at den integrerede deposition over store afstande (50 km) for partikelfraktionen $1.5 - 10\mu\text{m}$ udgør ca. 20%. For Studstrupværket er det fundet, at mediandiameteren for de partikelbundne metaller Zn, As, Se, Cd og Pb ligger inden for dette interval, idet mediandiameteren ved oliefyring er $5.7\mu\text{m}$ og ved kulfyring $5\mu\text{m}$. Mediandiameteren for Cr, Ni, og V og Cu ligger ligeledes inden for intervallet.

Et anslået depositionsbidrag af størrelsesorden ca. 15% skønnes således at være en rimelig antagelse for eksisterende kraftværker men er formentlig for højt for nye værker med højere skorstene og med et mere effektivt filterudstyr som i relativ højere grad vil tilbageholde de større partikler.

Den væsentligste usikkerhed knytter sig til bestemmelser af emissionen og deponeringen af kviksølv i gasfasen. Der findes i litteraturen ikke pålidelige oplysninger om deponeringen af Hg, en bestemmelse som i høj grad vanskeliggøres af at metallisk kviksølv vil re-emmitteres fra jordoverfladen.

Samlet må det for de øvrige metaller konkluderes, at energiproduktionens bidrag til baggrundsbelastningen i Danmark er af helt uvæsentlig betydning, idet bidraget skønnes at være af størrelsesorden 1% eller mindre.

Det fjerntransporterede bidrag til depositionen i landdistrikterne kan ikke kvantificeres. Dog har det kunnet godtgøres (Palmgren og Torp, 1980, Hovmand, 1977) at mere end 90% af depositionen af Pb, Cd, Cu og Zn er af antropogen oprindelse og at nedfaldet af disse metaller var signifikant større i de sydøstlige dele af landet i forhold til de nordvestlige dele. Dette indikerer at nedfaldet af metallerne i væsentlig grad stammer fra kildeområder syd for Danmark.

En lignende konklusion drages af Pilegaard et al. 1979 på basis af undersøgelser af metalindholdet i plantemateriale fra mosser og lav'er indsamlet i en landsdækkende undersøgelse. Koncentrationen af Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V og Zn antages at afspejle den regionale deposition af disse metaller og det påvises, at koncentrationen er ca. 50% større i de sydøstlige dele af Danmark i forhold til de nordvestlige dele.

Andre kilders betydning for belastningen af Danmarks landbrugsareal i forhold til det atmosfæriske bidrag fremgår af tabel 5.

Tabel 5: Tungmetalbalancer for Danmarks landbrugsareal (1)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Total tilførsel g/ha/år*	6,8	35	351	50	156	691	2,4
atmosfærisk nedfald g/ha/år	2,0	6	21	12	140	226	0,4 ⁺⁺
-"- % af total	29	17	6	24	90	33	17
Total fraførsel** g/ha/år	1,6	8,8	58	3,2	12	302	0,5
Akkumulering, g/ha/år	5,2	26	293	47	144	389	1,9
Fordobling af pløjelagets indhold, antal år.	110	1100	110	300	300	170	70

* Tilførsel med kunstgødning, staldgødning, atmosfærisk nedfald.

**Fraførsel med afgrøder, nedsivning, fordampning (Hg)

+ M. Hovmand 1977

++Isotopcentralen 1979.

(1) E.M. Mogensen 1980.

Som det ses er det atmosfæriske bidrag af Pb dominerende med en andel på ca. 90% af totaltilførslen. Depositionen af Cu er af underordnet betydning i forhold til de øvrige kilder, hvorimod depositionen af metallerne Cd, Cr, Ni, Zn og Hg er af ikke uvæsentlig betydning, idet bidraget er af størrelsesorden 20 - 30%.

Det fremgår af tabellen at den samlede tilførsel er større end fraførslen og at metallerne således med tiden akkumuleres i jorden. Fordoblingstiden i jorden er beregnet på basis af det gennemsnitlige indhold i pløjelaget (tabel 3).

Det må generelt vurderes at selv en fordobling af jordens metalindhold næppe vil medføre en registrerbar påvirkning af jorden betragtet som vækstmedium. Ændringer i jorden af en øget planteoptagelse og de heraf afledte sundhedsmæssige virkninger, vil afhænge af de enkelte metalleres tilgængelighed i jorden. For cadmium kan det nævnes (MST' cadmiumrapport 1980) at planternes optagelse af Cd vil vokse proportionalt med jordkoncentrationen og at en fordobling over en 100-års periode alt andet lige, signifikant vil øge gennemsnitsdanske total daglige indtagelse af cadmium. Kviksølv er sundhedsmæssigt såvel som økologisk et andet potentelt kritisk metal. Fordoblingstiden i jorden er tilsyneladende relativ lav ifølge tabel 5, men der er væsentlig usikkerhedsmomenter i forbindelse med bestemmelsen af denne størrelse, idet Hg som tidligere nævnt, kan reemitteres fra jordoverfladen og der kun foreligger enkelte ikke-repræsentative målinger af størrelsesordenen af denne afgasning.

Samlet vurdering

Emissionen til atmosfæren af cadmium, crom, kobber, bly, arsen og selen fra kraftværkernes energiproduktion forventes at falde svagt i den kommende 10-års periode. Emissionen af Vanadium og Nikkel forventes at falde markant idet emissionen af disse metaller pr. energienhed er størst ved oliefyring, der i forbindelse med energiproduktionen vil falde i relativ betydning. Derimod antages det at emissionen af kviksølv i samme periode næsten vil fordobles.

Det danske landbrugsområde udgør med en arealandel på ca. 70% det primære mål for en miljømæssig vurdering, - set i et regionalt perspektiv.

Den totale tilførsel til landbrugsjorden af metallerne Cd, Cr, Ni, Pb, Zn og Hg er idag større end den samlede fraførsel. Det atmosfæriske bidrag til denne tilførsel er af ikke uvæsentlig betydning idet bidraget er af størrelsesordenen 20-30%, - for Pb's vedkommende dog ca. 90%. Energiproduktionens bidrag til det atmosfæriske nedfald kan ikke exakt beregnes, men det anslås til at være af størrelsesordenen 1% eller mindre for metallerne Cd, Cr, Ni, Cu og Pb.

Bidraget til nedfaldet er således af helt uvæsentlig betydning - uafhængigt af de pågældende metaller potentielle miljøeffekter iøvrigt.

Der savnes generelt viden om totalemission og depositionen af arsen og selen. Det er således ikke muligt på nuværende tidspunkt at vurdere eventuelle effekter.

Det fjerntransporterede bidrags betydning for metaldepositionen kan ikke kvantificeres. På basis af direkte og indirekte målte regionale forskelle i nedfaldet antages det dog at fjerntransporten er af væsentlig betydning for nedfaldet af Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V og Zn.

Kviksølv adskiller sig fra de ovennævnte metaller ved at emissionen og spredningen finder sted på gasfasen. Afbrænding af kul er en væsentlig enkeltkilde til det atmosfæriske kviksølv, såvel nationalt som globalt betragtet. Kviksølvs potentielt toksiske virkninger er veldokumenterede og enhver øgning af det ydre miljøes kviksølvbelastning er derfor uønsket, vurderet ud fra såvel en sundhedsmæssig som en økologisk synsvinkel. Kviksølv kan re-emitteres fra jordoverfladen til atmosfæren, men en del kan blive immobiliseret i jorden gennem binding til organisk materiale.

I det akvatiske miljø kan kviksølv ligeledes blive immobiliseret i sedimentet, men kan gennem en metylering transformeres til en mere tilgængelig og toksisk forbindelse.

1.3.2 Den lokale påvirkning

Vurderingen i dette afsnit af lokalpåvirkningen omkring det enkelte kraftværk er baseret på sprednings- og depositionsregningerne for Amagerværket og Vendsysselværket ifølge SMHI 1980 og U. Torp 1980, under indfyring med fuelolie og polske kul. Dog er der som et regneeksempel gennemført en depositionsregning hvor metalindholdet i kullene arbitrært er øget med en faktor 3 i forhold til indholdet i polske kul. Vurderingen af påvirkningen er ikke foretaget på basis af de aktuelle forhold omkring værkerne, men er foretaget uafhængigt af værkerens geografiske placering.

Tabel 6 Depositionen af metaller i landdistrikter og København, samt intervaller for beregnede depositionsverdier for Amagerværket. Værdier for Vendsysselværket fås ved multiplikation med faktoren 0,814. Intervallerne angiver depositionen i g/ha/år i henholdsvis 2-5 km's afstand for den mest belastede sektor, og ca. 50 km's afstand fra værket.

	Atmosfærisk nedfald		Beregnet nedfald		
	Baggrund	København**	Kulfyring		Oliefyring
			Eksempel 1	Eksempel 2	
Cadmium	2,0	5,8	0,24-0,001	0,72-0,003	0,06-0,001
Crom	6	-	7,7 -0,03	23,0 -0,09	-
Kobber	21	97	2,3 -0,009	6,9 -0,027	1,35-0,005
Nikkel	12	18	7,3 -0,03	21,9 -0,09	71 -2,8
Bly	140	346	4,9 -0,02	14,7 -0,06	1,9 -0,007
Arsen	5	-	1,25-0,005	3,75-0,015	0,16-0,001
Vanadium	13**	40	6,8 -0,03	20,4 -0,09	231 -0,9
Zink	226	510	18,9 -0,07	56,7 -0,21	4,5 -0,018

* efter tabel 4 og 5. ** M. Hovmand 1976

Eksempel 1. Indfyring med polske kul med et metalindhold som angivet i tabel 7, og med anvendelse af emissionsfaktorer for Studstrupværket.

Eksempel 2. Som eksempel 1, men metalindholdet i kullene arbitrært øget med en faktor 3.

Intervalleret for beregnede depositionsverdier for udvalgte metaller fremgår af tabel 6. Intervallerne angiver depositionen nær værket og depositionen i en afstand af ca. 50 km. Til sammenligning er anført den regionale baggrundsdeposition og nedfaldet i København.

Tabel 7 metalindholdet i polske kul samt variationen i kulprøver fra danske kraftværker fra følgende producentlande: Kina, Columbia, Vesttyskland, Sydafrika, Polen og Australien.

	Metalindhold i kul, mg/kg (ppm)	
	Polske kul ⁺	variation ⁺⁺
Cadmium	1,0	1 - 9
Crom	9,0	5 - 21
Kobber	23	9 - 66
Nikkel	13,5	7 - 30
Arsen	5,3	3 - 20
Vanadium	41	0 - 64
Zink	84	37 - 140

⁺Dansk kedelforening 1979. Beregnet efter bilag 7.11.2 og 8.3.1

⁺⁺Dansk kedelforening 1980. bilag 5.1.1.

Beregningen af depositionen af metaller ved indfyring med kul med et relativt højt metalindhold er foretaget for at simulere en maksimal belastningssituation, idet metalindholdet i kul kan variere betydeligt ikke blot mellem de forskellige producentlande men også inden for samme lokale kulforekomst. Variationen i kul fra danske kraftværker fremgår af tabel 7.

Det fremgår af tabel 6 eksempel 1 at kraftværkernes bidrag ved kulfyring i forhold til baggrundsdepositionen er uden betydning for metallerne Cd, Cu, Pb og Zn. Depositionen af Cr er af samme størrelsesorden som baggrunden. Depositionen af V ved oliefyring kan nå op på næsten 20 gange baggrunds niveauet og for Ni 6 gange.

Selv om depositionen af disse to stoffer ved kulfyring er langt mindre, kan de dog i nærzonerne give et væsentligt bidrag til den samlede deposition. Ved fyring med kul med et højt metalindhold (eksempel 2) er Ni og V bidraget således af samme størrelsesorden som baggrunden, og med hensyn til Cr en faktor 3 større.

Cd-bidraget kan ved fyring med kul med højt metalindhold nå op på ca. 36% af baggrundsnefaldet. Dette bidrag ligger dog inden for rammerne af den "naturlige" variation af nefaldet, der er registreret i danske landdistrikter (MST's Cd-rapport 1980).

Et maksimalt As-nefald på knapt 4 g/ha er af samme størrelsesorden som den i tabel 6 anførte svenske baggrundsværdi på 5 g/ha. Der savnes dog generelt information om spredning, deposition og koncentrationsniveauer for As under danske forhold.

Sammenlignes de maksimale belastninger for alle stoffer ved de forskellige alternativer med de foreståede grænseværdier efter tabel 1 og 2 ses det, at alle bidrag ligger væsentlig under de anførte grænser for tilførslen til landbrugsjorden.

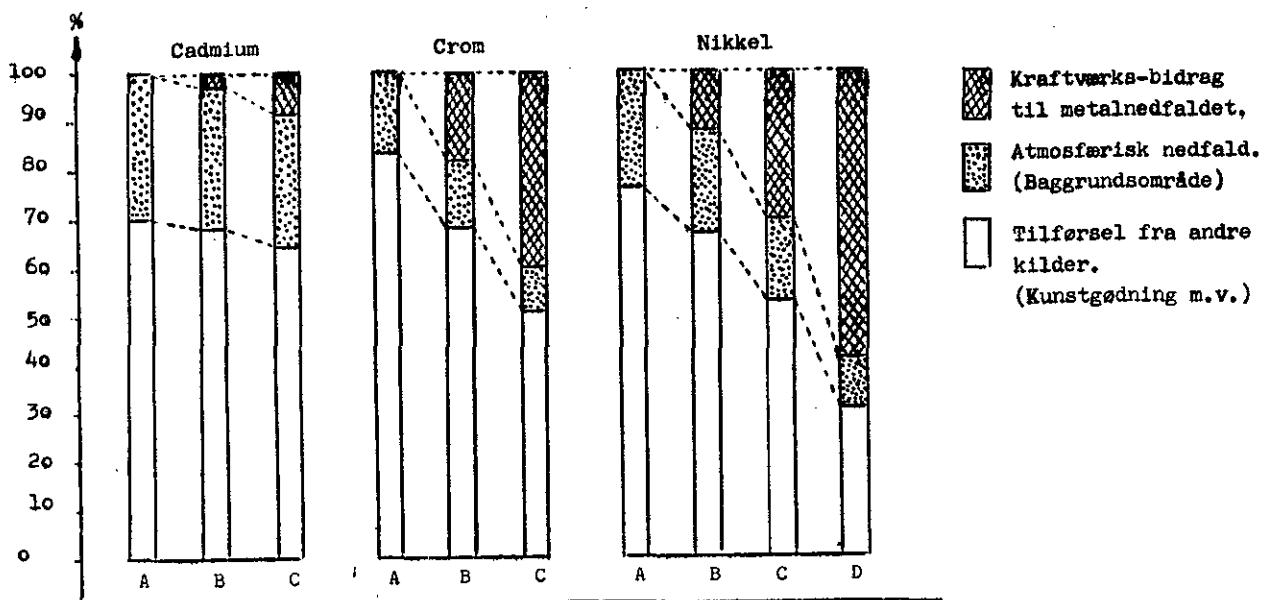


Fig. 1. Kraftværkers relative bidrag til landbrugsjordens metaltilførsel i nærzonerområdet. A: referenceområdets normalbelastning, B og C: Kulfyring med henholdsvis "normalt" og højt metalindhold, D: oliefyret kraftværk. Beregningerne er foretaget på basis af tabel 5 og -6.

På fig. 1 er anført kraftværkernes relative bidrag af Cd, Cr og Ni til totaltilførslen til landbrugsjorden. Disse metaller er

udvalgt idet de alene på basis af en kvantitativ betragtning bør gøres til genstand for en mere detaljeret vurdering. Ved fyring med kul med højt metalindhold vil det atmosfæriske nedfald være den dominerende enkeltkilde for Cr og Ni. For Ni's vedkommende er der dog tale om en halvering i forhold til oliefyring. Cd's bidrag skønnes at være af uvæsentlig betydning.

Samlet vurdering

Ved fyring med "normale" kul (polske kul) vil der næppe, selv set i et meget langt perspektiv, kunne registreres uønskede påvirkninger, for så vidt angår Cd, Cu, Pb og Zn.

En tilsvarende konklusion gælder for Cd ved fyring med kul med et højt metalindhold idet depositionsbidraget ikke er større end hvad der kan tilskrives regionale forskelle i nedfaldet i danske landdistrikter.

Fordoblingstiden af crom i dansk landbrugsjord er meget lang og af størrelsesorden 1100 år. En 4-dobling af depositionen i en maximal belastningssituation indebærer, teoretisk, at fordoblingstiden falder til ca. 600 år. Selv en fordobling af koncentrationen i jorden vil imidlertid næppe medføre registrerbare toksiske effekter på vegetation eller jordbund, omend der er tale om en uønsket ændring af jordkvaliteten.

En tilsvarende vurdering gælder for Ni. En fordobling af nedfaldet vil teoretisk ændre fordoblingstiden i jorden fra ca. 300- til 200 år.

Det skal understreges at ovennævnte vurdering er baseret på en hypotetisk situation og at det for eksisterende kraftværker næppe er realistisk at anlægge en tidshorisont på mere end 30-40 år.

Depositionen af Vanadium ved oliefyring forventes at medføre en væsentlig stigning af jordkoncentrationen i forhold til en kulfyret situation. V virker stærkt hæmmende på omsætningshastigheden af organisk stof i jorden, og dermed hæmmende på mineraliseringen af næringssaltene. V er et potentielt kritisk stof især for de naturlige økosystemer idet opdyrkede jorder tilføres næringssalte med handelsgødninger.

Ved kulfyring med højt metalindhold vil depositionen af Cr, Ni og As antagelig medføre en øget afsætning på vegetationsoverfladen og dermed et øget indhold i konsum- og forderafgrøder.

Den sundhedsmæssige betydning af dette forhold er uklar, men vil bl.a. afhænge af den kemiske forbindelse af disse metaller på partikulær form, idet visse former af Cr, Ni og As er relativt toksiske og kræftfremkaldende.

Det skal dog understreges, at det samlede nærzoneområde omkring landets ca. 20 kraftværker, afgrænset af en radius på 2 - 5 km fra det enkelte værk, er af marginal betydning i forhold til et samlet landbrugsareal på ca. 3 mill ha.

Se og Hg er af potentiel interesse set udfra såvel en sundhedsmæssig som en økologisk synsvinkel. Der eksisterer imidlertid ikke et datagrundlag som muliggør en nærmere vurdering.

2.0 Gasformige forureninger

Indledning

De vigtigste gasformige komponenter som emitteres fra kulfyrede kraftværker er SO_2 og NO_x (NO og NO_2).

SO_2 og NO_x kan i atmosfæren oxideres til stærke syrer som svovlsyre og salpetersyre og herved øge nedbørens indhold af disse syrer.

Kvælstofoxiderne deltager i atmosfæren også i de såkaldte fotokemiske processer. Under indvirkning af sollys og kulbrinter kan der således dannes sekundære forureningskomponenter som ozon (O_3) og peroxyacetylnitrat (PAN), der begge er stærkt oxiderende gasser.

De sekundært dannede syrer og oxidanter vil som regel først blive dannet langt fra emissionsstedet. De potentielle forureningsproblemer er derfor som oftest af regional art og vanskelige at associlere til enkeltkilder.

Effekter af de gasformige forureninger på vegetationen kan opdeles i akutte, kroniske og egentlige landtidspåvirkninger. Akutte effekter er typisk visuelle bladskader som opstår ved relativt korte exponeringstider ved høje koncentrationer. Kroniske effekter opstår når planter gennem en hel vækstperiode eller over flere år exponeres med relativt lave koncentrationer. Kroniske effekter manifesterer sig ikke nødvendigvis som visuelle skader men kan typisk være væksthæmninger som resulterer i en nedsat planteproduktion.

Langtidspåvirkninger associeres normalt til effekter på hele samfund (økosystemer). Som eksempel kan nævnes effekter af sur nedbør på terrestriske og akvatiske samfund.

2.1 Effekter af SO_2 . Vejledende grænseværdier.

Plantearter og forskellige varieteter af samme art, udviser meget forskellig følsomhed overfor SO_2 .

Blandt lav-arterne findes nogle af de mest følsomme planter. Det kan således nævnes at 2 arter som forekommer her i landet, forsvinder i områder hvor den gennemsnitlige SO_2 -koncentration er større end ca $40\text{--}50 \text{ g/m}^3$ (Ramkær et al 1978).

Blandt de højere planter er dyrkede arter mere følsomme end vilde.

På planter af spinat er der registreret et udbyttefald ved en middelmiddelt koncentration i vækstperioden på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men med spids-værdier på mere end $2500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2% af perioden (Prinz og Brandt 1980).

På arter af slægterne gran og fyr blev der registreret skader ved en middelmiddelt koncentration på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i vækstperioden men med spids-værdier på kun $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2,5% af tiden.

Nåletræsarterne af slægten gran hører til de mest SO_2 -følsomme af de højere planter. Der er således registreret skader på nålene (chlorose) ved en SO_2 -koncentration på kun $25-40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved en exponeringsperiode på flere år (Prinz og Brandt 1980, efter Materna, 1972).

tabel 8 Foreslåede maximumkoncentrationer af SO_2 med hensyn til beskyttelsen af planter i Tyskland. Værdier i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Middel koncentration			
	år	vækst-sæson	½times-værdier ikke overskridende procent af tid	
			2.5%	5%
1. <u>Mest følsomme planter:</u> arter af slægterne: Abies, Picea, Juglans Ribes Trifolium, Medicago	60	50	250	220
2. <u>Følsomme planter:</u> arter af slægterne Picea, Pinus, Larix, Tilia, Fagus, Malus, Hordeum, Avena, Secale, Triticum	90	80	400	350
3. <u>Mindst følsomme planter:</u> arter af slægterne Acer, Alnus, Populus, Quercus, Prunus, Rosa, Solanum, Zea, Vitis, Beta Brassica, samt arter af familien Liliaceae	130	120	600	530

K. Pilegaard 1979, efter Knabe 1976

I tabel 8 er anført nogle VDI foreslåede grænseværdier til beskyttelse af vegetationen i Vesttyskland (K. Pilegaard 1979 efter Knabe 1976). Grænseværdierne udelukker ikke nødvendigvis skadevirkninger i alle tilfælde. Under normale vækst- og miljøforhold iøvrigt, skønnes det dog at vegetationens økonomiske og økologiske funktioner kan opretholdes.

Endelig skal det understreges at de anførte grænseværdier ikke tager højde for de kombinerede virkninger af flere gasser som forekommer samtidig med SO_2 .

2.2 Effekter af NO_x . Vejledende grænseværdier.

Experimentelle undersøgelser over kvælstofoxidernes effekter på planter viser at NO_2 er den mest toksiske af oxiderne. Luftkvalitetskriterier og standarder for NO_2 til beskyttelse af vegetationen, sikrer dermed også mod effekter af NO og andre oxider.

NO_2 forårsager bladskader som minder om SO_2 -effekter, - dog er det fundet at NO_2 er omkring 1 - 5 gange mindre toksisk end SO_2 (I. Smith, 1980), afhængig af plantearten.

Kriteriegrundlaget for fastsættelse af NO_2 -standarder til beskyttelse af vegetationen er behandlet i en publikation fra det vesttyske indenrigsministerium i 1978 (efter I. Zmith, 1980). En koncentration på $0,35 \text{ mg/m}^3$ som middelværdi over vækstperioden betragtes som en maximal acceptabel koncentration for følsomme arter. Meget følsomme arter bør ikke exponeres for mere end $0,25-0,30 \text{ mg/m}^3$ målt som aritmetrisk middelværdi over vækstperioden. Spidsværdier målt som $\frac{1}{2}$ -times værdier på $0,6 \text{ mg/m}^3$ skønnes ikke at forårsage alvorlige skader på planter.

Tabel 9 Foreslåede grænseværdier for NO_2 (mg/m^3) med henblik på beskyttelse af vegetationen. (1)

	1/2-times middelværdi	middelværdi over 7 mdr.
meget følsomme arter	4	0,250
følsomme arter	6	0,35
mindre følsomme arter	9	0,50

(1) B. Prinz og C.J. Brandt 1980.

I tabel 9 er anført en række foreslåede grænseværdier for NO_2 med henblik på en beskyttelse af vegetationen (Prinz og Brandt, 1980 - rapport udarbejdet for EF-kommissionen).

Prinz og Brandt understreger i gennemgangen af kriteriegrundlaget, at en vigtig bestemmende faktor for toksisiteten af NO_2 er den kombinerede virkning af flere gasser, specielt SO_2 men også O_3 .

I laboratorieforsøg, der dog næppe kan simulere de naturlige feltforhold, er det således påvist (I. Smith 1980), at $0,18 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ kombineret med $0,13 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3$ havde en væsentlig hæmmende virkning på væksten af græsser. Exponeringsperioden var 20 uger, og der blev registreret en vækstreduktion på 80%. Virkningen var synergistisk, hvilket vil sige at den kombinerede effekt var signifikant større end summen af effekter i forsøg med de enkelte gasser i samme koncentration.

Det må generelt konkluderes at der er undersøgelser som viser, at kvælstofoxiderne og ozon ikke blot udgør et sammenhængende kompleks i forhold til de fotokemiske processer i atmosfæren, de udgør også sammen med svovldioxyd, et samlet kompleks med hensyn til effekter på vegetationen, idet disse gasser når de forekommer sammen, kan have en gensidig forstærkende effekt på planter.

2.3 Effekter af nedbørens forsuring.

Regnvand alene i ligevægt med atmosfærisk kuldioxid, vil have en surhedsgrad med $\text{pH} = 5,6$. Dannelsen af svovlsyre og salpetersyre gennem en oxidation af SO_2 og NO_x har i de sidste 20-30 år resulteret i en surere nedbør i de nordøstlige dele af Nordamerika samt Vest- og Nordeuropa, hvor der i nedbørsrige områder ofte registreres en pH -værdi i nedbøren på 4,0 eller mindre.

Søer og vandløbs evne til at modstå en øge belastning med forsurende stoffer afhænger af vandets bufferkapacitet eller alkaliniteten, som er et mål for den samlede koncentration af opløste basisk reagerende stoffer. En indsnævring af bufferkapaciteten har i sig selv ringe effekt, men ved alkaliniteten 0 falder pH brat fra en værdi på ca. 5,5.

I såvel Norge som Sverige er der i de senere år foretaget omfattende undersøgelser af forsuringseffekter på søer (Pilegaard 1979, efter Malmer 1976 og Leivestad et al 1976). I områder karakteriseret ved høj nedbør og næringsfattige søer med lav bufferkapacitet, er det konstateret at mange søer i dag har en pH-værdi lavere end 5.

Ved en pH-værdi lavere end ca 5 ændres artssammensætningen i dyre- og plantesamfund. Omsætningen af organisk materiale hæmmes, og laks og ørreder forsvinder på grund af nedsat reproduktionsevne, eller ved akutte dødsfald efter snesmeltning i tøbrudsperioder.

Effekter på jordbunden er et problem som i Norge og Sverige ligeledes er genstand for omfattende undersøgelser i områder karakteriseret ved høj nedbør, og områder hvor jordbundsforholdene er betinget af sure bjergarter eller kalkfattige moræner.

Felt- og laboratorieexperimentet i disse lande har sandsynliggjort, men ikke bekræftet, at syreholdig nedbør kan forringe jordens frugtbarhed i særligt belastede skovområder. Jorder med ringe basemætning og dermed lav pufferkapacitet kan påvirkes som følge af en nedsat mineralisering og omsætning af næringssalte i jorden ved en sænkning af pH-værdien, samt medføre en øget udvaskning af calcium og andre næringssalte.

Svenske undersøgelser (Malmer, 1976) har vist, at der i visse jorder er sket en sænkning af pH i løbet af de sidste ca 40 år. Om årsagen alene kan tilskrives den sure nedbør er ikke klarlagt, idet dyrkningsmæssige ændringer i arealanvendelsen, som f.eks. dræning, gødskning og beplantning, kan resultere i en forsuring af jorden. Det er dog rimeligt at antage at sur nedbør på lang sigt vil ændre de jordbundskemiske forhold i en sådan grad, at en nedgang i særligt belastede skovområders produktivitet vil blive en følgevirkning.

2.4 El-produktionens bidrag til immisionen af gasformige forureninger.

Nuværende emission. Prognoser.

Kraftværkernes bidrag til den samlede SO₂-emission udgjorde i 1977 ca 45% (U.Torp 1979). Selv om stigningen i kulforbruget i de kommende år vil stige væsentligt og medføre en øget emission af SO₂ fra

elværksektoren, forventes det samlede udslip ikke at stige, såfremt kraft/varmeforsyningen og naturgassen kommer til at erstatte fuelolieforbruget til industri og boligopvarmning, som det er forudsat i Handelsministeriets energiprognose fra marts 1979

Emissionen af NO_x fra kraftværksektoren udgjorde i 1977 ca. 33% af den samlede emission (U. Torp 1979).

Det lokale udslip fra kraftværkerne forventes at stige væsentligt i den kommende 10-års periode. Ifølge en prognose udarbejdet af Dansk Kedelforening (D. Kedelforen. 1980) vil emissionen således næsten fordobles i denne periode.

2.4.1 Den regionale påvirkning.

Ifølge Palmgren og Torp 1980 blev totaldepositionen af svovl over Danmark for 1974 beregnet til ca. 100.000 tons (ifølge en OECD rapport fra 1977). Knap 80% stammede fra tørdeposition, resten fra nedbøren (våd-deposition). Af den totale deponerede mængde stammede ca. 40% fra udlandet, resten fra indenlandske kilder. Disse tal gælder for hele landet. I baggrundsområderne (landdistrikterne) vil det udenlandske bidrag være højere og i byerne noget mindre afhængig af den lokale emission.

Selv om den emitterede mængde svovl fra landets ca. 20 kraftværker i perioden 1980-89 forventes at stige fra ca. 113.000 tons til 161.000 tons (Torp, 1980), vil den samlede indenlandske emission, som tidligere nævnt, være nogenlunde konstant. Den fremtidige udvikling i svovl-depositionen vil således afhænge af ændringer i det fjerntransporterede bidrag.

Tilsvarende beregninger for NO_x -emissionens bidrag til nedfaldet af nitrat er ikke foretaget, men er af relevans i forbindelse med spørgsmålet om nedbørens forsuring.

Nedbørens forsuring.

Ifølge nedbørskemiske analyser fra en række europæiske målestationer (I. Smith 1980, efter en OECD-rapport 1977) udgør nitratkoncentrationen i nedbør mellem 20- og 50% af summen af nitrat plus sulfat. Ifølge samme observationer er nitratkoncentrationen i nedbøren i en forudgående 20 års periode årligt steget med 5%, hvorimod sulfatkoncentration kun er steget 2-3% årligt.

Tilsvarende sammenlignelige data findes ikke for Danmark, men det må forventes at en øget NO_x -emission fra elkraftsektoren vil resultere i at nitrat-depositionens bidrag til nedfaldet af stærke syrer vil stige i relativ betydning.

Nedbørens surhedsgrad er målt på 15 stationer placeret i danske landdistrikter i perioden 1970-77 (V. Jørgensen, 1979). I gennemsnit for hele landet var pH i nedbøren 5,0 for 1977. I løbet af perioden er pH faldet signifikant med 0,5 fra ca. 5,5 i 1970.

Danske søers følsomhed over for nedbørens forsurening er et emne, der er under udforskning for udvalgte søer i det centrale- og nordvestlige Jylland (Å. Rebsdorf, 1980). Kalkfattige søer udgør kun en mindre del af det totale antal søer i Danmark, idet hovedparten af det danske landområde er præget af kalkholdige morænejorder.

Imidlertid er jorden i visse områder af Jylland sandede og kalkfattigt. Søerne, som er lokaliseret i disse områder, er karakteriseret som svagt alkaliske, neutrale eller svagt sure, og således potentielt følsomme over for en forsurening. Søerne er iøvrigt karakteriseret ved ikke at have permanent ind- og udløb. Fordampningen fra søoverfladen er af samme størrelsesorden som årsnedbøren, så vandskiftet i søerne er hovedsageligt betinget af nedbøren.

Undersøgelingsprogrammet, som startede i 1976, omfatter vand- og nedbørskemiske analyser af bl.a. pH, alkalinitet og aciditet.

Det understreges af Rebsdorf, at en 3-års undersøgelsesperiode er for kort en periode til at drage sikre konklusioner om eventuelle udviklingstendenser. Resultaterne indikerer imidlertid, at der har fundet en forsurening sted i flere af de undersøgte søer.

Undersøgelsen viser således på basis af tidligere pH-målinger, at pH er faldet op til 1 enhed i visse søer over en periode på 12 - 25 år. I andre søer er der en tendens til faldende alkalinitet over den kortere undersøgelsesperiode på 3-4 år.

Den sure nedbørs påvirkning af jordbunden er som tidligere nævnt et problem som i Norge og Sverige er genstand for omfattende undersøgelser. På kalkfattige jorder med ringe basemætning antages det at en sænkning af jordens pH-værdi vil resultere i at særligt belastede skovområders produktivitet vil falde.

Under danske forhold, hvor den landbrugsmæssige udnyttelse af jorden er intensiv, vil anvendelsen af kunstgødning i sig selv resultere i en forsurende effekt som helt dominerer over en potentiell effekt af sur nedbør.

På basis af nedbørens stigende surhed i perioden 1970-77 kan det således beregnes at ændringer i syrenedfaldet kan kompenseres af ca. 10 kg kalciumkarbonat pr. ha/år. Til sammenligning tilføres der normalt ca 450 kg kalciumkarbonat pr ha/år gennem den rutinemæssige kalkning i jordbruget.

I midt- og vestjylland, på de sandede hedesletter og morænejorder, findes der uopdyrkede områder med en jordbund med ringe puffervirkning mod sur nedbør. En eventuel påvirkning kan således ikke udelukkes, men dette problem må i Danmark, på nuværende tidspunkt, betragtes som marginalt og iøvrigt uafklaret.

SO₂ og NO_x. Effekter på vegetationen.

Der er i Danmark ikke foretaget repræsentative undersøgelser af SO₂-koncentration i danske baggrundsområder. Det kan dog indirekte sluttes, på basis af udbredelsen af særligt SO₂-følsomme lavarter, (Ramkær, 1978) at koncentrationen i danske landdistrikter ligger under den i tabel 8 foreslåede grænseværdi på 50 µg/m³ for særligt følsomme plantearter, - antagelig dog væsentlig under.

Der er ikke foretaget målinger af NO₂ - eller NO_x -koncentrationen i luften uden for egentlige byområder i Danmark. Direkte skadelige effekter på vegetationen er næppe sandsynlig, idet årsmiddelkoncentrationen af NO_x selv i det indre København (Palmgren og Torp, 1980) ligger væsentlig under de i tabel 9 foreslåede langtidsgrænseværdier for NO₂.

Indirekte effekter af NO_2 på vegetationen i nærheden af storbyområder kan ikke udelukkes. Kvælstofoxiderne deltager i atmosfæren i de foto-kemiske reaktioner som, episodisk, kan føre til forhøjede ozonkoncentrationer. I Københavnsområdet er der således observeret skader på planter (Moseholm et al 1978) som skyldes ozonpåvirkning. Sandsynligheden for, at der herhjemme episodisk kan forekomme ozonkoncentrationer som vil påvirke kommercielt dyrkede afgrøder, underbygges af, at NO_x -emissionen vil være stigende i den nærmeste fremtid.

Samlet vurdering

Den samlede indenlandske svovlemission vil i den nærmeste årrække være nogenlunde konstant. Den fremtidige udvikling i svovl-depositionen vil således primært afhænge af ændringer i det fjerntransporterede bidrag.

Der er for Danmark ikke foretaget beregninger af NO_x -emissionens bidrag til depositionen af nitrat. Det må imidlertid forventes at en væsentlig øget NO_x -emission i Danmark og Europa iøvrigt i det nærmeste årti vil resultere i at nitrat-depositionens bidrag til nedfaldet af stærke syrer vil stige i relativ betydning i forhold til SO_2 -emissionens bidrag.

Nedbørens surhed har været stigende igennem 70'erne for landet som helhed. I løbet af perioden 1970-77 er pH således faldet signifikant med 0,5 fra ca. 5.5 til 5.0.

Søundersøgelser i de kalkfattige egne af Jylland indicerer, at der for flere svagt alkaliske og neutrale søer har fundet en forsuring sted. I nogle søer er pH faldet op til 1 enhed over en periode på 12-25 år. I andre søer er der påvist en tendens til faldende alkalitet over en undersøgelsesperiode på 3-4 år. Dog må det understreges at undersøgelserne har fundet sted over så kort en periode, at det ikke er muligt at drage sikre konklusioner om de mere langsigtede udviklingstendenser og effekter af en forsuring.

Den sure nedbørs påvirkning af jordbunden og de opdyrkede jordes produktivitet er uden betydning under danske forhold, hvor den skov- og landbrugsmæssige udnyttelse af jorden er intensiv. Gennem en rutinemæssig kalkning af jorden tilføres der så store mængder kalk at dette langt overstiger den mængde, der skal til for at kompensere for det øgede syrenedfald.

Der er ikke foretaget målinger af SO_2 og NO_2 -koncentrationen i luften i danske landområder. På basis af indirekte slutninger må det dog antages, at det er lidet sandsynligt, at der herhjemme forekommer plante-skadelige koncentrationer.

Indirekte effekter af NO_2 på vegetationen kan imidlertid ikke udelukkes i nærheden af større byområder. En stigning i NO_x -emissionen, og disse gassers deltagelse i de fotokemiske reaktioner i atmosfæren, kan medføre episodisk forekommende forhøjede ozon-koncentrationer som vil påvirke kommercielt dyrkede afgrøder.

2.4.2 Den lokale påvirkning.

Vurderingen i dette afsnit af lokalpåvirkningen omkring det enkelte kraftværk, er baseret på sprednings- og depositionsregninger fra 3 olie- og kulfyrede kraftværker ifølge SMHI 1980 og U. Torp 1980.

Beregningerne er udført for Amagerværket og Vendsysselværket samt 1 fiktivt værk (Herningværket). Grundlaget er emissionsdata fra Studstrupværket ved fyring med hhv. polske kul, sydafrikanske kul og fuelolie. De 3 kraftværker er relativt små værker med ringe belastning: Amagerværket 270 MW (middeleffekt 188MW), Vendsysselværket 450MW (middeleffekt 155 MW), Herningværket 92 MW (middeleffekt 55MW). Emissionen fra disse værker kan derfor forventes at være betydeligt mindre end fra de eksisterende store værker (f.eks. Asnæsværket).

Materialet for vurdering af effekterne er koncentrationsberegninger for SO_2 og NO_x samt depositionsregninger for svovl. Koncentrationsberegningerne angives som 99-percentiler af timeværdier beregnet for en gennemsnitlig juni måned. Det angives, at en enkelt meget ustabil juni måned vil kunne give 50-100% større koncentrationer end de angivne. Juni måneds vejrforhold antages at kunne give de højeste koncentrationer ved jordoverfladen for høje kilder.

Depositionsberegningerne er udført for svovl ved hjælp af værdier for depositions hastigheden og udvaskningskoefficienten ved hhv. tør- og våddeposition. Der hersker ikke enighed om størrelsen af udvaskningskoefficienten, og beregningerne er derfor udført med to forskellige værdier. I det følgende anvendes beregningerne

med den høje udvaskningskoefficient, der giver de højeste koncentrationer i værkernes nærhed.

Der er ikke gennemført beregninger af depositionen af kvælstofoxider, da depositionen i høj grad afhænger af oxidationshastigheden for NO til NO₂.

SO₂:

Som det fremgår af tabel 8 er ingen af de angivne grænseværdier baseret på 99-percentiler af 1-times værdier. En direkte sammenligning med disse kan derfor ikke foretages. Det skønnes imidlertid, at de beregnede koncentrationer ikke overstiger nogen af de fastsatte grænseværdier. Det kan dog naturligvis ikke udelukkes, at kraftværkernes bidrag sammen med bidragene fra andre kilder (især for Amagerværkets vedkommende) kan give anledning til overskridelse af kritiske værdier. Fyring med kul giver generelt lavere SO₂-emission og dermed lavere koncentrationer i omgivelserne.

Svovldepositionen omkring Amagerværket og Vendsysselværket når kun tæt på værkerne op på værdier af samme størrelsesorden som baggrundsdepositionen, d.v.s. ca. en fordobling af depositionen til ca 4-5 g svovl pr m²/år. Depositionen i byområder med de mange øvrige kilder antages at være væsentlig større og det beregnede bidrag fra Amagerværket har således ikke den store betydning. Depositionen omkring enligt beliggende værker af størrelse som Vendsysselværket kan være af betydning ved placering i områder med særligt følsomme jorde og/eller søer, hvilket iøvrigt er en helt hypotetisk situation.

Der er ikke i SMHI-rapporten anført depositions værdier for svovl omkring Herningværket, men på grundlag af de opgivne emissioner, antages dette værk ikke at kunne give anledning til direkte effekter i omgivelserne.

NO_x:

Ligesom for SO₂ er det ikke muligt direkte at sammenligne de beregnede 99-percentiler af 1-times værdier med de fastsatte græn-

seværdier (tabel 9). Det skønnes dog, at de beregnede koncentrationer omkring de 3 kraftværker ikke i nogen tilfælde overskrider grænseværdierne. Ligesom for SO_2 kan kraftværkernes bidrag imidlertid sammen med andre kilders bidrag give anledning til høje koncentrationer.

Det skal understreges, at det er specielt vanskeligt at vurdere NO_x -effekter omkring et enkelt kraftværk. Hovedparten af de emitterede kvælstofoxider er NO , som er en relativ uskadelig gasart. Omsætningshastigheden af NO til NO_2 i atmosfæren er en ukendt og variabel størrelse (D.Hegg et al.), så NO_2 -koncentration i omgivelserne omkring et kraftværk kan ikke beregnes på det eksisterende grundlag.

LITTERATURLISTE

- Commission of the EEC Environment and quality of the life.
(1980): Study on the impact of the principal atmospheric pollutants on the vegetation. EUR. 6444 EN.
- Dansk Kedelforening (1980): Emissionforhold ved elproduktion i 1980'erne
Dansk Kedelforening. Energi og Miljø, 1980-07-07.
- Dansk Kedelforening (1979): Rapport over Studstrupundersøgelse, kulkonsekvensudvalget, feb. - april 1979.
- Hegg, P. Dean et al (1979): Reactions of ozone and nitrogen oxides in power plants plumes.
Atmospheric Environment. vol.11, pp.521-26.
- Heise, P.B. (1977): Diffus vandforurening - tilførsel og transport. Diffuse. Diffuse vannforurensninger
Trettende nordiske symposiet om vattenforskning.
Nordforsk. Publ. 1977:2.
- Hovmand, M. (1976): Atmosfærisk metalnedfald i Danmark. 1-års rapport, 1.8.1976.
Inst. for økologisk botanik.
- Hovmand, M. (1977): Atmosfærisk metalnedfald i Danmark 1975-76.
Licentiatafhandling.
Institut for økologisk botanik.
- Isotopcentralen (1979): Kviksølv i nedbør. Rapport 4-5.09.
- Jørgensen, V. (1979): Luftens og nedbørens sammensætning i danske landområder. Tidsskrift for Planteavl.
vol. 82, s. 633-54.
- Malmer, N. (1976): Acid precipitation. Chemical change in the soil. Ambio, vol. 5.nr.5-6,s.231-34.

- Miljøstyrelsen (1980): Cadmiumforurening. En redegørelse om anvendelse, forekomst og skadevirkninger af cadmium i Danmark.
Miljøstyrelsen, oktober 1980.
- Miljøstyrelsen (1978): Kviksølv. Anvendelsesområder og muligheder for at reducere kviksølvforureningen.
Rapport fra en arbejdsgruppe.
Miljøstyrelsen, august 1978.
- Mogensen, E.M.B. (1980): Landjordsområdets forurening. Forurening af det terrestriske miljø med plantenæringsstoffer, sporstoffer og pesticider. Miljøprojekter nr. 25, september 1980.
Miljøstyrelsen.
- Moseholm, L. et al (1978): Påvisning af ozon og fluorid i luften ved hjælp af højere planter. Speciale-rapport.
Inst. for økologisk botanik.
- Palmgren Jensen, F. og .J. qroT (1980): Luftkvaliteten i Danmark vurderet på basis af foreliggende undersøgelser. Luftforurening i Danmark, Miljøprojekter nr. 26, september 1980.
- Pilegaard, K. (1979): Miljøeffekter som følge af en øget kulanvendelse i energiproduktionen. En oversigt baseret på eksisterende litteratur.
Institut for økologisk botanik, september 1979.
- Pilegaard et al. (1979): Miljøeffekter som følge af en øget kulanvendelse i energiproduktionen. II. Vurderinger på grundlag af emissions- og depositionsdata.
Inst. for økologisk botanik, juni 1980.

- Prinz, B. og Brandt, C.J. (1980): Air Quality criteria for principal atmospheric pollutants. In "Environment and quality of life". Study on the impact of principal atmospheric pollutants. Comm. of the EEC. EUR.6644 EN.
- Radion Corporation (1979): Environmental threat posed by trace elements from coal and oil combustion. EPA contrast NO. 68-02-3138, september 1979.
- Ramkær, K og Søchting, U. (1978): Kortlægning af lichenvegetationen på landevejstræer i Danmark og Nordtyskland. Inst. for sporeplanter, marts 1978, for Miljøstyrelsen.
- Rebsdorff, Å. (1980): Acidification of Danish Softwater Lakes. The Freshwater Laboratory, National Agency of Environmental Protection, Denmark.
- SMHI (1980): Spredningsberegninger afseende koncentration och deposition av luftföroreningar från olje- och koleldade kraftverk. C. Persson och C. Lindgren, Norrköping, januar 1980.
- Smith, I. (1980): Nitrogen oxides from coal combustion- environmental effects. Final Draft. IEA coal Research. Tech. inform. Serr. Juni 1980.
- SOU (1977): Energi Hälsa Miljö. Bilag 1, Hälsa- og miljöverkningar ved använding av fossila bränslen. Nedfall av föroreningar. Betänkande av energi- og miljökommitén. Stockholm, 1977.
- Torp, U. (1980): Blyemission i Danmark i 1977. Miljøstyrelsens Luftlaboratorium. MST LUFT - A 23.

- Torp, U. (1980): Luftkoncentrations- og depositionsbidrag fra 3 kraftværker. Miljøstyrelsens luftlaboratorium. MST LUFT B. 56a, august 1980.
- Torp, U. (1980): Vurdering af luftkoncentrations- og depositionsbidrag ved kraftværksudbygningen i 1980'erne. Miljøstyrelsens luftlaboratorium. MST LUFT - B 73, september 1980.
- Torp, U. og Palmgren Emissionsoversigt.
Jensen, F. (1979): Miljøstyrelsens luftlaboratorium
MST LUFT, A 24. oktober 1979.
- van Hook, R.I. Potential Health and Environmental effects
(1979): of Trace Elements and radionuclides from increased Coal utilization. Env. Healths persp. vol. 33, pp. 227-47.
- Vejledning fra Planlægning af vandindvinding fra overflade-
Miljøstyrelsen (1979) vand. Vejledning nr. 1/1979.

Sundhedsmæssige effekter af en øget
kulfyring på danske kraftværker.
En introduktion til udvalgte områder af
virkningen af luftforureningen.

Anders Ottar Jensen, 1980.

Indhold

	<u>Side</u>
Indledning	1
Generelle bemærkninger om sammenhængen mellem miljø og sygdom	1
Gennemgang af enkelte stofgrupper	8
Svævestøv eller partikler	8
Kulbrinter	10
Enkelte bemærkninger om sporstoffer og radioaktive isotoper	10
Luftvejens generelle reaktion på skadelige stoffer	11
De enkelte virkninger på mennesker af luftforurening	13
Genevirkninger	13
Sygelighed og dødelighed, generelle bemærkninger	13
Sygelighed	14
Dødelighed	21
Andre vurderinger af sundhedseffekter som følge af øget kulanvendelse	23
Litteraturliste	24

Indledning.

Rapporten er sammen med Bengtsson & Skov's rapport skrevet som baggrundmateriale for kulkonsekvensudvalgets vurdering af sundhedsskadevirkninger, fremkaldt af røggassen fra kulfyring. Det skal dels være muligt at tage stilling til den absolutte størrelse af eventuelle sundhedsskadevirkninger fra den eksisterende og i fremtiden forøgede kulfyring, men der skal også være mulighed for at vurdere virkninger af røggassen fra kulfyring sammenlignet med røggassen fra oliefyring.

Rapporten skal ses som et notat, der gøres offentligt tilgængeligt af hensyn til specielt interesserede og af hensyn til, at der gennem litteraturlisten fås let adgang til den nyeste litteratur på området.

Nedenfor følger først et afsnit med generelle bemærkninger om sammenhængen mellem sygdom og miljø, hvordan denne sammenhæng vurderes og nogle generelle typer af påvirkninger. Herefter følger specifik gennemgang af enkelte komponenter fra røggassen specielt partikler, så et afsnit om generelle reaktionsmønstre hos mennesker, der udsættes for luftforurenende stoffer, gennemgang af sygelighed og dødelighed og endelig kort omtale af enkelte andre forsøg på vurdering af sundhedsskader i forbindelse med overgang til kulfyring.

Generelle bemærkninger om sammenhængen mellem miljø og sygdom.

Menneskene er gennem artens udvikling tilvænnet et kemisk miljø, som vel indtil vore dage kun har forandret sig meget lidt gennem hele menneskeartens beståen. Mennesket har i lange tider behersket brugen af ild, og har dermed også været underkastet påvirkninger af røgen fra recente brændstoffer. Det er vist, at mennesker med primitiv fyringsteknologi, som bor i huse med åbne ildsteder uden skorstene kan udvikle kroniske lungelidelser allerede i 40-års alderen (Ember 1978), men selv om mennesket i lange tider har levet med denne fyringsteknologi, er det ikke rimeligt at antage, at der er sket nogen egentlig forøgelse af modstandskraften over for stoffer i røggassen.

Dette skyldes blandt andet at det ikke er entydigt, hvordan sygdomme hos mennesker over 40-års alderen påvirker selektionen. Det kan altså ikke på forhånd af den grund antages at mennesker reagerer væsentligt forskelligt fra dyr.

Menneskets gennemsnitlige, kemiske miljø er blevet væsentligt ændret i løbet af de sidste 100 år på grund af det meget store antal kemiske stoffer, der anvendes i forarbejdningen, på grund af afbrænding af meget store mængder fossile brændstoffer og i sammenhæng med industrialiserede samfunds ændrede livsmønstre - herunder spisevaner og nydelsesmønstre.

Det er naturligvis sådan, at omgivelserne har afgørende betydning for udviklingen af sygdomme, idet det er meget få sygdomme, der ikke på en eller anden måde i deres opståen og udvikling er afhængig af de miljøpåvirkninger, mennesket er underkastet. Miljøets indflydelse på sygdomme er umiddelbart indlysende i forbindelse med ulykker, f.eks. trafikulykker, hvor sammenhængen mellem miljøpåvirkningen og sygdommens opståen er umiddelbar og let erkendelig.

Arbejdsmiljøets ensartede påvirkning over lange tidsrum af det enkelte menneske har man i lange tider vidst skabe forudsætning for bestemte sygdomme. Erkendelsen af de ydre miljøpåvirkningers betydning for udvikling af sygdomme er også af gammel oprindelse og allerede i 1200-tallet er der i England foretaget indgreb over for kulafbrænding på grund af kulrøgens sundhedsskadelige virkninger.

Vor tids interesse for luftforurening stammer i høj grad fra luftforureningsepisoder, hvor luftens indhold af forurenende stoffer på grund af ugunstige vejrforhold steg langt over det umiddelbart acceptable. Der er samtidig blevet påvist forøget sygelighed og dødelighed ved disse episoder, og de har givet væsentlig motivation for studiet af luftens indflydelse på sygeligheden og heraf afledte luftforureningsbekæmpende foranstaltninger. Der er helt klart enighed om at luftforureningen kan påvirke sygeligheden og dødeligheden ved de kortvarige episoder, men der er fortsat stor usikkerhed angående hvilke langtidspå-

virksomheder, der kan fremkaldes af årtiers påvirkning med luftforurenende stoffer.

Det almindelige voksne menneske indånder ca. 10 m^3 luft pr. dag og denne luft vejer 3-4 gange den mængde føde og drikke, der dagligt indtages. Der er derfor gennem lungerne mulighed for udveksling af ganske store stofmængder og derfor kan stoffer, der forekommer i selv meget små koncentrationer under uheldige forhold have en væsentlig betydning.

Ved vurdering af specielt kulrøggassens virkning på sundheden, må det for det første bemærkes, at kulrøggassen kun udgør en begrænset del af den totale forurening. Hos personer, der ryger blot et ringe antal cigaretter dagligt og hos personer, der er nødt til at opholde sig i tobaksrøgsforurenede rum, er tobaksrøgen af væsentlig betydning for størrelsen af luftforurening. Hos normale byboere, der om dagen bevæger sig på gader og veje, er biludstødningsgasser en væsentlig luftforureningskomponent og endelig bidrager den lokale opvarmning af huse væsentligt til luftforureningen, specielt hvis fyringsteknologien er dårlig. En væsentlig del af befolkningen er yderligere udsat for luftforurening på arbejdspladser f.eks. fra svejserøg.

Ved undersøgelse af luftforureningens betydning for sygeligheden er det ikke muligt at udskille den specielle virkning af røggassen fra kulfyrede kraftværker, men vi får naturligvis effekten af den totale luftforurening og skal derefter forsøge at vurdere, hvor stor en del, der skyldes røggassen fra kraftværker.

De sygdomme, som luftforureningen formodes at kunne medvirke til at fremkalde, er for størstedelen de almindeligst forekommende sygdomme, som naturligvis har mange andre årsager end luftforureningen. Det er undersøgelsesteknisk i nogen grad muligt at undersøge opståen af forkølelsessygdomme og lungebetændelse i sammenhæng med luftforurening, men de kroniske langvarige sygdomme, som er mange år om at udvikle sig, er meget vanskelige at sætte i relation til luftforureningen. Der er i de senere år gjort et stort arbejde for at belyse miljøets betydning for ud-

viklingen af kræft og der er også opnået rimeligt accepterede hypoteser, men luftforureningens indflydelse på kredsløbssygdomme og de kroniske lungesygdomme kan der næsten kun gættes om. Det er jo sådan, at hele befolkningen er underkastet nogenlunde ensartede miljøpåvirkninger, som er betinget af den tekniske udvikling og det er derfor uhyre svært at finde sammenlignelige grupper, som over mange år har været udsat for væsentligt forskellige luftforureningspåvirkninger. Ved de almindeligste undersøgelser måles og vurderes luftforureningsniveauet og dette sættes i relation til f.eks. kroniske lungesygdomme. Det er nærliggende at antage, at luftforureningen også kan have en væsentlig indflydelse på kredsløbssygdommene, f.eks. er kulilte muligvis af betydning for opståen af åreforkalkning, men da denne sygdom er så uhyre almindelig og skyldes en lang række faktorer, er der ikke nogen pålidelig viden om dette.

Effekten af luftforurening er som anført meget vanskelig at eftervise og den skal have en væsentlig størrelse for at kunne vises ved undersøgelse af mennesker. Ved den almindeligste type epidemiologiske undersøgelser sammenlignes 2 grupper af mennesker, som har været udsat for forskelligt luftforureningsniveau. Man måler så om der findes en forskel i sygeligheden eller dødeligheden, og hvis den findes kan luftforureningen være årsag til denne forskel. Ved anvendelsen og vurderingen af resultater fra denne type undersøgelser er der for det første den vanskelighed, at de 2 grupper af personer altid udskiller sig på andre punkter end deres udsættelse for luftforurening. Vi ved således ikke bestemt om forskellen i virkeligheden skyldes luftforurening eller den skyldes andre forskelle, som vi måske slet ikke kender til. Yderligere findes den anden meget væsentlige vanskelighed, at vi ikke ved, hvorfor luftforureningen fremkalder disse virkninger. Når vi skal slutte fra undersøgelser foretaget i typisk USA til Danmark, kan det godt være, at påvirkningen er afhængig af bagvedliggende forskelle mellem den amerikanske og den danske befolkning. (Jensen et al, 1976). F.eks. er der begrundet mistanke om at virkningen af luftforurening måske forudsætter eller i det mindste meget forstærkes af cigaretrykning. Hvis vi altså har en befolkning der ryger får vi stærkere effekt af luftforurening end hvis befolkningen ikke ryger.

Vi kan ikke afvise, at der ikke findes mange andre baggrundsfaktorer, som også påvirker effekten af luftforurening. Dette giver en usikkerhed ved anvendelsen af forskningsresultaterne.

Det er derfor alt i alt nødvendigt, at reagere på grundlag af mistanker, som f.eks. kan underbygges ved forsøg med dyr eller mennesker eller ved analogislutninger til arbejdsmiljøforhold.

For at vurdere antallet af sygdomstilfælde, som fremkaldes af en given miljøpåvirkning, forsøges at opstille såkaldte dosisrespons sammenhænge, d.v.s. kurver, som viser sammenhængen mellem antallet af personer i en befolkning, som angribes af en given sygdom og størrelsen af påvirkningen.

Det er meget vanskeligt at opstille sådanne sammenhænge, idet dosis af et luftforurenende stof er meget vanskelig at bestemme. Ved epidemiologiske undersøgelser sættes befolkningsdosis eller eksponeringsniveau lig med den størrelse af luftforurening, som er målt på en målestation i området. Det er nærliggende at en sådan målestation kun med en stor tilnærmelse giver de luftforureningsniveauer, som befolkningen er udsat for. For det første varierer luftforureningen meget omkring de lokale kilder, for det andet gengiver stationen ikke de indendørs forureningsforhold og for det tredje kan man ikke tage hensyn til, at befolkningen ikke lever hele sit liv i området, men blandt andet ofte tager på arbejde langt væk. De epidemiologiske undersøgelser kan ikke meget andet end vise, at luftforurening kan eller ikke kan fremkalde sygelighed, de kan stort set ikke vise noget om størrelsen af denne sygelighed.

Det er ud fra forskellige teorier muligt at opstille forskellige dosisrespons sammenhænge, den almindeligst antagne sammenhæng er en sigmoidal kurve eller hockey stickkurve. Det antages almindeligvis at der for de fleste stoffer eksisterer en tærskeldosis, hvorunder der ikke er nogen negative sundhedseffekter. En sådan dosisrespons sammenhæng, illustreres af figur 1.

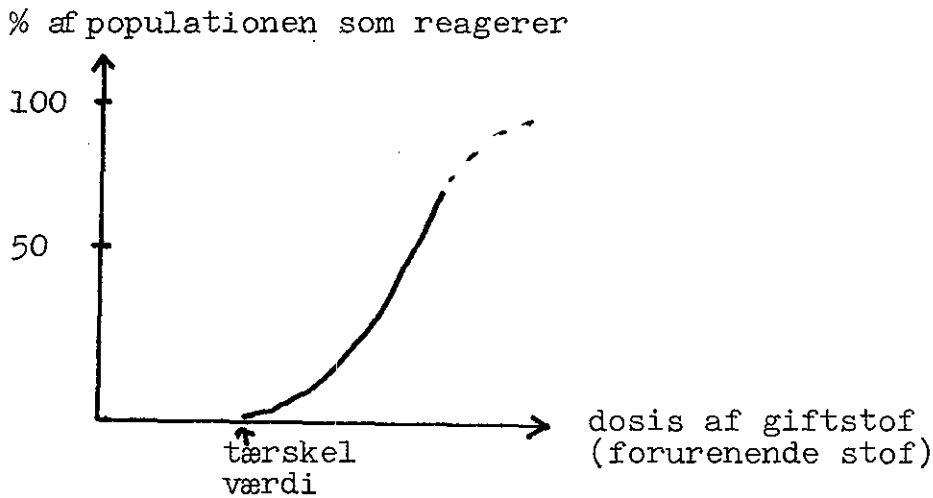


Fig. 1. Sammenhængen mellem dosis og respons (hockey-stick kurve). Den samme kurveform kan naturligvis forekomme uden tærskelfænomenet.

Tærskelvirkningen kan bero på, at der eksisterer biologiske mekanismer, som er i stand til at modvirke skadelige påvirkninger, således at den skadelige påvirkning først viser sig, når påvirkningen når over en vis størrelse. Andre forsøg tyder på, at sammenhængen mellem dosis og respons kan beskrives ved en kurve med den omvendte krumning af figur 1, således at den gevinst, der opnås ved en reduktion i dosis bliver større og større jo mindre dosis er figur 2. Der kan altså ligne en lineær sammenhæng mellem respons og logaritmen til dosis. Dette vil give en kurve som fig. 3, hvis den vandrette akse angiver logaritmen til dosis.

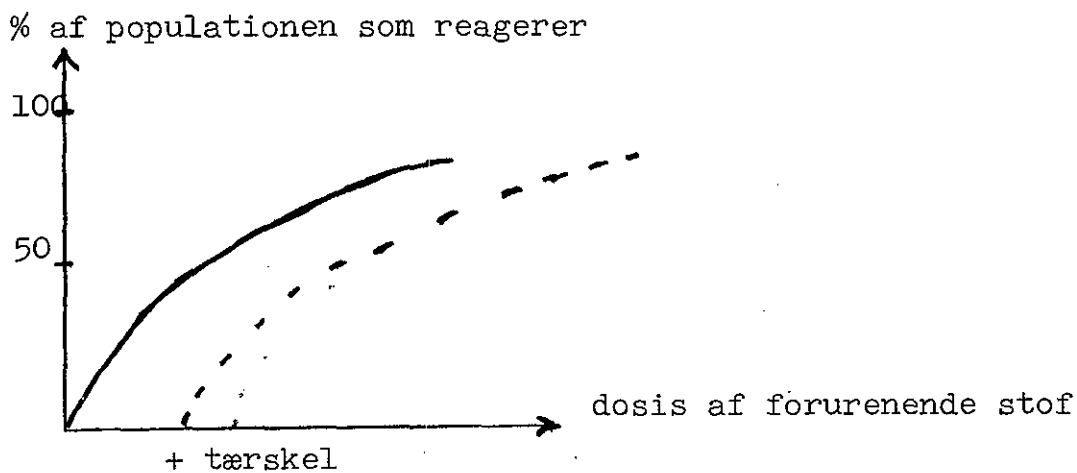


Fig. 2. Sammenhæng mellem dosis og respons, hvor en given procentvis ændring i dosis giver den samme respons ændring.

Der antages almindeligvis for cancerfremkaldende stoffer at være en lineær sammenhæng, eller ligefrem proportionalitet, mellem respons og dosis, se f.eks. Environmental Health Perspectives, vol. 22, februar 1978. Dette er en mellemtning mellem de to foregående kurver og er i øvrigt det enkleste at regne med, se figur 3.

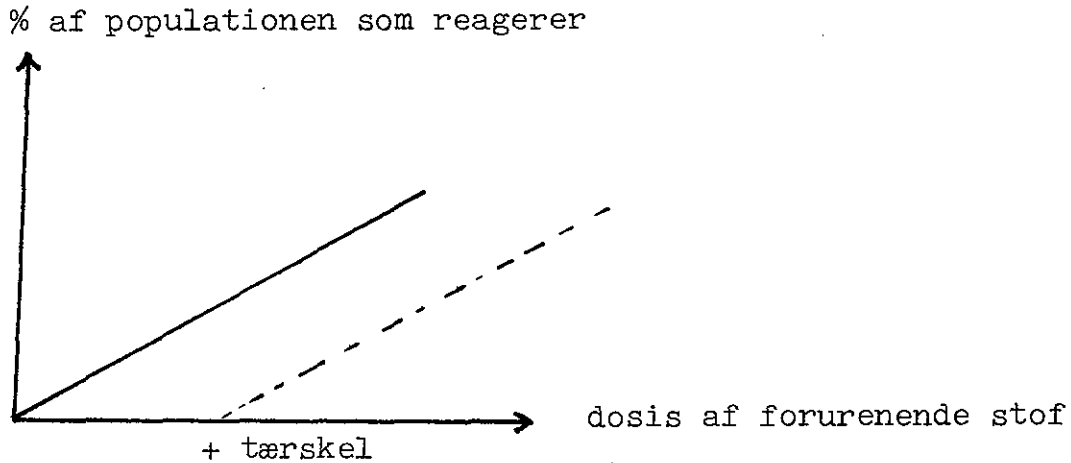


Fig. 3. Lineær sammenhæng mellem dosis og respons, fuldt optrukken kurve uden tærskel og punkteret kurve med tærskel.

Hvis det drejer sig om sygdomsreaktioner, der kan variere i styrke eller graden af effekt, tales om dosiseffekt sammenhæng. Dette foreligger f.eks. ved styrken af astmatilfælde. Sammenhængen mellem effekten beskrives undertiden som lineært afhængig af logaritmen til dosis, men det er naturligvis uhyre vanskeligt at kvantificere mange effekter, f.eks. forværring af sundhedstilstanden eller sværheden af invaliderende, kroniske sygdomstilstande.

For at give en kvantitativ vurdering af sammenhængen mellem størrelsen af forureningen og sundhedsvirkningen, kræves naturligvis fastlæggelse af dosisrespons og dosiseffekt sammenhænge helt ned til de koncentrationsniveauer, vi arbejder med i dag. Dette foreligger ikke blot nogenlunde belyst og man er derfor nødt til at foretage meget store skøn i vurderingen af denne sammenhæng.

Fastlæggelsen af grænseværdier er tit udtryk for en kvalitativ sammenhæng, nemlig at der over grænseværdien kan antages at eksistere negative sundhedsvirkninger, men det er ikke ud fra grænseværdifastsættelserne muligt at vurdere størrelsen af denne sundhedsvirkning. Da grænseværdierne yderligere fastsættes ud fra mange forhold, har grænseværdierne kun en begrænset betydning for vurderingen af størrelsen af sundhedsvirkninger af miljøforurening (Lüderitz 1980).

Gennemgang af enkelte stofgrupper.

Svævestøv eller partikler.

Luften indeholder en vis mængde støv eller eventuelt svævende smådråber som sammenfattes under betegnelsen svævestøv eller partikler. Ved den sundhedsmæssige vurdering behandles disse partikler almindeligvis sammen med svovldioxid, men der findes så mange selvstændige betydende forhold omkring partiklerne, at de her bliver trukket frem for sig.

% deposition

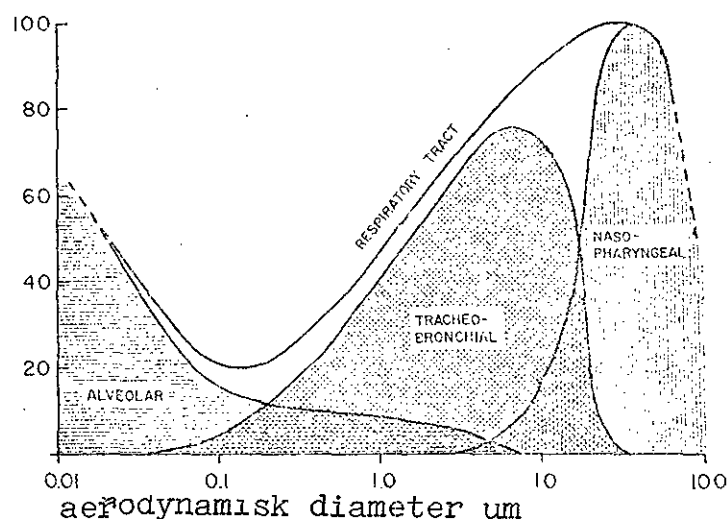


Fig. 4. Kurve over støvdeponeringen i luftvejene. Kurven mærket respiratory tract er summen af de andre kurver. Det ikke deponerede støv udåndes igen. Kurven er idealiseret og varierer i virkeligheden hos den enkelte person afhængig af åndedrættets niveau, og den varierer fra person til person. Fra Morrow 1964.

Figur 4 fremstiller sammenhængen mellem partikelstørrelsen i ækvivalent aerodynamisk diameter og afsætningen i respirationsvejssystemet (Morrow 1964). Kurven fremstiller i idealiseret form hvor de forskellige partikelfraktioner afsættes, idet kurven forudsætter næseånding. Ved ånding gennem munden afsættes partiklerne i dybere lungeafsnit (Camner et al 1980). Kurven viser, at afsætningen af partikler over ca. 15 μm foregår allerøverst i luftvejssystemet, at partiklerne fra 15 til 2,5 μm afsættes i de større luftveje og at partiklerne herunder i stigende grad afsættes i alveolerne, altså lungernes funktionelle enheder.

Teknisk set adskilles partikelfractionen almindeligvis ved 10 μm i diameter, idet partikelfractionen over 10 μm kaldes sedimentstøv og partikelfractionen under for svævestøv. Det ses ud fra den ovenstående kurve, at denne inddeling ikke er specielt interessant ud fra biologiske forhold.

Environmental Protection Agency i USA har da også anbefalet at partikelmassen for fremtiden deles i 3 fraktioner ved en nedre afskæringsgrænse på 2,5 mikrometer i diameter og øvre på 15 mikrometer i ækvivalent aerodynamisk diameter (Miller et al 1979).

Partiklerne fra kulfyrede og oliefyrede kraftværker er i øvrigt forskellige, både morfologisk, kemisk og fysisk (Cheng et al 1976), hvilket gør det meget usikkert at sammenligne partikelmassen på vægtbasis fra de to kraftværkstyper, men det er indtil videre den eneste mulighed, vi har.

Det er let at forstå, at partikelmassens forskellighed gør, at samme vægtmængde kan have meget forskellige, biologiske virkninger. WHO har vurderet, at årlige middelkoncentrationer af partikler målt som sod på 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vil give respirationsvejssymptomer ved tilstedeværelse af samme koncentration SO_2 (WHO 1979) men et andet arbejde af Holland et al (American Journal of Epidemiology, november 197, volume 110, s. 658) konkluderer, at det laveste niveau for effekter er 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sod som årsmiddelværdi under tilstedeværelse af SO_2 på 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ årsmiddelværdi.

En grund til selvstændigt at interessere sig for partikelmængden er, at det ser ud som om partiklerne har tendens til at afsættes i luftvejssystemet på de samme steder, som luftrørscancerne hyppigst udvikles fra (Schlesinger et al. 1978).

Som eksempel på et forsøg, kan nævnes at man har udsat 20 normale og 19 astmatikere for ammoniumnitrat aerosol i en koncentration på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvor aerosolen havde en gennemsnitlig aerodynamisk diameter på $1,1 \mu\text{g}$, udsættelsen varede 2 timer og der blev ikke påvist nogen effekt på lungefunktionen. (Kleinmann et al 1980).

Kulbrinter.

Der udsendes en lang række kortkædede, delvis oxiderede kulbrinter som aldehyder, ketoner og alkoholer og en ganske lille del mere komplicerede kulbrinter, f.eks. PAH, herunder benz(a)pyren. En nylig måling gennemført fra svensk side har vist en udsendelse af totalkulbrinter fra Amagerværket på $0,7 \text{ mg}/\text{m}^3$, tør gas og en total PAH-udsendelse på $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tør gas (Eriksson 1980). Ifølge denne rapport er den højeste værdi ved kulfyring $50 \mu\text{g PAH}/\text{kg}$ brændsel, hvilket svarer til at der vil blive udsendt i alt ca. 500 kg PAH om året fra samtlige danske kraftværker ved et kulforbrug på 10 mill. tons. De kortkædede kulbrinter forekommer i større mængder ved kulfyring end ved oliefyring og også nogle af disse forbindelser kan være kræftfremkaldende. Den mest udtalte gene fra de kortkædede kulbrinter er nok slimhindepåvirkning og lugt, men der findes ikke måledata der muliggør en præcis vurdering af dette (Aune 1979). Vedrørende forekomsten af polyaromatiske hydrocarboner i atmosfæren henvises til Sørensen og Vester 1980.

Enkelte bemærkninger om sporstoffer og radioaktive isotoper.

Sporstofferne er almindeligvis knyttet til partikler og hvis disse partikler er så store, mere end ca. $15 \mu\text{m}$ i ækvivalent aerodynamisk diameter ender de i næsesekretet og udstødes med dette. Mindre partikler kan meget vel lande i sekretet i svelget eller de store luftveje og dette synkes i høj grad, således at disse sporstoffer kan absorberes fra mavetarmkanalen. Endelig ender de mindste partikler i de dybeste luftveje, hvor sporstofferne kan resorberes direkte fra lungeoverfladen. Dette be-

tyder, at de samlede resorptionsforhold for sporstofferne er uhyre komplicerede og ikke kan vurderes ud fra enkelte målinger.

De fleste sporstoffer er stærke enzymgifte, de har hver for sig vidt forskellige virkningsmekanismer, men det gælder generelt, at eksponeringen for sporstoffer bør holdes på så lille niveau som muligt for at undgå eventuelle virkninger på længere sigt.

Blandt sporstofferne findes også radioaktive uran og thorium isotoper (McBride et al 1978, Lem 1979), men kulfyringens bidrag til strålingsbelastningen af det enkelte menneske er antagelig under en millirem pr. år, og da mortalitetsrisikoen af kræft ved bestråling er omkring 1/10.000 pr. rem, fås en meget lav risiko fra denne radioaktivitet. (Statens Strålskyddsinstitut 1977). Risikoen for genetiske skader ligger på samme niveau.

Et af de mest giftige sporstoffer er nok beryllium, som kan give en kronisk lungesygdom, måske baseret på overfølsomhed. (Friberg et al (ed) 1980, Lim 1979). Beryllium er sandsynligvis også kræftfremkaldende (Groth 1980). Beryllium skaderne er dog indtil videre kun forekommet i den erhvervsmæssigt udsatte befolkning og det har ikke været muligt at vurdere risikoen for den almindelige befolkning.

Kviksølv er måske det sporstof der i forbindelse med kulfyring giver anledning til størst bekymring (miljøstyrelsen 1978). Dette skyldes, at kviksølv er et tungmetal, som allerede har givet årsag til forgiftning af den almindelige befolkning nogle steder på jorden. Der er i en nylig gennemført undersøgelse (Bach 1980) ikke fundet alarmerende højt kviksølvniveau i den danske befolkning, men det ændrer ikke på at der er grund til at nedbringe belastningen af miljøet med kviksølv, således at niveauet i befolkningen ikke vokser på længere sigt.

Luftvejenes generelle reaktion på skadelige stoffer.

Luftvejene har en række effektive forsvarsmekanismer imod forurenende stoffer i luften. I næsen fjernes en stor del af partiklerne

og af de vandopløselige gasser f.eks. svovldioxid. Dette hindrer dog ikke fuldstændig lungeeffekter, idet der er noget der tyder på at sammentrækningen af bronkierne kan forårsages af irritation af næsereceptorer. Hvis man trækker vejret gennem munden kortsluttes også næsens rensende effekt, og de luftforurenende stoffer trænger dybere ned i luftvejene. Vejtrækning gennem munden forekommer normalt i perioder med høj vejtrækningshastighed idet næsen giver en relativ modstand mod luftens passage. Dette gør at fysisk arbejde i luftforurenende omgivelser giver en væsentlig forøgelse af udsættelsen for forurenende stoffer.

Rensningen af de store luftveje foregår ved at slimlaget på luftvejenes overflade transporteres ved fimrebevægelser op mod svælget. Denne transport kan lammes eller nedsættes ved stærk forurening, men kan fungere indenfor et ret stort pH-område. (Holma et al. 1977). Sekretet har en væsentlig buffer-kapacitet som yderligere beskytter mod syre påvirkning (Goldstein 1979).

I de dybeste lungeafsnit findes frie celler i alveolerne som kan fjerne partikulære materialer, men rensningen af de dybeste lungeafsnit er vanskelig og i øvrigt ikke særligt godt undersøgt.

Den almindeligste reaktion i lungerne på luftforurenende stoffer er en konstriktion af bronkierne, hvilket giver en forøgelse af vejtrækningsarbejdet og antagelig af kredsløbsarbejdet også. Dette betyder naturligvis at personer med bestående lunge- eller hjertelidelse kan få problemer. Det følger heraf at personer med i forvejen bestående lunge- eller hjertelidelse udgør specielt følsomme grupper over for effekten af luftforurening. Det kan derfor med nogen rimelighed antages, at når samtlige grupper i befolkningen tages med eksisterer der ikke nogen grænseværdi for det niveau hvor et luftforurenende stof har virkninger, idet enhver forøgelse af belastningen på i forvejen meget syge personer vil kunne påvirke disse mennesker negativt.

En anden type af luftforureningsvirkninger er de mere indirekte virkninger efter resorption af stoffet, og dette gælder f.eks. spormetallerne. Her skal luftforureningen almindeligvis ses sammen med de andre kilder til sporstofbelastning. Sporstofferne

kan så indgå i virkninger på næsten alle organsystemer.

En speciel type af resorptionsvirkning er kuliltens nedsættelse af blodets ilttransportkapacitet. Denne effekt er helt usædvanligt let tilgængelig for studier og derfor velbelyst.

De enkelte virkninger på mennesker af luftforurening.

Genevirkninger.

Gener fra luftforurening er sodnedfald og lugt. I byområder føler en væsentlig del af befolkningen sig generet af luftforurening (Schusky 1966, Horn 1979), ifølge WHO 1979 føler en væsentlig del af befolkningen sig generet ved partikelforureninger på omkring $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Herhjemme stammer luftforureningsgenerne væsentligst fra sod, støv og lugt fra enkelte kilder.

Der er en anden genevirkning nemlig kilderne som udsætter folk for en oplevet risiko for kræft eller for forgiftning. Det er ikke muligt på nuværende tidspunkt at opgøre denne genevirkning fra luftforurening på systematisk vis, men den kan antagelig have væsentlig betydning for bopælsvalg.

Sygelighed og dødelighed, generelle bemærkninger.

Der findes en klar sammenhæng mellem forbrændingsprodukter fra blandt andet afbrænding af kul og skadelige virkninger på det menneskelige helbred. Denne sammenhæng har ved høje koncentrationer af forbrændingsprodukterne været forstået i århundreder og i nyere tid er der vist en sammenhæng mellem umiddelbar sygelighed og dødelighed og meget høje forureningsniveauer i forbindelse med inversions episoder. Der er stor interesse knyttet til at finde de eksakte niveauer for, hvilke koncentrationer af forbrændingsprodukterne som kan anses for acceptable og ved hvilken koncentration der fremkaldes sundhedsskader. Der er yderligere stor interesse omkring, hvilke elementer der giver skadevirkningerne, idet de forureningsbekæmpende foranstaltninger kunne rettes mod de specifikt skadende elementer. Det har indtil videre ikke været muligt at pege på helt specifikke stoffer i forbrændingsgasserne som er de specielt skadelige. Problemstil-

lingen kompliceres i høj grad af, at stofferne indgår i kemiske reaktioner med hinanden i atmosfæren, hvorunder der dannes andre skadelige forbindelser, end de forbindelser der eksisterer i skorstensrøgen. Endelig kan de luftforurenende stoffer under meget uheldige forhold indgå i kemiske reaktioner med forurenende stoffer fra andre kilder, hvilket yderligere vanskeliggør vurderingen af skadeligheden af specifikke forurenende stoffer.

Indtil videre må man derfor betragte det samlede gas-aerosol kompleks som den skadevoldende komponent, når vi skal vurdere den samlede effekt på den menneskelige sundhed.

Nedenfor gennemgås nogle af de videnskabelige undersøgelser der forsøger at vurdere sammenhængen mellem luftforurening og sygelighed/dødelighed, idet afsnittene er delt op på effekter af kortvarige og af langvarige ændringer i luftforureningsniveauet. Der er yderligere afsnit om specielle sygdomme nemlig astma, kredsløbsslidelser, allergi og kræft.

Sygelighed.

Sygeligheden giver sig dels tilkende som en ikke subjektiv registreret nedsættelse af lungefunktionsevnen men derudover som hoste og infektioner. Sygeligheden kan have forbigående natur eller den kan blive kronisk med destruktion af lungevæv, varig nedsættelse af lungefunktionsevnen og konstant tendens til hoste.

Den forbigående sygelighed kan antagelig efterhånden give varige skader af lungevævet, således at den bedste måde at undgå de kroniske skader er at undgå de forbigående infektioner. Luftvejs-symptomer hos børnene er en af forudsætningerne for etableringen af den kroniske bronkit i voksenalderen (Horn 1979).

Ved undersøgelse af luftforureningens indflydelse på sygeligheden, er det som tidligere nævnt et specielt problem, at eventuel cigaretrykning og erhvervsmæssig eksponering hos de udsatte almindeligvis har langt større effekt på luftvejs-symptomerne end den generelle luftforurening. For at undgå dette problem bruges under-

søgelsel på børn i høj grad til studie af sammenhæng mellem luftforurening og sygelighed. Fordelen ved børnegruppen er, børn endnu ikke er begyndt at ryge og at de ikke har været udsat for erhvervsmæssige påvirkninger. Ulempen ved børn er naturligvis at de kun har været udsat for luftforureningen i et begrænset antal år, og derfor har meget langsomt udviklede effekter ikke haft tid til at vise sig. Der er også noget der tyder på, at der er væsentlige variationer i indendørs-luftforurening, f.eks. betinget af forældrenes cigaretrykning (Holma et al 1979) eller på grund af forskelle i opvarmningssystemer f.eks. madlavning ved gas (Goldstein 1979), som har betydning for den luftforureningsbetingede sygelighed.

Mange ældre undersøgelser, viser en sammenhæng mellem kroniske respirationssymptomer og dårligere lungefunktion hos personer, der bor i stærkt forurenede områder sammenlignet med mennesker, der lever i meget lidt forurenede atmosfære. F.eks. en undersøgelse fra Polen, hvor årsmiddelværdier for sod på $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og årsmiddelværdier for svovldioxid på $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gav en overvægt af kronisk bronkitis og astmatisk sygdom sammenlignet med områder hvor årsmiddelværdien for sod var $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og svovldioxid $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 1979). Det vises ofte ved sådanne undersøgelser at der eksisterer en synergisme med cigaretrykning således at cigaretrygere i højere grad er udsat for virkningerne af luftforurening end ikke-rygere.

Flere undersøgelser har vist sammenhæng mellem lungefunktionsprøver og forurening. Det vil sige at den enkeltes vejrtræknings- evne varierer med forureningsniveauet, således at vejrtræknings- evnen nedsættes ved øget forureningsniveau. Ved en hollandsk undersøgelse fandtes lungefunktionen hos den samme persongruppe at være forbedret efter en tre års periode, hvor forureningen var reduceret til omkring 1/3. Forureningsniveauerne blev reduceret fra en maksimal værdi på $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for sod og $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svovldioxid til $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 3 år efter. Den øgede lungefunktion skal ses i lyset af at der almindeligvis findes en faldende lungefunktion med alderen (WHO 1979).

Der er også fundet variationer i sygeligheden som følge af kortvarige variationer i luftforureningsniveauet (WHO 1969). Det

er dog meget vanskelige undersøgelser at gennemføre og f.eks. har en undersøgelse revurderet resultaterne ved andre undersøgelser som viste sammenhæng mellem luftforureningsniveau og sygelighed og fundet at variationerne i sygelighed i høj grad kunne tilskrives meteorologiske forhold (Ipsen et al 1969).

Der er dog generel enighed om, at tidligere tiders forureningsniveauer kunne fremkalde langvarig og kortvarig sygelighed, men det interessante er, om der findes en tærskelværdi for udløsning af sundhedseffekter, og hvor denne tærskelværdi ligger.

Ved de amerikanske CHES-studier er der fundet en sammenhæng mellem forureningsniveauer, der ligger omkring de amerikanske accepterede standarder for luftforurening, og sygelighed i form af lungeinfektioner. Der er dog rejst nogen kritik af disse undersøgelser, og en endelig afvejning foreligger endnu ikke (Goldstein 1979).

Af nyere undersøgelser kan nævnes en canadisk undersøgelse, hvor tre byer med forskellige forureningsniveauer varierende fra for svævestøv 131 μg til 84 μg , for svovldioxid fra 123 μg til 15 μg alt sammen pr. m^3 og som årsmiddelværdi, hvor der ikke kunne påvises nogen helt sikker forskel i lungefunktionen (Aubrey et al 1979). Disse værdier er ret høje sammenlignet med det i Danmark normalt forekommende niveau.

I en anden undersøgelse sammenlignes lungefunktionen og sundhedsstatus hos udvalgte stikprøver af mindre børn i to byer i England med forskellig luftkvalitet nemlig svovldioxidkoncentrationer på henholdsvis ca. 30 og ca. 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdier. Der kunne ikke påvises nogen sikker effekt af denne luftforureningsforskel (Sharrett et al 1979).

Der er i Danmark foretaget forskellige undersøgelser af børnegrupper som lever under forskellige luftforureningsforhold. Man har sammenlignet børn fra det indre af Fredericia med børn fra landområder omkring Fredericia (miljøstyrelsen 1978) og børn fra København og Odense (Holma 1979). Det har ikke i disse undersøgelser været muligt at afsløre forskelle i

lungefunktion og luftvejssygelighed der kunne tilskrives den generelle luftforurening.

Den sidste undersøgelse indgår i et internationalt WHO-projekt, hvor børnegrupper fra forskellige lande sammenlignes (Colley et al 1980), hvor man konkluderer at der er en usikkerhed angående det laveste niveau for effekt af luftforurening, men at der i det mindste over $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svovldioxid og svævestøv eksisterer påvirkning af lungefunktion hos børn. De indvundne data for børn i Danmark tyder på at der ikke er nogen effekter ved svovldioxidniveauer under $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og svævestøvniveauer under $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En nylig undersøgelse i tyske byer med svovldioxidniveauer fra 60 til $139 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som middelværdi og svævestøv på 75 til $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som middelværdi tyder på at det ikke kan udelukkes at der eksisterer effekter på lungefunktionen ved disse forureningsniveauer (Dolgnier et al 1980).

OECD har i en nylig rapport vurderet at der er en variation i sygeligheden som afhænger af sulfatkoncentrationen. De vurderer at den generelle sygelighed ændrer sig med koefficienten 0,00504 pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som sulfatkoncentrationen ændres (OECD 1980). Dette resultat er opnået ved primært at beregne ændringer i dødeligheden og herefter antage, at der eksisterer en parallelitet mellem dødelighedsændringer og sygelighedsændringer. Beregningsmetoderne begrundes på en amerikansk publikation af Lave og Seskin, 1977. Det er ikke klarlagt, hvordan sulfatkoncentrationen varierer med svovldioxidemissionen fra f.eks. kraftværker. OECD's beregningsmetode som blandt andet forudsætter at der ikke eksisterer en nedre tærskelværdi for effekterne, må indtil videre betragtes som værende på eksperimentel stadiet og vil ikke blive gennemdiskuteret her. Et væsentlig problem ved denne betragtningsmåde er, at det er vanskeligt at forestille sig hvordan sulfatpartiklerne kan producere denne effekt blandt andet fordi vi har observationer fra arbejdsmiljøer med meget høje sulfatkoncentrationer som ikke giver nogen væsentlig sygelighed (WHO 1979).

Der er gennemført forskellige forsøg på at vurdere udgiften til sygelighed på grund af luftforurening (f.eks. Carpenter 1979, OECD 1980), hvor man f.eks. forsøger at vurdere den relative størrelse af sygeligheden betinget af luftforureningen og ganger den med sundhedsvæsenets udgifter til de pågældende sygdomme. Denne sundhedsøkonomiske vurderingsmetode er dog endnu ikke fuldstændig udviklet og må indtil videre betragtes som på eksperimental stadiet.

Astma.

Mennesker med astma udgør en speciel risikogruppe for luftforurening. Dette er umiddelbart nærliggende da som tidligere nævnt luftforureningen kan øge modstanden mod vejtrækningen ved at trække bronkierne sammen og da astmatikere har en ringere reservekapacitet end andre. Der er da også tidligt vist en sammenhæng mellem astmaanfald og luftforurening (WHO 1979).

I en undersøgelse har man i to New York-kvarterer sammenstillet luftforureningsniveauerne med besøgene på skadestuer for astma. I det ene kvarter fandtes ingen relation til antallet af daglige besøg og sod eller svovldioxidkoncentrationen mens der i det andet kvarter fandtes en stærk sammenhæng mellem daglige astmatilfælde og niveauet af SO_2 , men ikke af sod (Goldstein et al 1974). I en nylig offentliggjort undersøgelse har forskellige grupper af astmatikere bosiddende i Los Angeles i løbet af 34 uger i årene 1972-1975 ført dagbog over deres tilstand. Astmatilfældene blev sat i relation til niveauet af fotokemiske oxidanter, svævestøv, temperatur, relativ fugtighed og middelvindhastigheden. Deltagerne havde tendens til at have flere anfald på dage med høj oxidant og partikulær forurening samt på kolde dage. Middeloxidantniveauet lå omkring 0,05 ppm og på det mest forurenede sted på 0,14 og den partikulære forurening lå på omkring $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og det mest forurenende sted på godt $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Whittmore 1980).

I et eksperimentelt studium blev normale og astmatikere udsat for blandet nitrogendioxid og svovldioxid i koncentrationer på hver for sig på omkring $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Udsættelsen varede i to timer

uden at der opstod nogen ændring i lungefunktionsparametrene men der viste sig en lille forværring i den subjektive opfattelse af tilstanden (Linn et al 1980).

Et enkelt forsøg viser at astmatikere som var udsat for $190 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ i en time fik forøget tendens til astmaanfald (WHO 1977), men dette forsøg har ikke kunnet reproduceres.

Andre allergiske sygdomme.

Det er vurderet fra Statens Levnedsmiddelinstitut at krom og nikkel i føden kan medvirke til at vedligeholde etableret overfølsomhedseksem for krom og nikkel. Hvorvidt de fra kul og olieafbrænding spredte nikkelmængder har nogen betydning for det kan ikke siges på nuværende tidspunkt (Statens Levnedsmiddelinstitut 1980).

Kredsløbs- og hjertelidelser.

Det kan ikke på forhånd afvises at luftforurening kan have indflydelse på udviklingen af kredsløbs- og hjertesygdomme. Det har ved dyreeksperimenter kunne vises, at kulilte i høje koncentrationer kan medvirke til udvikling af hjertelidelser.

Der har dog ikke været nogen der har forsøgt at vurdere størrelsen af en sådan effekt. Det har længe været accepteret, at rygning kan øge hyppigheden af hjertesygdomme og det er nylig vist i en undersøgelse, af kvindelige læger i England, at rygere har flere hjertesygdomme end ikke-rygere (Doll 1980) idet det samme tidligere er vist for mænd. Problemet ved at undersøge den generelle luftforureningseffekt på hjertesygdomme er som tidligere omtalt, at det er næsten umuligt at få styr på luftforureningspåvirkningen på store sammenlignelige grupper, og det vil i alle tilfælde være en ringe effekt, som luftforureningen kan have på det totale antal hjertesygdomme. Det er sammenlignet hermed en ganske enkelt sag at tælle antallet af cigaretter.

Kræft.

Allerede i 1775 beskrev Percival Pott sammenhængen mellem udsættelse for skorstenssod og hudkræft hos skorstensfejere (1775).

Der eksisterer ikke nogen egentlig uenighed om, at forbrændingsprodukter fra afbrænding af fossile og recente brændstoffer er kræftfremkaldende (se f.eks. Rannug et al 1978), Environmental Health Perspectives vol. 22 februar 1978, Falk et al 1979, Kanarek et al 1979, Berlin et al 1978, Horn 1979) denne konklusion gælder også selv om Royal College of Physicians of London 1970 konkluderede at der var evidens mod at luftforurening var en kasual faktor i fremkaldelsen af lungecancer (WHO 1979).

Miljøstyrelsen og sundhedsstyrelsen har da også i publikation fra 1978 om luftkvalitet og sygelighed vurderet at udeluften synes at være en medvirkende årsag til lungekræftens opståen.

Der er nogen diskussion om den kræftfremkaldende effekt forudsætter at cigaretrykning først har beskadiget epitelet for at udeluften kan udfolde sine virkninger eller om de luftforurenende stoffer i sig selv kan fremkalde kræft. Den almindeligste mening er, at der er en stærkere effekt af udeluften hos cigaretter rygere men effekten kan dog også genfindes hos ikke-rygere.

Ekstrakter af den almindelige byluft er i stand til at fremkalde mutationer ved mutagenicitetstest og den er desuden i stand til at fremkalde kræft hos forsøgsdyr (Rannug et al 1978). Den mutagene effekt af røggassen fra oliefyr er måske større end fra kulfyring (Eriksson 1980).

Der er talrige cancerfremkaldende forbindelser i røgen. Af spormetallerne findes arsen, beryllium, krom, nikkel og eventuelt selen, idet selen i visse forbindelser kan være cancerfremkaldende (Löfroth 1977). Yderligere forekommer en lang række kulbrinter, hvoraf talrige polycykliske aromatiske kulbrinter og heterocykliske kulbrinter er kræftfremkaldende og kan genfindes i

kulrøgen. Der er nogen diskussion om kvælstofoxid i luften kan danne sekundære nitrosaminer, men i så fald kan disse være stærke cancergener (Löfroth 1977).

Det er meget usikkert, hvor stor en effekt den samlede atmosfæriske luftforurening har på antallet af concertilfælde, men Doll konkluderede i 1978 at det ikke kan være mere end 5 tilfælde af lungecancer pr. 100.000 personer pr. år i de europæiske populationer, som kan tilskrives luftforureningen. Berlin vurderede ud fra undersøgelser af overrisiko hos rygere i byen sammenlignet med rygere på landet, at det maksimale tilskud på grund af luftforurening kan udgøre op imod 200 concertilfælde pr. år i Sverige. Hvis dette er rigtigt og latens-tiden for cancer er mindst 20 år vil denne del af concertilfældene stige mange år endnu, idet luftforureningen først begyndte at falde for ca. 10 år siden.

Vurderinger fra Sverige angiver at fossile brændsler kan give op til 5 til 10 lungecancer tilfælde pr. 100.000 rygende mænd (Berlin 1978). Hvis kraftværkerne bidrager med 10% af den eksterne forurening, og hvis tallene fra Sverige kan overføres til Danmark fås 0,5 - 1 concertilfælde pr. 100.000 rygende mænd pr. år som følge af bidragene fra kraftværkerne. Kvinderne bidrager til tallet med en noget mindre værdi, og hvis effekten hos ikke-rygere er begrænset kommer vi måske op på en halv snes lungecancer tilfælde om året på grund af kraftværksfyring. En anden vurdering angiver en risiko for nogle få ekstra tilfælde af lungecancer blandt Europas befolkning pr. 20-driftsår for et olie- eller kulfyret kraftværk på 1000 MW(e) (Statens offentliga utredningar 1979).

Dødelighed.

Det er klart vist at dødeligheden varierer med forureningsniveauet og at den kan blive meget stor ved meget høje forureningsniveauer.

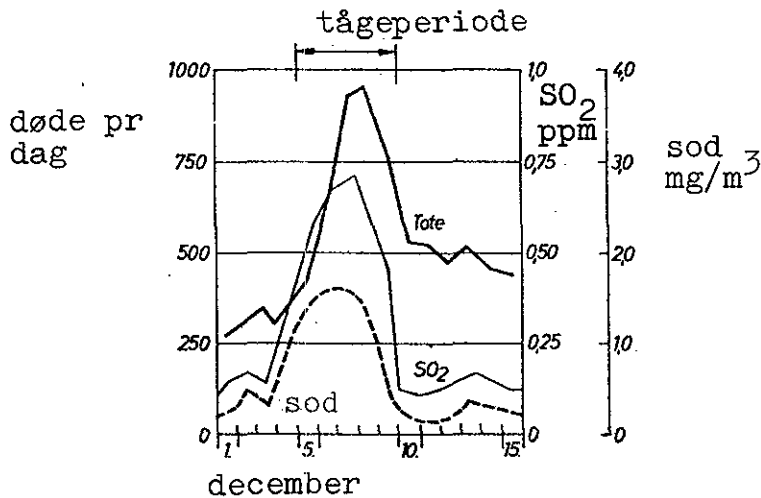


Fig. 4.: Smogepisoden i London 1952, fra Horn 1979.

Figur 4 viser sammenhængen mellem svovldioxid og kulkoncentrationer i London-atmosfæren under smog-episoden i december 1952 og dødeligheden. Tilsvarende kurver er lavet ved andre smog-episoder. Det er naturligvis ekstra interessant at finde ud af, om dødeligheden fortsat varierer med luftforureningen ved meget små forureningsniveauer. I vinteren 1958-59 er det vist at dødeligheden i London varierede ved luftforureningen selv ved små variationer i dette. (Martin et al 1960). Det er dog samtidig i disse tilfælde vist, at overdødeligheden skyldes øget dødelighed blandt i forvejen meget syge personer og der er nogen mulighed for, at variationerne i luftforureningen blot er i stand til at forskyde dødeligheden nogle få dage og dermed producere variationer parallelt med luftforureningen, men det kan ikke umiddelbart betragtes som værende af meget væsentlig betydning.

Ud fra meget omfattende statistiske tællinger i USA er det beregnet at dødeligheden øges med 0,046 pr. 1000 personer pr. år for hvert μg som sulfatkoncentrationen øges (Lave og Seskin 1977). Dette resultat er taget med i en rapport fra OECD, der søger at vurdere skadevirkningerne som følge af svovldioxidforureningen. Det er naturligvis en meget spændende måde at løse problemet på, men der er fortsat stor diskussion om resultatet blandt andet fordi det er vanskeligt at forstå at sulfatkoncentrationen i sig selv giver denne effekt. I et nyligt arbejde har det heller ikke været muligt at reproducere denne effekt, selv om der især for de ældre aldersgrupper fandtes en sammenhæng mellem luftforurening og dødelighed idet denne sammenhæng viste sig for svævestøv og luftbåren mangan. Koncentrationerne af svævestøv var over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og sammenhængen var stærkest for de ældste

aldersgrupper (Lipfert 1980).

Andre vurderinger af sundhedseffekter som følge af øget kulanvendelse.

Der foregår på internationalt plan et stort arbejde for at vurdere effekten af luftforurening som følge af kulfyring. Der kan nævnes helt små artikler, hvor en nævner at der med den eksisterende luftforureningskontrol-teknologi ikke vil fremkaldes sundhedsvirkninger af øget kulfyring (McCarroll 1980).

Fra norsk side foreligger en vurdering af effekten af at bygge et stort kulfyret kraftværk ved Oslo-fjorden, som gennemgår hele feltet og konkluderer at kulfyring er mere risikabel end oliefyring (Aune 1979). Det kan nævnes at denne rapport går ud fra et betydeligt større udslip af partikler fra et kulfyret kraftværk end fra et oliefyret kraftværk.

Der er i Sverige foretaget et stort udredningsarbejde omkring miljøvirkninger af energiproduktion. (se f.eks. Statens offentlige utredninger 1977). Arbejdet videreføres stadig og interesserede henvises dertil.

Der foreligger fra amerikansk side en række artikler om resultatet af et officielt arbejde på at vurdere effekten af øget kulfyring. Artiklerne dækker alle områder vedrørende kulfyring og er offentliggjort i Environmental Health Perspectives vol. 33, december 1979.

Litteraturliste.

Miljøstyrelsen:

Kviksølv - anvendelsesområder og muligheder for at reducere kviksølvforureningen. Rapport fra en arbejdsgruppe.
København 1978.

Miljøstyrelsen og sundhedsstyrelsen:

Luftkvalitet og sygelighed, rapport fra en arbejdsgruppe.
København 1978.

OECD, Air Management Group:

The Costs and Benefits of Sulphur Oxide Control - A Methodology Study.
Paris 1980.

Statens offentliga utredningar (SOU):

Energi - Hälsa - miljö, Betänkande av energi- och miljökommittén.
Stockholm 1977: 67

Statens offentliga utredningar (SOU):

Hälso- och miljöverkningar vid användning av fossila bränslen.
Stockholm 1977:68

Statens Levnedsmiddelinstitut:

Levnedsmidler og tilsætningsstoffers betydning ved allergi og intolerance. Redegørelse fra en arbejdsgruppe.
København 1980.

Statens Strålskyddsinstitut:

Cancerrisken. Statens Strålskyddsinstituts rapport till energi- och miljökommittén om kärnkraftens hälso- och miljörisker.
Bakgrundsdokument. Preliminär version 4.
Stockholm 1977.

WHO, Environmental Health Criteria 4:

Oxides of nitrogen.
Geneva 1977.

WHO, Environmental Health Criteria 8:

Sulfur Oxides and Suspended Particulate Matter.
Geneva 1979.

Francine Aubrey, Graham W. Gibbs et al:
Air Pollution and Health in Three Urban Communities.
pp. 360-167, 1979.

Tore Aune, Miljøverndepartementet:
Helsevirkninger av fossilfyrt varmekraftverk ved Oslofjorden.
Oslo 1979.

Elsa Bach:
Voksnes belastning med kviksølv. Delrapport om en befolkningsundersøgelse i miljøstyrelsens undersøgelsesprogram for tungmetaller: Dansk Institut for klinisk epidemiologi.
København 1980.

Berlin, M Cederlöf R:
Hälsoeffekter av energiproduktion i Sverige i "Industridepartementet, Energikommissionen":
Spridning och hälsoeffekter av luftföroreningar. Underlagsrapporter till rapport om miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi från Expertgruppen för säkerhet och miljö.
Stockholm 1978. DsI, 1978:23.

J.P. McBride, R.E. Moore et al:
Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal and Nuclear Plants. Radiation doses from airborne effluents of a coal-fired plant may be greater than those from a nuclear plant.
Science 202, pp. 1045-1050 1978.

Per Camner, Birger Bakke:
Nose or Mouth Breathing .
Environmental Research 21, pp 394-398, 1980.

Ben H. Carpenter, James R. Chromy et al:
Health Costs of Air Pollution: A Study of Hospitalization Costs.
AJPH.69, 1232-1241, 1979.

James McCarroll, Electric Power Research Institute:
Health effektcts associated with increased use af coal.
Journal of the Air Pollution Control Association, 30
pp 652-656, 1980.

R. Cederlöf, R. Doll et al:

Air pollution and cancer, risk assessment methodology and epidemiological evidence.

Environmental Health Perspectives, 22, pp.1-12, 1978.

Roger J. Cheng, Volker A. Mohnen et al:

Characterization of Particulates from Power Plants.

Journal of the Air Pollution Control Association,

26, pp. 787-790, 1976.

J.R. Colley, L.J. Brassler:

Chronic Respiratory Diseases in Children in Relation to Air Pollution:

Report on a WHO study.

København 1980.

Reinhard Dolgner, Thomas Eikmann et al:

Erhebungen über die Wirkung von Luftverunreinigungen auf den Menschen - epidemiologische Untersuchungen an Erwachsenen und Kindern.

Staub-Reinhalt. Luft, 40, pp. 418-425, 1980.

R. Doll: Atmospheric pollution and lung cancer:

Environmental Health Perspectives, 22, pp. 23-32, 1978.

R. Doll et al: (Citeret efter abstract)

Rygning og mortalitet blandt læger.

Br. Med. J, 1:967 m 1980.

Kjelle Eriksson:

PAH- NO_x- och metallemissioner vid kol- och oljeledning".
Målerapport til Södertälje kommun 1980.

Lois R Ember:

Can air pollutants cause chronic lung diseases?

Environment Science & Technology, 12, pp. 1356-1359, 1978.

Hans L. Falk, William Jurgelski, Jr.
Healths Effects of Coal Mining and Combustion; Carcinogens
and Cofactors.
Environmental Health Perspectives, 33 pp. 203-204, 1979.

Lars Friberg, Gunnar F. Nordberg, Velimer B. Vouk (red).:
Handbook on the Toxicology of Metals.
Amsterdam 1979.

Physical Factors Affecting the Mutagenity of Fly Ask from a
Coal-Fired Power Plant.
Science, 204, pp. 879-881, 1979.

Bernard D. Goldstein:
Health Effects of the Gas-Aerosol Complex. Report to Special
Committee on Health and Ecological Effects of Increased Coal
Utilization.
Environmental Health Perspectives, 33, pp. 191-202, 1979.

F. Goldstein and Block:
Asthma and Air Pollution in Two Inner City Areas in New York City.
Journal of the Air Pollution Control Association, 24,
pp 665-670, 1974.

D.H. Groth:
Carcinogenity of Beryllium: Review of the Literature.
Environmental Research 21, pp 56-62, 1980.

W.W. Holland, A.E. Bennett et al:
Special Issue on Particulate Air Pollution, Health Effects of
Particulate Pollution: Reappraising the Evidence.
American Journal of Epidemiology, 110, pp. 525-527, 1979.

Bo Holma, Magdalena Lindegren et al:
pH Effects on Ciliomotility and Morphology of Respiratory
Mucosa.
Achieves of Environmental Health, 32, pp. 216-226, 1977.

Frederik W. Lipfert:

Statistical Studies of Mortality and air Pollution.

The Science of the Total Environment, 15, pp. 103-122, 1980.

P. Lüderitz:

Zur Bedeutung der Begriffe Schwellenwert - Grenzwert - Risiko bei der Begründung hygienischer Normative für Verunreinigungen der Umwelt.

Z.ges.Hyg., 26, pp. 515-517, 1980.

Göran Löfroth:

Om förekomst av n-nitrosföreningar. Särskilt med anseende på förekomst i luft och bildning ur komponenter i luft i "Industri-departementet, Energikommissionen":

Spridning och hälsoeffekter av luftföreningar. Underlagsrapport till rapport om miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi från Expertgruppen för säkerhet och miljö.

Stockholm 1977.

Göran Löfroth:

Cancerframkaldande ämnen i oxidationsbånslecykeln i "Industri-departementet, Energikommissionen:

Spridning och hälsoeffekter av luftföroreningar. Underlagsrapporter till rapport om miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi från Expertgruppen för säkerhet och miljö.

Stockholm 1978.

A.E. Martin, W.H. Bradley:

Mortality Fog and Atmospheric Pollution. An investigation during the winter 1958-59..

Monthly Bulletin of the Ministry of Health and the Public Health Laboratory Service, 19, pp. 56-73, 1960.

Frederick J. Miller, Donald E. Gardner et al:

Size considerations for establishing a standard for inhalable particles.

Journal of the Air Pollution Association, 29, 99 610-615, 1979.

B. Holma, G. Kjaer, J. Stockholm:
Air Pollution, Hygiejne and Health of Danish Schoolchildren.
The Science of the Total Environment, 12, pp. 251-286, 1979.

Karlwilhelm Horn:
Lufthygiejne, Medizinische Aspekte des Umweltshutzes.
Berlin 1979.

Johannes Ipsen, Magaret Deane et al:
Relationsships of Acute Respiratory Disease to Atmospheric
Pollution.
Arch. Environemntal Health, 18 pp.4612,471, 1969.

Anders Ottar Jensen & Hans Siggaard Jensen:
Medicinsk Videnskabsteori. Chr. Ejlerts forlag.
København 1976.

H.C. Kanarek, K.J. Yost:
A Study of Cancer Mortality in an Urban Industrial Environment.
J. Environmental Science Health, A14(8), pp. 641-681, 1979.

Michael T. Kleinman, William S. Linn et al:
Effect of Ammonium Nitrate Aerosol on Human Respiratory Func-
tion and Symptoms.
Environmental Research 21, pp. 317-326, 1980.

Lester B. Lave, Eugene P. Seskin:
Air Pollution and Human Health.
USA 1977.

M.Y. Lim, IEA:
Trace Elements from Coal Combustion - atmospheric emission.
London 1979.

William S. Linn, Michael P. Jones et al.
Respiratory Effects of Mixed Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide
in Human Volunteers under Simulated Ambient Exposure Conditions.
Environmental Research, 22 pp. 431-438, 1980.

Paul E. Morrow:

Evaluation of Inhalation Hazards Based Upon the Respirable Dust Concept and the Philosophy and Application of Selective Sampling. Industrial Hygiene Journal, pp 213-236, may-june 1964.

Percivall Pott:

Chirurgical observations relative to cataract, polypus of the Nose, cancer of the Scrotum etc.
London 1775.

Ulf Rannug och Agneta Hedenstedt:

Carcinogena och mutagena effekter av luftprover.
Naturvårdsverket, rapport.
Stockholm 1979.

Richard B. Schlesinger and Morton Lippmann:

Selective Particle Deposition and Bronchogenic Carcinoma.
Environmental Research 15, pp. 424-431, 1978.

Jane Schusky:

Public Awareness and Concern with Air Pollution in the St. Louis Metropolitan Area.
Journal of the Air Pollution Control Association, 16, pp 72-76, 1966.

Michael T. Sharratt:

Pulmonary Function and Health Status of Children in Two Cities of Different Air Quality. A. Pilot Study.
Archives of Environmental Health, 34, pp. 114-119, 1979.

Arne Kjær Sørensen og Finn Vester:

Forekomst af polyaromatiske hydrocarboner i atmosfæren.
2. Analyse af luftprøver indsamlet i København og på Sydlangeland.
København 1980.

Alice Whittemore, Edward L. Korn:
Asthma and Air Pollution in the Los Angeles Area.
AJPH 70, pp. 687-696, 1980.

SUNDHEDSEFFEKTER AF LUFTFORURENING
MED SPECIELT HENBLIK PÅ KULFYRING

af

Jørgen Bengtsson og Peder Skov

November 1980

FORORD

De sundhedsmæssige effekter af indholdsstofferne i kulrøg indgår som et led i arbejdet på at vurdere konsekvenserne af øget kulfyring på vore kraftværker.

Lægerne Jørgen Bengtsson og Peder Skov har på foranledning af miljøstyrelsen gennemgået litteraturen for at udtrage den eksisterende viden, der skal indgå i den endelige vurdering af de sundhedsmæssige effekter af et givet kulkraftværk.

Arbejdet skal ses som en af forudsætningerne for miljøstyrelsens vurdering af de sundhedsmæssige konsekvenser af kulfyring, således at arbejdet ikke nødvendigvis udtrykker miljøstyrelsens synspunkter.

Miljøstyrelsen, november 1980.

Jens Steensberg

1. INTRODUKTION

Dette arbejde er et led i en vurdering af eventuelle sundhedseffekter ved et øget forbrug af kul ved kraftværker.

Arbejdet falder i to hovedafsnit.

- 1) En generel vurdering af luftforurenings sundhedseffekter, og de overvejelser, der ligger til grund for fastsættelse af luftkvalitets kriterier og normer.
- 2) En specifik vurdering af de ved kulfyring frigjorte luftforureningskomponenters sundhedseffekter, samt summarisk information om de luftkvalitetsstandarder, der eksisterer for disse komponenter.

Som et led i det udredningsarbejde, der er igangsat af miljøstyrelsen, vil det senere blive nødvendigt at supplere denne oversigt med en mere specifik vurdering af det nationale luftforureningsniveaus sundhedseffekter og konsekvenser for disse effekter ved øget anvendelse af kulfyring.

Jørgen Bengtsson

Peder Skov

INDHOLDSFORTEGNELSE

Side

1. INTRODUKTION	3
2. INDLEDNING	5
3. LUFTFORURENINGS SUNDHEDSVIRKNINGER	7
3.1. Data om ekspositions- og sundhedseffekter	7
3.2. Akutte effekter	9
3.3. Langsigtede effekter andre end cancer	10
3.4. Lungecancer	12
3.5. Andre effekter	13
4. LUFTKVALITETSSTANDARDE OG KRITERIER	14
5. POLLUTANTER	16
5.1. Svovldioxid og svævestøv	17
5.2. Nitrogenoxider	31
5.3. Polycycliske organiske forbindelser	40
5.4. Kulmonoxid	46
5.5. Fotokemiske oxidanter	51
6. SPORSTOFFER	56
6.1. Generelt om sporstoffer	57
6.2. Arsen	63
6.3. Cadmium	67
6.4. Mangan	71
6.5. Vanadium	74
6.6. Kviksølv	77
6.7. Bly	82
6.8. Nikkel	85
6.9. Chrom	87
6.10 Selen	90
6.11 Radionucleider	92
7. LITTERATURHENVISNING	94

2. INDLEDNING

Med luftforurening menes sædvanligvis stoffer, som tilføres atmosfæren gennem menneskers virksomhed. i sådan mængde og varighed, at risici opstår for menneskers sundhed, velbefindende og trivsel, eller at skader forvoldes på dyr, planter og materialer, eller at forandringer sker i vejre og klima.

Væsentlige kilder til luftforureningen er afbrænding af fossilt brændsel (kul, olie og benzin) i forbindelse med energiproduktion (opvarmning, el-fremstilling, industriproduktion og transport).

Luftforureningen, der frigøres ved afbrændingen af fossilt brændsel, består af gasarter og dampe, såsom svovldioxid (SO_2), nitrogenoxider (NO_x), hydrocarboner (HC_x), ozon (O_3), kulmonoxid (CO) m.m., faste (svævestøv) og flydende (aerosoler) partikler.

Optagelse ved indånding er den vigtigste adgang til kroppen for luftforureningskomponenterne.

Et menneske indånder dagligt ca. 9000 l luft, den indåndede mængde øges ved øget aktivitet.

Luftvejene består af næsehulen, svælget, luftrør og bronkier, hvor igennem luften passerer til lungeblærerne, hvor udvekslingen af ilt og kulstveilt med blodet foregår.

Slimhinden i næsehulen, luftrør og bronkier er beklædt med fimrehår. Disse fimrehår slår med ca. 1000 slag i minuttet og skubber et sejt slimlag med retning mod svælget. Dette seje slimlag besidder en stor evne til at neutralisere såvel sure som basiske gasarter og tjener således til at beskytte slimhinden og bortfjerne indåndede forureningskomponenter.

I lungesækkene findes fritliggende celler med evne til at optage partikler og væskedråber. Disse celler vandrer opad mod de slimhindebeklædte bronkier, transporteres mod svælget sammen med slimet og synkes som regel, hvorved indåndede luftforureningskomponenter kan nå mave-tarmkanalen og absorberes der.

Absorptionen af gasser i luftvejene bestemmes af gasartens vandopløselighed. Svovldioxid er meget vandopløseligt - og absorberes hovedsageligt i næsens slimhinde, medens nitrogenoxider og ozon er relative vandopløselige gasser og trænger derfor ned

til lungeblærerne. Vandopløselige gasser kan dog ved at være adsorberet til faste partikler eller opløst i væskepartikler trænge ned til lungesækkene.

De fleste partikler større end $10\ \mu\text{m}$ fjernes ved passage gennem næsen. Partikler mindre end $10\ \mu\text{m}$ aflejres i alle niveauer af luftvejene, hovedsageligt afhængig af de indåandede partiklers størrelse, form og vægt, opbygningen af luftvejene og åndningsfrekvensen for det enkelte individ.

Partikler omkring $2\ \mu\text{m}$ aflejres i særlig grad i lungesækkene. Det er samtidig disse partikler, som frembyder vanskeligheder ved rensning af røgen fra kul- og oliefyring.

Luftforureningskomponenternes videre skæbne i organismen afhænger udover ovenstående forhold af deres fordeling, omdannelse og udskillelse. Eksempelvis kan nogle stoffer omdannes til mere giftige stoffer i leveren.

3. LUFTFORURENINGENS SUNDHEDSVIRKNINGER

Viden om luftforureningskomponenternes virkninger på sundheden kan skaffes fra kemien, fra laboratorieeksperimenter med dyr og mennesker, og fra epidemiologiske studier i industriens arbejdsmiljø, hvor enkelte luftforureningskomponenter forekommer i meget høje koncentrationer i den luft, de ansatte indånder. Disse forhold er dog så forskellige fra dem, der hersker for befolkningen som helhed, at konklusioner fra ovenstående undersøgelser vedrørende sammenhænge mellem luftforureningsniveauer og sundhedseffekter for befolkningen vil have begrænset gyldighed.

Den nævnte viden må suppleres med epidemiologiske undersøgelsesresultater, hvor man har sammenholdt data fra undersøgelser af befolkningens sundhedstilstand med data fra måling af luftforureningskomponenterne.

De epidemiologiske undersøgelsesdatas kvalitet og gyldighed med hensyn til de faktiske forhold er bl.a. afgørende for, i hvor høj grad man kan udtale sig om årsagssammenhænge mellem luftforurening og sundhedsskader, og med hvilken sikkerhed man kan udtale sig om fremtidige risici for befolkningen ved en forøget kulfyring.

3.1. Data om eksposition og sundhedseffekter

Befolkningens eksposition for enkelte luftforureningskomponenter eller blandinger af disse skifter med tiden: år, sæson, dag, time, minut. Endvidere bevæger individerne sig indenfor et kort tidsinterval fra en lokalitet til en anden, fra indendørs- til udendørsmiljøet og til arbejdsmiljøet. Inden for lidt længere tidsintervaller skifter nogle bopæl.

Luftforureningsdata er oftest indsamlet fra få stationære målestationer, som måler få komponenter, såsom svovldioxid og svævestøv, over længere tidsintervaller (måned, år).

Luftkoncentrationen af svovldioxid er blevet brugt som en indikator for koncentrationen af de øvrige luftforureningskomponenter. Brug af brændsel med varieret svovlindhold gennem tiden og rensning af brændselsrøgen for svovldioxid har medført, at svovl-

dioxid som indikator er af særdeles begrænset værdi, når man skal vurdere luftforureningsniveauets ændringer gennem tiden.

Hvor de epidemiologiske undersøgelser ikke har haft målte luftforureningsdata til rådighed, har man måttet ty til at beregne luftforureningsniveauet eller graden på basis af brændselsforbrug, udledning af luftforureningskomponenterne og meteorologiske forhold.

Det er således uhyre vanskeligt at få gyldige data om hvilke og hvor store mængder luftforureningskomponenter, de undersøgte befolkningsgrupper faktisk har indåndet gennem tiden.

I praksis påvirkes den menneskelige organisme altid af flere forureningskomponenter, hvorfor flere virkningsmekanismer kan optræde med a) uafhængig virkning b) sammenlagt virkning c) modsat virkninger eller d) potenserende virkning.

Luftforureningskomponenterne kan medføre såvel lokale effekter på luftvejene som effekter på den øvrige del af organismen.

Effekterne kan have akut eller kronisk karakter og manifesterer sig eventuelt først et stykke tid efter ekspositionen. (Lungecancer 20-50 år).

Effekterne kan ytre sig over et bredt spektrum fra almindelig ubehag og nedsat evne til at rense luftvejene til sygdom og død. Hvor indsamlingen af data om ubehag og gener er behæftet med større måleusikkerhed og usikkerhed om betydningen for sundheden end de mere markante begivenheder (såsom død).

Forholdet mellem dosis af en luftforureningskomponent og antallet af individer, der rammes af en given effekt, kaldes et dosis-respons forhold. Mens forholdet mellem dosis og graden af en effekt hos det enkelte individ kaldes dosis-effekt forhold.

Effekten af dosis-hastigheden, f.eks. stor dosis over kort tid sammenlignet med lille dosis over lang tid, er ikke særligt velbelyst.

Viden om dosis-respons forhold for de enkelte luftforureningskomponenter og for kombinationen af disse kan bidrage til vurderingen af fremtidige risici ved en forøget kulfyring.

Ved vurderingen af luftforureningskomponenternes betydning for de registrerede sundhedsskader må andre væsentlige faktorer,

såsom tobaksrygning, erhverv, social status, nuværende og tidligere boligforhold m.v. inddrages i analysen.

Endvidere må en sådan analyse tage hensyn til, at de registrerede sundhedsskader for en stor del er et resultat af de forudgående 10-50 års påvirkninger, og at de nuværende ekspositionsforholds betydning for sundhedsskaderne først vil manifestere sig i løbet af 10-50 år.

Det er således vanskeligt at få gyldige data om, hvilke sundhedsskader luftforureningskomponenterne bidrager til og i hvor høj grad.

3.2. Akutte effekter

Det er veldokumenteret, at kortvarig eksposition af høje koncentrationer af luftforurening medfører øget akut dødelighed blandt småbørn og ældre, samt især personer, der i forvejen lider af hjerte-lunge sygdomme (Donora 1948, London 1952, New York 1953).

I London blev der målt op til $3.800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 48 timers gennemsnit svovldioxid og $4.500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 48 timers gennemsnit sod. En øget dødelighed blev registreret blandt ældre og kronisk syge ved koncentrationer på $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 timers gennemsnit for både svovldioxid og sod.

Nogle studier har kunnet forbinde bronkitis og astma hos kronisk syge til dage med høje luftforureningskoncentrationer. Disse undersøgelser målte kun svovldioxid og sod og fandt effekt, når svovldioxid var over $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 timers gennemsnit, samtidig med at sod var over $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 timers gennemsnit.

Øget forekomst af akutte luftvejslidelser (forkølelser o.l.) er blevet observeret på dage med højere luftforureningskoncentration i forhold til dage med lavere luftforureningskoncentration hos et udsnit af normalbefolkningen. Andre faktorer, såsom temperatur og fugtighed bidrog i høj grad til fluktuationerne i forekomsten af akutte luftvejdsidelser.

Enkelte studier har målt lungefunktionen uden at kunne forbinde ændringer i denne med ændringer i luftforureningen.

3.3. Langsigtede effekter andre end cancer

Langvarig eksposition af luftforurening er blevet sat i forbindelse med øget dødelighed og sygelighed af kroniske obstruktive luftvejslidelser. Til støtte for dette taler undersøgelser, der har undersøgt sygdomsforekomsten ved forskellige luftforureningsniveauer.

By/land undersøgelser har vist en øget dødelighed og sygelighed i byområder i forhold til landområder. Ved den øgede sygelighed også efter at have taget hensyn til rygevaner, mens dødelighedsundersøgelserne ikke er velkontrollerede med hensyn til rygevaner.

Undersøgelser af områder med forskellige luftforureningsniveauer og områder med ændringer af luftforureningsniveauet over en årække har fundet en øget dødelighed og sygelighed ved de højere luftforureningsniveauer, også efter at have taget hensyn til rygevaner.

Enkelte undersøgelser har undersøgt lungefunktionen, som viste sig at være bedst for gruppen, der opholdt sig ved de lavere luftforureningsniveauer.

Generelt for disse undersøgelser gælder, at rygning har langt den største indflydelse på dødeligheden og sygeligheden af kronisk obstruktive luftvejslidelser, og at der ved fravær af rygning kun findes en mindre indflydelse af luftforureningsniveauet.

Dette kunne forklares ved, at data om rygevaner er muligt at registrere relativt pålideligt. Hvorimod data om luftforureningseksposition ikke er lige så nøjagtige. Således at sammenligning af grupper med forskellig luftforureningseksposition vil være påvirket af, at gruppen, der defineres som højeksponerede, vil indeholde mange individer, der faktisk er laveksponerede, og vice versa for gruppen, der defineres som laveksponerede. Dette forhold vil medføre, at luftforureningseffekten undervurderes.

Alligevel vil ovenstående ikke være et tilstrækkeligt grundlag ved en vurdering af luftforureningens kvantitative betydning for dødelighed og sygelighed af kronisk obstruktive luftvejslidelser, idet en lang række af andre faktorer, såsom erhverv,

social status, nuværende og tidligere boligforhold, selektiv ind- og udvandring til byerne m.v., også kan have betydning, dels isoleret, dels i samspil med luftforureningen.

Der er foretaget enkelte undersøgelser af befolkningsgrupper, der er ensartede med hensyn til erhverv. Der fandtes en øget frekvens af luftvejssymptomer og en nedsat lungefunktion ved beskæftigelse i kraftigt forurenede områder, også efter at der var taget hensyn til rygevaner.

Informationen om luftforureningsniveauerne er sparsom i disse undersøgelser.

Ved at foretage epidemiologiske undersøgelser over sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser blandt grupper af børn, opnår man at eliminere faktorer såsom "egen tobaksrygning" og "erhverv". Desuden er børns opholdsvaner mere veldefinerede end voksnes. Børn bor og opholder sig nær deres skole. Børn, især de mindre, kan regnes som en gruppe, der er specielt følsomme for en eventuel luftforureningseffekt og således tjene som en responsindikator. Selv om "egen tobaksrygning"-faktoren ofte med god ret kan regnes for kontrolleret, er den ikke uden betydning i undersøgelse af ældre børn. Endvidere peger nyere undersøgelser på betydningen af forældrenes rygevaner for hyppigheden af luftvejslidelser.

De fleste børneundersøgelser finder en luftforureningseffekt på nedre luftvejslidelser, nogle få også på øvre luftvejslidelser eller på lungefunktionen, men ingen er i stand til at etablere klare dosis/respons relationer mellem luftpollutanterne og deres effekt på børn.

I en større international undersøgelse, startet af W.H.O. og gennemført i Holland, Tjekkoslaviet og Danmark, peger de prelimære data dog på et dosis/respons forhold mellem "standard smoke" og "morgen hoste".

Der har været rejst mistanke om, at børn med forøget hyppighed af luftvejslidelser i højere grad får kroniske obstruktive luftvejslidelser som voksne. Senere undersøgelser har bestyrket denne mistanke (16).

3.4. Lungecancer

Ved beregning af lungecancer dødsraterne i industrialiserede lande i dette århundrede har man kunnet påvise:

- 1) Progressiv stigning af raterne i dette århundrede, i starten kun for mænd, senere også for kvinder.
- 2) Raterne for mænd er betydelig større end raterne for kvinder i samme område.
- 3) Raterne er større i storbyer end i ikke bymæssige områder.

Øgningen anses fremfor alt at bero på tobaksrygning, specielt cigaretrygning. Spørgsmålet, om luftforurening er en bidragyder til lungecancer, er stadig uløst.

Argumenterne for luftforurening, som årsagsfaktor til lungecancer, er som følger:

- 1) Cancerfremkaldende stoffer er blevet identificeret i luften i forurenede byer.
- 2) En højere frekvens af lungecancer i byområder sammenlignet med landområder, også efter at have taget hensyn til forskelle i rygevaner.
- 3) Personer, der emigrerer fra et land med høj luftforurening til et land med lav luftforurening, udviser lungecancer dødsrater midt imellem de to lande.
- 4) Individuer med erhvervsmæssig udsættelse for kulbrinter (polycykliske), som også forekommer i den almindelige luftforurening, udviser overdødelighed af lungecancer.
- 5) Cigaretrøg er accepteret som årsag til lungecancer. Byluften indeholder lignende stoffer som cigaretrøg.

Det har ikke været muligt at opstille klare dosis/respons forhold for luftforurening og lungecancer. Det nærmeste er en omfattende regressionsanalyse af den aldersspecifikke lungecancer dødelighed i 48 stater i USA, salg af cigaretter pr. person over 15 år og gennemsnitlig koncentration af benz(a)pyren (polycyklisk aromatisk kulbrinte-forbindelse) kendt for at være cancerfremkaldende, hvor man fandt en øgning af luftindholdet af benz(a)pyren med 1 ng/m^3 svarede til en øgning af lungecancerfrekvensen med 5%.

Analysen blev også anvendt på data fra 19 europæiske byer, hvor man fandt, at antallet af lungecancer-tilfælde hos mænd blev øget 20% pr. ton kul anvendt pr. indbygger pr. år.

Disse dosis/respons forhold skal betragtes med stor forsigtighed, især hvad angår generelle forudsigelser om luftforureningen og lungecancer, men kan være velegnede som arbejdshypotese.

Den fundne øgede overhyppighed af lungecancer efter kontrol af rygevaner i byområder kan ikke utvetydigt tilskrives den almindelige luftforurening. Idet mange andre faktorer, såsom erhverv, levevaner, frigørelse af radioaktive gasser i boligen m.v., der kan have betydning for lungecancer-forekomsten, er forskellige for by- og landbefolkningerne.

Luftforureningskomponenterne er alligevel mulige kandidater og må betragtes som mulige bidragydere til forekomsten af lungecancer, dog i mindre udstrækning end cigaretrykning.

3.5. Andre effekter

Personer med hjertesygdom kan få forværret deres sygdom ved udsættelse for kulmonoxid. Endvidere er kulmonoxid mistænkt for at være en af mange årsagsfaktorer i udviklingen af åreforkalkning.

I fossilt brændsel findes et stort antal metaller med varierende koncentration. I kul findes bl.a. vanadium, nikkel, chrom og arsen, hvor nikkel, chrom og arsen vides at kunne være cancerfremkaldende hos mennesker. Endvidere forekommer kviksølv og cadmium, som tenderer til at akkumulere i fødekæder, og som har en høj giftighed, hvorfor selv små udslip på meget langt sigt kan føre til sundhedsskader.

I de aktuelle luftkoncentrationer er viden om metallernes betydning for befolkningens sundhed begrænset.

4. LUFTKVALITET, STANDARDER OG KRITERIER

Formålet med at opstille luftkvalitetsnormer og kriterier for fastsættelsen af disse er at forebygge og bekæmpe forurening af luft, og sekundært vand og jord, beskytte individer, befolkningsgrupper og deres afkom mod skadelige effekter af luftforureningen.

Fastsættelse af standarder og kriterier er baseret på dosis-effekt, dosis/respons og dosis/hastigheds forhold, samt under den antagelse, at der eksisterer tærskelværdier, d.v.s. koncentrationer, under hvilke der ikke forekommer nogen effekt. Mange forskere mener, at en sådan tærskelværdi ikke eksisterer (84).

Dosis-effekt/respons forholdene kan udvise en lineær sammenhæng, men behøver ikke at gøre det, hvilket vanskeliggør extrapolation fra en kendt effekt ved høje doser til forventet effekt ved lave doser.

Viden om dosis-effekt/respons og dosis/hastighedsforhold tilvejebringes ved toksikologiske undersøgelser på mennesker og dyr samt ved epidemiologiske undersøgelser af udvalgte grupper af den generelle population.

Ideelt set skal man have dosis-effekt/respons og dosis/hastighedsforhold klargjort for de forskellige enkelte forureningskomponenter, for kombinationer af disse, for forskellige effekter og for forskellig type af eksponeret befolkning.

Hvis registreringer af eksposition eller effekt ikke er tilstrækkeligt sensitive og specifikke, vil "ingen effekt" og "ingen respons" niveauet stige. Dette karakteriserer den nuværende viden om dosis - effekt/respons forhold, hvad angår luftforureningskomponenterne.

Med udgangspunkt i den eksisterende viden om en luftforureningskomponents virkning, og under hensyntagen til usikkerheden i denne viden, fastsættes kriterier af "eksperter", udpeget til dette af nationale eller internationale organisationer. Hvor valget af kriteriet afhænger af hvilken effekt, der skal tages hensyn til, i hvor høj grad og i hvor lang tid den må manifestere sig, hvem og hvor mange, der må udvise denne effekt.

Med udgangspunkt i disse kriterier og under hensyntagen til politiske, økonomiske og tekniske forhold fastsættes standarder af de offentlige myndigheder.

Disse standarder kan enten være vejledende eller lovfæstede.

Fastsættelsen af en luftkvalitetsstandard er således en politisk stillingtagen, hvilket man skal holde sig for øje, når man anvender standarder (grænseværdier) som udgangspunkt i vurdering af eventuelle sundhedsskader, af givne koncentrationer, af luftforureningskomponenter over forskellige tidsperioder.

5. POLLUTANTER

5.1. SVOVLDIOXID (SO₂) og SVÆVESTØV

INDLEDNING

Svovldioxid (SO_2) og svævestøv udgør en kvantitativ stor del af den luftforurening, der udsendes i forbindelse med afbrænding af fossilt brændsel.

SO_2 og svævestøv i kombination er de luftforureningskomponenter, der mere end nogen andre er blevet sat i forbindelse med sundhedsskader. Dette skyldes i høj grad, at de er blevet brugt som indikatorer for luftforureningsniveauet, men også at SO_2 og svævestøv er blevet betragtet, som skadelige i sig selv. Denne holdning er ved at blive ændret, således at SO_2 skadelige virkning menes mere at skyldes dets derivater (svovlsyre, partikulære sulfater) og dets kombinerede virkning med svævestøv end dets skadelige virkning som tør gas.

SO_2 er en gas med så udtalt vandopløselighed, at man ved indånding absorberer 40-90% ved luftens passage gennem næsen.

Ved indånding af 75 mg/m^3 SO_2 (ca. 25 ppm) absorberes mere end 99% i de øvre luftveje.

SO_2 kan adsorberes på partikler f.eks. sodpartikler og derved nå dybere ned i luftvejene.

Svovlforbindelser kan sammen med sod transporteres over store afstande 500-1000 km. Under transporten ændrer luftforureningen karakter og sammensætning, idet de luftformige omdannes til partikler som dråber eller støv. Efterhånden fjernes forureningerne fra luften og afsættes eller deponeres, bl.a. ved hjælp af regn. Gasserne fjernes hurtigere fra atmosfæren end partiklerne.

"Baggrundskoncentrationer" i atmosfæren over oceaner, bjerge og arktiske områder er almindeligvis $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ SO_2 .

Generelt for Europa gælder en maksimal månedlig SO_2 -koncen-

tration på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. SO_2 koncentrationen i EF's byområder ligger på et årligt gennemsnit på $30\text{-}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Koncentrationen afhænger af typen af fossilt brændsel, der anvendes og forekomst af kraftværker, industri og boligopvarmning.

Det klart største udslip af SO_2 og svævestøv sker i Central-europa og England.

Der har i løbet af de sidste 10 år været en klar faldende tendens for såvel SO_2 og sodkoncentrationen for Storkøbenhavn (fig. 1).

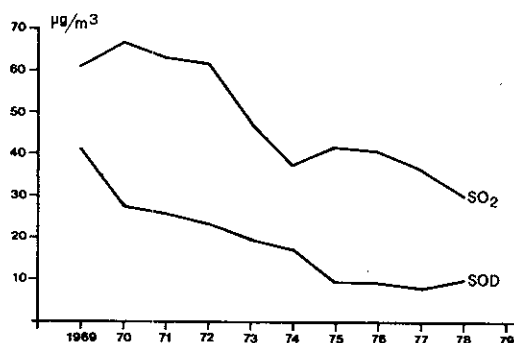


Fig. 1. Aritmetisk gennemsnit af samtlige døgnmiddelværdier for svovldioxid (SO_2) og sod i hvert af årene 1969-1978 for Storkøbenhavn.
/ 4/

EFFEKTER

Dyreeksperimentelle undersøgelser har fundet, at SO_2 virker som irriterende i luftvejene. De laveste koncentrationer med effekt varierer betydeligt fra undersøgelse til undersøgelse.

Kortvarig SO_2 inhalation er vist at kunne give kortvarig hurtig sammentrækning af luftrøret og øget hastighed af lungerensningsmekanismen, medens længere varende inhalation medførte nedsat hastighed af lungerensningsmekanismen. (82).

Det kan generelt siges, at svovlholdige aerosoler og nogle sulfatsalte virker mere irriterende i luftvejene end æquivalente mængder af SO_2 , og at SO_2 i kombination med nogle aerosoler eller partikler har større effekt end forventet udfra den effekt de forårsager enkeltvis. (82).

Ved humane eksperimentelle forsøg har SO_2 kunnet forårsage en kortvarig hurtig sammentrækning af luftrøret. En mindskning i tværsnitsarealet i næsen og nedsat slimtransporthastighed er rapporteret hos forsøgspersoner udsat for omkring $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 ppm) i 4-6 timer. (2). For SO_2 alene er der rapporteret en mindre effekt på luftvejsfunktionen ved $2100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,75 ppm) og ingen effekt ved $1100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,37 ppm). Medens svovlsyre aerosol havde effekt ved ca. $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der er også hos mennesker blevet påvist øget hastighed af lungerensningsmekanismen ved kortvarig udsættelse for SO_2 ($14.300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og H_2SO_4 ($1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$). (70).

Epidemiologiske undersøgelser. Erhvervseksposition. Generelt har man fundet, at symptomerne hos personer eksponeret på arbejdspladserne for SO_2 først registreres ved koncentrationsniveauer, der er betydeligt over niveauer ved luftforureningsepisoderne. Således havde en gruppe arbejdere eksponeret for en daglig gennemsnitskoncentration af SO_2 på $6.000 - 10.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2 - 36 ppm) flere luftvejssymptomer og nedsat lungefunktion end en gruppe ikke-eksponeret arbejdere. - Gennemsnitlige årlige koncentrationer på 1800 til $2100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,6 - 0,7 ppm) og 600 til $1800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv i 3 år havde ingen påviselig effekt på luftvejs-symptomer og lungefunktion (99).

Eksposition for svovlsyredampe medførte næse- og halsirritation ved en koncentration på ca. $2.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Eksposition med $1400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medførte ingen ændring i lungefunktionen. (99).

Undersøgelser af denne art har begrænset gyldighed for be-

folkningen som helhed. Ydermere er det sandsynligt, at de personer, der ikke længere kan tåle arbejdsmiljøet, ikke er på arbejdspladsen p.g.a. selvselektion eller anden selektion (sygdom, afskedigelse o.lign.)

AKUTTE EFFEKTER MORTALITET

Episoder med meget høje koncentrationer af SO_2 og svævestøv har givet kortvarige stigninger i mortalitetsraten. Det er fremfor alt personer med kroniske lunge- eller hjertesygdomme der påvirkes. En øget dødelighed eller øget antal indlæggelser er observeret når indholdet af SO_2 og svævestøv begge var $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 24 timers gennemsnit.

Buechley et al (14) registrerede mortaliteten i New York - New Jersey området. En af konklusionerne var, at mortaliteten øgedes med 2% når den daglige gennemsnitskoncentration af SO_2 var $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kun sparsom information om svævestøvs-koncentration.

Schimmel H. (86) undersøgte relationen mellem luftforurening og mortalitet i New York City i 10 års perioden fra 1963-72. Skønt der fandtes en 70% reduktion af SO_2 -koncentrationen i perioden fra 1970 til 1972 sammenlignet med de øvrige år, fandtes der ingen reduktion af mortaliteten. Dette syntes at bekræfte, konkluderer forfatteren, at SO_2 må betragtes som indikator frem for en skadelig pollutant.

MORTALITET LANGTIDS EFFEKTER

Flere ældre undersøgelser har fundet øget mortalitet af kroniske luftvejslidelser i byområder i forhold til landområder (11). Winkelstein et al (102, 103) fandt i Buffalo, N.Y. USA en øget mortalitetsrate og en øget mortalitetsrate af kroniske luftvejslidelser for hvide mænd over 50 år ved årlige koncentrationsniveauer på ca. $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svævestøv i forhold til ca. $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ved koncentrationsniveauer på ca. $747 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for svovloxider i forhold til ca. $230 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Der fandtes ingen forbindelse mellem luftforu-

reningsniveau og lungecancer mortalitet. Der var en stærk forbindelse mellem lav økonomisk status og bopæl i højt forurenede områder og mellem lav økonomisk status og høj mortalitetsrate et forhold Zeidberg (104) også fandt i en lignende undersøgelse.

Winkelstein et al's undersøgelse er på baggrund af sine forholdsvis gode luftforureningsdata, hvad angår svævestøv og svovloxider, sammen med Lave og Seskins data (55) blevet anvendt til konsekvensberegning af anvendelsen af fossilt brændsel (39), hvilket kan være betænkeligt p.g.a. den manglende kontrol for bl.a. rygevaner, erhverv, ind- og udvandring i områderne og anden form for luftforurening.

MORBIDITET, KORTTIDSEFFEKTER. Lawther et al (56) undersøgte patienter med kronisk bronkitis. Svævestøv over $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og SO_2 over $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medførte øgede luftvejssymptomer. Cohen et al (20) fandt hos astmatikere der boede i nærheden af en kulfyret kraftstation, en noget øget frekvens af anfald med koncentration af $\text{SO}_2 > 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og svævestøv $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. - Emerson (29) undersøgte i London patienter med kronisk obstruktive lungelidelser. De maksimale 24 timers gennemsnitsværdier var for svævestøv $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og for SO_2 $772 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Han fandt ingen påvirkning af lungefunktionen.

Van der Lende et al (93) fandt en forbedring i lungefunktionen mod en forventet aldersafhængig forværring i en befolkningsgruppe i periode 1969-72. Dette blev forklaret med et højt luftforureningsniveau på undersøgelsestidspunktet i 1969, hvor det daglige gennemsnit var $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svævestøv og $200-300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for SO_2 , medens det daglige gennemsnit på undersøgelsestidspunktet i 1972 var $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svævestøv og $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for SO_2 . CHESS^{x)} studierne (83) i USA indikerer at både akutte og kroniske helseeffekter er associerede med eksposition i udeluften med ca. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 og $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv og $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sulfater. Den partikulære sulfatkoncentration var den eneste pollutant som viste konstant relation med den daglige symptomforværring. Temperaturen havde også væsentlig betydning. Forfatterne konkluderede at signifikant forværring af hjerte/lungesyntomer sås ved $8-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ partikulært sulfat 24 timers gennemsnit. Der fandtes ingen signifikant konstant betydning af SO_2 og svævestøv.

x) En stort anlagt undersøgelse af den amerikanske miljøstyrelse.

En arbejdsgruppe under WHO (95) påregner at man ikke kan sammenligne undersøgelser, hvor svævestøvet er målt henholdsvis ved "black smoke" og "high volume sampling" metoderne. "Black smoke" er overvejende et udtryk for de mørkefarvede partikler (sod) medens "high volume sampling" medtager næsten alle partikler uden at skelne mellem partiklernes størrelse.

Arbejdsgruppen vurderede endvidere at for en kombination af SO_2 og svævestøv er de laveste koncentrationer (24 timers gennemsnit) som medfører helseeffekt ved korttidseksponering ca. $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,07 ppm) SO_2 og $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv (high volume sampler).

MORBIDITET. LANGTIDSEFFEKTER. Fletcher et al (32) foretog en prospektiv undersøgelse af en gruppe ældre mænd i London. Svævestøvkoncentrationerne faldt fra 550 til $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og SO_2 koncentrationen holdt sig relativt konstant på $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 10 år. Man registrerede reduktion af symptomerne som f.eks. nedsat hostefrekvens. Forfatterne konkluderede at svævestøv er mere betydende end SO_2 per se.

En lang række undersøgelser af Ferris et al (11) senest resumeret kort af Ferris (31) fandt en forbedring af luftvejssymptomprævalensen og lungefunktionen samtidig med et fald af det daglige gennemsnit af svævestøv fra 180 til $131 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og SO_2 fra 55 til $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i perioden 1961-67, medens der ingen ændring fandtes af luftvejssymptomprævalensen og lungefunktionen i perioden 1967-73, hvor det daglige gennemsnit af svævestøv faldt fra 131 til $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medens svovldioxid steg fra $37 - 66 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Disse fund mener forfatteren støtter antagelsen, at luftformige svovlforbindelser ikke har nogen betydning på luftvejssymptomprævalensen og lungefunktionen på dette niveau.

Langtidseksposition af lavere niveauer har kunnet sættes i forbindelse med symptomer fra luftvejene både hos børn og voksne, selv efter korrigeret for rygning og socioøkonomisk status. Koncentrationsniveauerne har ligget mellem hundrede og flere hundrede $\mu\text{g}/\text{m}^3$ af såvel SO_2 som partikler (sod).

CHESS undersøgelsen (83) konkluderer ud fra epidemiologiske undersøgelser at øget bronkitis incidens findes ved $100 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$, $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ partikulære sulfater og $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv, alle årligt gennemsnit.

De fleste studier i verden har indiceret en konstant relation mellem symptomprævalens og forureningsindices ved SO_2 og svævestøv. Det konkluderes af en arbejdsgruppe under WHO (24) at forøgelse i prævalens fandtes når de to pollutanter overskred $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ årligt gennemsnit. Dette betyder ikke effekter, men snarere at det for de lave koncentrationers vedkommende er vanskeligt at registrere eller isolere effekter hvis årsag var forurening og ikke den naturlige variation i befolkningen.

MORBIDITET BØRN

Lunn et al (59, 60) registrerede øgede luftvejssymptomer hos børn i et område med årlige koncentrationsniveauer på ca. $190 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ og ca. $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv i forhold til børn i et område med ca. $130 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ og $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv.

Douglas og Waller (26) og Colley et al (21) fulgte en gruppe børn i England fra 2 til 20 års alderen og fandt, at luftforurening og dårlige sociale forhold er af betydning for forekomsten af luftvejslidelser hos børn, men at rygning blev den dominerende faktor ved 20 års alderen. Der blev fundet effekt ved årlige koncentrationsniveauer på ca. $140 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ og ca. $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv i forhold til $100 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ og $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv (luftforureningsniveauerne ikke systematisk målt).

Som led i et internationalt undersøgelsesprogram på foranledning af WHO fandt Holma et al (43) i en undersøgelse af 7-13 årige danske skolebørn, at faktorer såsom socialstatus, boligstandard og familiens rygevaner havde dominerende indflydelse på forekomsten af luftvejssymptomer og mente ikke at kunne påvise effekt af årlige luftforureningsniveauer på ca. $75 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ og ca. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv i forhold til ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ og ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv.

I samme undersøgelsesprogram fandt Kerrebijn et al (50) effekt på luftvejssymptomer ved årlige koncentrationsniveauer på ca. $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 og ca. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv i forhold til ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 og ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv, og Jeck og Kaspar (48) fandt effekt ved årlige koncentrationsniveauer på ca. $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 og ca. $470 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 og ca. $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svævestøv.

I en lignende undersøgelse fandt Pedersen og Horwitz (78) ingen forskel i lungefunktion og luftvejslidelser mellem Fredericias kommunes city-, forstads- og landområde.

Mostardi og Leonard (63) fandt nedsat lungefunktion hos studenter bosiddende i områder med $96 - 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ årligt gennemsnit af SO_2 i forhold til studenter bosiddende i områder med $34 - 72 \mu\text{g}/\text{m}^3$. - I 1973 blev foretaget et 4 års studie over 11.000 børn i alderen 5 - 11 år i England og Skotland blev undersøgt. Præliminære resultater viste signifikant forøgelse af nedre luftvejssygdomme fra lavt forurenede områder ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ smoke) til højt forurenede områder ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ smoke) når der blev taget højde for faktorer som alder, køn og social klasse (27).

Betydningen på længere sigt af luftvejslidelser i barndommen er endnu ikke klarlagt, men der er fundet en forbindelse mellem øget hyppighed af luftvejslidelser i barndommen og obstruktive lungelidelser hos voksne (16).

En sammenfatning af langtidseffekterne fundet ved epidemiologiske undersøgelser ser således ud i skemaform. Årlige gennemsnits koncentrationer (31).

$\text{SO}_2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	svævestøv $\mu\text{g}/\text{m}^3$	effekt
250	250	øgede bronchitis symptomer
130	240	øgede luftvejslidelser
425-50	195-85	øgede nedre luftvejslidelser
120	180	øgede luftvejssymptomer og nedsat lungefunktion
120	230	øgede nedre luftvejslidelser
98	93	nedsat lungefunktion
23	110	nedsat lungefunktion
55	180	øgede nedre luftvejslidelser og nedsat lungefunktion

37	131	ingen påviselig effekt
66	80	ingen påviselig effekt

Man skal være opmærksom på, at effekterne er påvist ved at sammenligne personer udsat for forskellige luftforureningsniveauer, hvor "højt" og "lavt" luftforureningsniveau er relativt og forholdet mellem "højt" og "lavt" niveau varierer fra undersøgelse til undersøgelse.

KONKLUSION

En arbejdsgruppe under WHO (95) har forsøgt at gøre en samlet bedømmelse af de laveste koncentrationer af SO₂ og partikler som kunne forventes at forårsage målelige helseeffekter.

1) Forventet helseeffekt af luftforurening på udvalgte befolkningsgrupper. Korttidseksponering. Koncentrationen i ug/m³. Døgnmiddelværdi.

EFFEKT	SO ₂	Partikler
Øget dødelighed blandt ældre og kronisk syge	500	500
Forværring af tilstanden hos patienter med luftvejssygdomme	250	250

2) Forventede helseeffekt af luftforurening på udvalget befolkningsgrupper. Langtidseksponering. Koncentration i ug/m³. Årsmiddelværdi.

	SO ₂	Sod	Svævende stof totalt
Øgede luftvejssymptomer hos den almindelige befolkning. (Voksne og børn). Øget forekomst af luftvejssygdomme hos børn	100	100	150

3) Man har også forsøgt at vurdere hvilke koncentrationer som kan anses at være forenelig med beskyttelse af den almindelige sundhed. Koncentration i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	SO ₂	Sod	Svævende stof totalt
Gennemsnits døgnkoncentration som ikke må overskrides to dage i træk og ikke fore- komme mere end totalt 7 dage pr. år.	200	120	240
Gennemsnits døgnkoncentration som ikke må overskrides mere end halvdelen af årets dage	55	35	70
Årligt aritmetriske middel- værdier baseret på daglige observationer af gennemsnits- døgnkoncentration	60	40	80

Denne arbejdsgruppe under WHO (95) og en senere (99) har derfor anbefalet følgende grænseværdier: 24 timers gennemsnit 100-150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for SO₂ og smoke, og årligt gennemsnit 40-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for SO₂ og smoke. For totalt svævende stof foreslog man årlig gennemsnit på 60-90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 24 timers gennemsnit på 150-230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der er ikke foreslået grænseværdier for svovlsyre og sulfater, idet der mangler tilstrækkelig med data til en evaluering. Der er ingen vurderinger af helserisikoen for ved 1 times værdier.

Da forurenede luft indeholder en mængde forskellige stoffer faste eller gasformige, er det næsten umuligt i epidemiologiske undersøgelser at påvise effekten af enkelte komponenter som indgår i luftforureningen. - At frit SO₂

som sådan skulle være sundhedsskadeligt i aktuelle koncentrationer i udeluften er aldrig bevist, men at en luftforureningskomponent i sig selv ikke er sundhedsskadelig betyder ikke, at man uden videre kan frikende dens omdannelsesprodukter eller dens skadelige effekt sammen med andre komponenter.

Endvidere må man være opmærksom på, at SO_2 hovedsageligt har tjent som indikator i de fleste epidemiologiske undersøgelser, hvilket medfører at griber man ensidigt ind over for svovl i fossilt brændsel (for at forbedre luftkvaliteten) forandrer og mindsker man målestokken (indikatoren) på den samlede luftforureningsgrad. Når den reducerede indikatormængde i udeluften "vokser" til de oprindelige grænseværdier så øges også de øvrige komponenter i luftforureningerne proportionalt, og hele forureningsituationen forværres. (42).

At der er økologiske begrundelser for selektiv indgriben over for svovl i fossilt brændsel skal ikke behandles her.

Den generelle tendens er at SO_2 og svævestøvs koncentrationerne falder. Især svævestøvs koncentrationen er generelt faldende gennem de sidste 10 år i EF-landene. Denne tendens synes for SO_2 ikke at gælde i alle byområder. Områder med høje SO_2 -koncentrationer (200 ug/m^3) har sjældent samtidigt de højeste svævestøvs koncentrationer.

GRÆNSEVÆRDIER

Adskillige lande har offentliggjort anbefalede standarder for SO_2 , men få har givet retningslinier for svævestøv.

Der er i Danmark endnu ikke fastlagt grænseværdier for udenørs luftforureningskomponenter, men forureningsrådet har foreslået følgende grænseværdier for samtidig tilstedeværelse af SO_2 og svævestøv.

DANMARK

<u>Månedsgennemsnit.</u> Bør ikke overskrides	Frit SO ₂ 150 ug/m ³
	Partikler 50 ug/m ³
<hr/>	
<u>Døgngennemsnit.</u> Bør kun overskrides een gang pr. måned	Frit SO ₂ 300 ug/m ³
	Partikler 100 ug/m ³
<hr/>	
<u>Halvtimesgennemsnit.</u> Bør kun over- skrides 15 gange pr. måned. (1% af året)	Frit SO ₂ 750 ug/m ³
	Partikler 250 ug/m ³
<hr/>	

Vejledning fra miljøstyrelsen (1974) foreslår ovenstående halvtime gennemsnit bruges til at beregne tilladelige udslip ved fyring med fast eller flydende brændsel.

USSR

SO₂: 500 ug/m³ 20 min.'s gennemsnit
50 ug/m³ 24 timers gennemsnit

Svævestøv: 150 ug/m³ 20 min.'s gennemsnit
50 ug/m³ 24 timers gennemsnit

USA

Kortsigtede mål = primære standarder (I)

Langsigtede mål = sekundære standarder (II)

(I) SO₂: a) 365 ug/m³ 24 timers gennemsnit
80 ug/m³ 1 års gennemsnit

(II) SO₂ 1300 ug/m³ 3 timers gennemsnit
260 ug/m³ 24 timers gennemsnit
60 ug/m³ 1 års gennemsnit

(I) Svævestøv: a) 260 ug/m³ 24 timers gennemsnit
75 ug/m³ 1 års gennemsnit

(II) Svævestøv: 150 ug/m³ 24 timers gennemsnit
60 ug/m³ 1 års gennemsnit

a) må kun overskrides 1 gang per år.

Sverige

SO₂: a) 750 ug/m³ 1 times gennemsnit
300 ug/m³ 24 timers gennemsnit
100 ug/m³ 6 mdr.'s gennemsnit i vinterhalvåret

Planlægningsmål:

SO₂: 200 ug/m³ 24 timers gennemsnit i vinterhalvåret
60 ug/m³ 6 mdr.'s gennemsnit i vinterhalvåret

Svævestøv: b) 260 ug/m³ 24 timers gennemsnit
60 ug/m³ 1 års gennemsnit

Sod: 120 ug/m³ 24 timers gennemsnit i vinterhalvåret
40 ug/m³ vinterhalvåret

a) Må kun overskrides 3 gange i vinterhalvåret.

b) Må kun overskrides 1 gang per år.

Vesttyskland

SO₂: a) 400 ug/m³ 24 timers gennemsnit
140 ug/m³ 1 års gennemsnit

Svævestøv: a) 400 ug/m³ 24 timers gennemsnit
200 ug/m³ 1 års gennemsnit

Holland

SO₂: a) 250 ug/m³ 24 timers gennemsnit
75 ug/m³ 1 års gennemsnit

Svævestøv: a) 90 ug/m³ 24 timers gennemsnit
30 ug/m³ 1 års gennemsnit

a) Må kun overskrides 2% af året.

Japan

SO₂: 300 ug/m³ 1 times gennemsnit
120 ug/m³ 24 timers gennemsnit

Svævestøv: 200 ug/m³ 1 times gennemsnit
100 ug/m³ 24 timers gennemsnit

5.2. NITROGENOXIDER (NO_x)

NITROGENOXIDER

INDLEDNING

I dette afsnit behandles kun NO og NO₂. Alle andre nitrogenoxider (N₂O₃, N₂O₄, N₂O₅ etc.) findes ikke i skadelige koncentrationer i udeluften. NO_x kommer hovedsageligt fra afbrænding af fossilt brændsel, således at NO_x niveauet i byområder er ca. 10-100 gange højere end i landområder.

De højeste koncentrationer af NO_x i byområder findes ved de trafik-tætteste områder. Her vil den langt mindre toksiske pollutant NO være den dominerende i et forhold til NO₂ på ca. 10:1. Jo længere væk fra trafikerede områder des mere vil NO_x koncentrationen domineres af NO₂. NO reagerer med atmosfærens ilt og danner NO₂. Denne proces katalyseres af sollys.

NO_x har en regelmæssig døgnrytme i de fleste byer. Før der kommer dagslys, forbliver NO og NO₂ i relativt konstante koncentrationer. Når automobiltrafikken øges lige efter dagslysets begyndelse, øges koncentrationen af NO. Ultraviolet lys medfører en omdannelse af NO til NO₂, hvorved NO koncentrationen falder til næsten 0.

NO koncentrationer i udeluften er sædvanligvis mindre end 0,6 mg/m³ (0,5 ppm) (USA-værdier).

Koncentrationsværdier flere gange over dette har ikke medført påvirkning af helsen. Kun NO₂ og nitratforbindelser har biologisk betydning i relation til luftforurening. (53).

NO₂ kan findes i atmosfæren i betydelige afstande fra deres kilde.

Hydrocarboner i byluften stammer fra samme kilder som NO_x og er derfor altid til stede samtidig med disse. Reaktionen af NO og NO₂ med hydrocarboner i sollys medfører dannelsen af den såkaldte "fotokemiske smog". Også i Danmark er der sollys nok til at de reaktioner som kendes i "fotokemisk smog" kan foregå. - NO_x spiller

her den dobbelte rolle af katalysator og deltager i processerne ved hvilke der dannes en lang række stærkt toksiske stoffer, hvoriblandt det væsentligste er ozon (O_3). Se afsnittet om fotokemiske oxidanter.

Denne "fotokemiske smog" anses af mange for at være den mest alvorlige konsekvens af NO_x -forureningen.

Foruden at deltage i reaktionerne i det "fotokemiske smog" system reagerer NO_x i luften og luftvejene med andre forureningsstoffer under dannelsen af bl.a. nitriter, nitrater og saltpetersyre. Partikulære nitrater regnes blandt meget aktive luftvejsirriterende stoffer.

Den mest sensitive indikator for akut toksicitet af NO_2 er nedsat modstandskraft overfor luftvejsinfektioner.

Nogle mennesker kan lugte NO_2 ved ca. 0,12 ppm. De fleste ved 0,4 ppm.

NO_2 er forholdsvis tungtopløseligt og udvaskes derfor ikke i samme grad som f.eks. SO_2 i de øvre luftveje, men kan nå dybt ned i luftvejssystemet. Over 80% af NO_x tilbageholdes i luftvejene.

Visse grupper af mennesker vil være specielt følsomme for de akutte giftvirkninger af NO_2 . Det gælder lungesyge, spæde og gamle.

Adskillige forfattere har beskrevet en toleransudvikling overfor NO_2 hos dyr. Dette inkluderer cellereaktioner i lungevævet såvel som overlevelse ved exposition for høje koncentrationer. - Dette er aldrig verificeret hos mennesket. - Toleransudvikling kunne udgøre en stor fejkilde ved epidemiologiske undersøgelser. - Der vides meget lidt om en eventuel synergistisk eller antagonistisk effekt af NO_2 ved kombination med andre stoffer.

NO_2 er ikke i sig selv carcinogent, men kan producere carcinogent materiale som resultat af kemiske reaktioner i den fotokemiske smog's dannelse.

Baggrundskoncentrationerne er lave. De vurderes til 1-3 ppb (1,9 til $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2) i Europa.

Det månedlige gennemsnit for byområder i EF i 1974 var ca. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Med en stigende tendens på grund af øgning i emissionerne.

Der findes generelt højere NO_x - koncentrationer om vinteren end om sommeren. Det er bl.a. en følge af boligopvarmning. Områder med kun lidt vind og meget sol er særligt udsatte for at få høje NO_2 - koncentrationer.

Emissionen er gennemgående proportional med energiproduktionen og ca. dobbelt så stor fra kulfyrede som fra oliefyrede kraftværker.

Indeklima-eksponeringen for NO_x fra rygning og anvendelsen af gaskomfurer og lignende kan være særdeles betydningsfuld.

Koncentrationen af NO_2 i køkkener med gaskomfurer kan meget vel ligge på ca. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og der er rapporteret målinger på op til $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 .

NO_x koncentrationen i tobaksrøg er meget høj. Ved rygning opstår der koncentrationer i den inhalerede røg, der svarer til niveauet af NO_x ved erhvervsekspositioner. NO_x indholdet af ufortyndet cigaretrøg varierer mellem 150 og 650 ppm. Cigarer og pipe medfører endnu højere koncentrationer op til omkring 1200 ppm. Røgen bliver dog fortyndet med luften ved inhaleringen. - Den almindelige ryger som konsumerer 1 pakke cigaretter pr. dag kan absorbere 3,0 mg NO_x daglig, det vil sige mere end hvad de arbejdshygiejniske normer tillader.

NO og NO_2 kan i blodet, danne inaktive former af det iltbindende hæmoglobin, som findes i de røde blodlegemer. Den betydeligste form kaldes Methæmoglobin.

EKSPERIMENTELLE UNDERSØGELSER

Ingen data fra hverken dyre- eller humane eksperimentelle undersøgelser tyder på at NO ved de koncentrationer som den findes ved i udeluften har nogen skadelig virkning på mennesket.

Adskillige dyreeksperimentelle forsøg peger på øget modtagelighed overfor luftvejsinfektioner efter eksponering for NO₂ og at denne er dosisafhængig, hvor koncentrationen er mere betydningsfuld end ekspositionstiden.

Eksponering af mus for 940 ug/m³ (0,5 ppm) NO₂ i 90 dage medførte en øget dødelighed ved efterfølgende bakterie eksposition.

Mindre ændringer i luftvejenes struktur er påvist ved eksponering af kaniner for 470 ug/m³ (0,25 ppm) NO₂ i 4 timer pr. dag i 5 dage pr. uge i 24 - 36 dage. Ved højere koncentrationer (940 ug/m³) er der påvist beskadigelse af fimrehår og lungeblærer, hvilket sammen med at NO₂ er vist at kunne påvirke makrofagernes funktion og anti-stofniveaueventuelt kan forklare den øgede infektions modtagelighed ved NO₂ eksposition.

Rotter udsat konstant for 1500 ug/m³ (0,8 ppm) blev mere stakåndede.

En lang række biokemiske forandringer i lungerne er blevet påvist ved eksponering for ned til 940 ug/m³ (0,5 ppm) NO₂ i dage til uger.

Eksperimentelle forsøg med eksposition af mennesker for NO₂ har påvist nedsat mørkeadaptation ved 140 ug/m³ (0,075 ppm) og nedsat lungfunktion ved 1300 - 3800 ug/m³ (0,7 - 2,0 ppm) i 10 minutter.

Von Nieding et al (71) eksponerede raske og kronisk lungesygge i 15 - 60 minutter og fandt ingen ændring i luftvejsmodstanden under 2800 ug/m³ (1,5 ppm), medens den blev øget dosis-afhængigt over denne koncentration. Orehek et al (75) fandt hos 13 ud af 20 astmatikere en øget reaktivitet i bronkierne efter eksposition for 190 ug/m³ (0,1 ppm) NO₂ i en time.

EFFEKT AF AKUT EKSPOSITION FOR NO₂

<u>ug/m³</u>	<u>ppm</u>	<u>EFFEKT</u>	<u>LATENSTID</u>
940000	500	akut dødelig lunge ødem	indenfor 48 timer
564000	300	dødelig lungebe- tændelse	2-10 dage
282000	150	dødelige luftvejs- beskadigelser	3-5 uger
94000	50	Bronkitis eller lungebetændelse	6-8 uger
47000	25	lungebetændelse	6-8 uger
1300-3800	(0,7-2)	brunkonstriktion og øget luftvejs- modstand	timer
200-400	(0,1-0,2)	øget brunkon- striktion hos astmatikere.	timer

EPIDEMIOLOGISKE STUDIER

Der findes kun ganske få epidemiologiske undersøgelser over langtidseffekter af NO₂.

Disse studier er vanskelige at fortolke, idet NO₂ ikke er til stede alene, men sammen med en mængde andre pollutanter i ikke betydningsløse koncentrationer.

Ved revaluering af en undersøgelse i Chattanooga, USA (66) fandt man en signifikant øget luftvejssygelighed hos børn ved koncentrationer på 0,08-1,15 ppm (150-282 ug/m³) NO₂ årligt gennemsnit. Man beregnede at exposition for 0,15 til 0,50 ppm NO₂ gentaget 2-3 timer dagligt medførte nedsat lungefunktion.

Ved langtidseksponering for NO_x 1 mg/m^3 gennemsnitlig timeværdi (0,56 ppm) er der fundet øget risiko for luftvejsinfektioner og kroniske lungeskader.

Nyere undersøgelser har fundet at mindre børn i hjem, hvor der blev brugt gas, havde øget sygelighed af luftvejslidelser i forhold til børn fra hjem, hvor der blev brugt elektrisitet. NO_2 koncentrationen i hjemmene, hvor der blev brugt gas, var ca. 22-54 ug/m^3 24 timers gennemsnit.

KONKLUSION

NO_2 eksponering med høje koncentrationer i kort tid vides at have akut skadevirkning i luftvejene. Det vil derfor for dette stof være rimeligt med standarder der inkluderer spidsværdier som aldrig må overskrides.

Ved revaluering af Chattanooga undersøgelser syntes partikulære nitrater at have betydning for effekten.

P.E. Morrow (62) vurderede at NO_2 bedømt udfra eksperimentelle undersøgelser har skadelig effekt fra koncentrationsniveauer på 1-3 ppm (2-6 mg/m^3). De begrænsede epidemiologiske undersøgelser peger mod en grænse for NO_2 på mindre end 0,1 ppm (0,2 mg/m^3) aritmetrisk årligt gennemsnit. Andre har arbejdet med at 0,08 ppm (0,15 mg/m^3) i udeluften er den laveste koncentration ved hvilken man har registreret sundhedsvirkninger.

Ud fra lignende overvejelser mente Knelson (52) i 1975, at den amerikanske standard på 100 ug/m^3 (0,05 ppm) årligt gennemsnit var acceptabel. - Men på grund af omdannelsen af NO_x til partikulære nitrater og den deraf følgende transport af disse nitrater over store afstande, skal der være særlig kontrol med NO_2 - kilder i områder med høje gennemsnitskoncentrationer af nitrater.

Ferris(31), Shy (88) og Morrow (62) peger ligeledes på 100 ug/m^3 (0,05 ppm) som et acceptabelt årligt gennemsnit, selv om de er uenige om, hvor konservativ denne værdi er.

Som følge af de sparsomme epidemiologiske data og fortolkningsvanskeligheder af disse baserede en arbejdsgruppe under WHO (97) sin vurdering af NO₂'s skadevirkning på eksperimentelle forsøg på dyr og mennesker, dog mente gruppen at de epidemiologiske undersøgelser støttede denne vurdering.

Således skønnedes 940 ug/m³ (0,05 ppm) som den laveste koncentration ved hvilken NO₂ kan forventes at have nogen effekt ved kort tids eksposition, hvorfor den højeste tilladelige 1 times værdi blev anbefalet at være 190-320 ug/m³ (0,10-0,17 ppm) og at denne koncentration ikke måtte overskrides mere end 1 gang pr. måned. Arbejdsgruppen mente ikke, at der forelå tilstrækkeligt med viden til at kunne anbefale grænseværdier for langtidseksposition.

I praksis findes en sikkerhedsmargin på ca. 2-20, idet man i mindre storbyer har målt maksimale time gennemsnitskoncentrationer på 0,05 mg/m³. I større byer 0,5 mg/m³.

I Danmark er der på tæt trafikerede steder på visse tidspunkter målt NO_x koncentrationer på op til 200 ug/m³.

Vi er altså idag i danske stærkt trafikerede områder formentlig oppe på mulig sundhedsskadelig virkning af NO_x. Ialtfald synes sikkerhedsmarginen mindre end for SO₂/svævestøv, et forhold man må være opmærksom på ved øget kulfyring.

GRÆNSEVÆRDIER

USA

NO₂ a) 470 ug/m³ 1 times gennemsnit
100 ug/m³ 1 års gennemsnit

a) Må højst overskrides 1 gang pr. år.

Japan

NO₂: 38 ug/m³ 24 timers gennemsnit.

Holland

NO₂: 90 ug/m³ 24 timers gennemsnit.

USSR

NO₂: 85 ug/m³ 24 timers gennemsnit.

5.3. POLYCYCLISKE ORGANISKE FORBINDELSER (POM)

INDLEDNING

Praktisk taget enhver forbrænding medfører dannelse af hydrocarboner herunder "Polycyclic organisk Matter" (POM). Ufuldstændig forbrænding medfører højere emission af POM.

POM i atmosfæren findes udelukkende i forbindelse med svævestøv, især sod. POM synes at være associeret primært med partikler < 5 ppm.

I amerikanske byer kan findes en svævestøvskonc. på 100-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Den benzenopløselige fraktion af dette er ca. 10 vægt %. POM komponenter af dette er meget mindre end dette.

POM's levetid afhænger af svævestøvet's levetid og en eventuel kemisk forandring. Nogle undersøgelser har vist en levetid på over 100 timer. I sollys kan kemisk forandring ske på nogle timer. Uden sollys forlænges levetiden betydeligt. Tricycliske eller "større" hydrocarboner har en stor absorption af ultraviolet lys. Denne fotooxidation er sandsynligvis en af de vigtigste processer til fjernelse af polycycliske hydrocarboner fra atmosfæren. POM kan reagere med NO_x og SO_2 (fotokemiske oxidanter). Dette er af væsentlig betydning, idet sådanne reaktioner kan ændre POM's carcinogene potens signifikant. D.v.s. at de inhalerende kemiske komponenter er ganske anderledes end de oprindeligt emitterede til atmosfæren. Dette betyder, at man skal måle koncentrationen af POM meget tæt på de aktuelle inhalative områder.

Ud fra sundhedsmæssige overvejelser er polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) de vigtigste komponenter af POM, idet flere af disse er kendte carcinogener.

I USA skønnes det, at under 10% af den totale mængde af polycykliske aromatiske hydrocarboner PAH i udeluften stammer fra automobiler. - Husopvarmning, kraftstationer sammen med koksproduktion og affaldsforbrænding medfører langt det største bidrag til udeluften af PAH.

Adskillige forsøg på at relatere udeluft koncentrationer af specifikke aromatiske hydrocarboner til human cancer er mislykkedes.

Benzo(a)pyren tages ofte som indikator for den totale mængde af cancerogene hydrocarboner. Der findes dog ingen klare korrelationer mellem et hydrocarbon og nogle af de andre. Der findes ingen epidemiologiske studier hvor mennesker kun er eksponerede for benzo(a)pyren eller andre polycykliske organiske forbindelser alene. For benzo(a)pyren er der 2-5 gange så stort udslip fra olie som fra kul - dog er værdierne så lave at usikkerhedsfaktoren kan udjævne forskellen. Koncentrationen i europæiske byer er 5-10 ng/m³.

Ikke alle kemiske carcinogener i forurenede luft er blevet identificeret. At PAH er den dominerende cancerogene faktor er aldrig blevet bevist.

ABSORPTION

Analyser af PAH's forekomst i forskellige størrelsesfraktioner af partikulære luftforureninger viser, at hovedparten findes i partikler (0,125-2,5 µm) som ved indånding kan aflejres i lungerne. Det synes realistisk at antage, at ca. 50-100% af det luftbårne PAH der indåndes aflejres i lungerne. - Den aerodynamiske massemedian diameter for benzo(a)pyren i flyveaske emitteret fra en kuldreven kraftstation er ca. 0,1 µm. D.v.s. at stort set alt materiale der indåndes kan aflejres dybt i lungerne.

Partiklerne føres enten bort fra lungerne ved fimrehårsbevægelser og hoste eller går over i blod/lymfebanen, hvor det er muligt der sker en frigørelse af PAH. PAH kan i organismen af enzymer omdannes til mere carcinogene forbindelser.

EFFEKTER

Kemiske carcinogener kan transformere normale celler til cancer celler, eller de kan muligvis aktivere et latent kræft-

fremkaldende virus. Fordi mange potentielle indbyrdes virkende faktorer deriblandt partikler, kemiske irritanter og gasser som jo findes ubikvitært i forurenede luft, kan være cofaktorer, kan de være lige så betydende for udeluften af lungecancer som de polycykliske hydrocarboner.

Hitosugi (41) undersøgte områder med høj, middelhøj og lav luftforurening hvor niveauerne af benzo(a)pyren var omkring 80, 30 og 25 ng/m³. Man fandt klar sammenhæng mellem rygning og lungecancer og også sammenhæng mellem graden af luftforurening og lungecancer hos mandlige rygere.

Flere arbejder har ved anvendelse af ældre epidemiologiske undersøgelser data (især P. Stocks (91)) i regressionsanalyser forsøgt at vise sammenhængen mellem lungecancer og luftforurening, hvor benzo(a)pyren blev brugt som index. Således foretog Carnow og Meier (17) en regressionsanalyse og fandt at en øgning af benzo(a)pyren med 1 µg/1000 m³ svarede til en forøgelse af lungecancer frekvensen med 5%. Endvidere fandt de en regressionskoefficient som indebar en øgning af antallet af lungecancerdødsfald hos mænd med 20% pr. ton kul anvendt pr. år pr. indbygger (64).

Flere arbejder har vist at (gas-, asfaltarbejdere o.lign.), som har været eksponeret for PAH har en øget hyppighed af lungecancer. PAH eksponeringen er i de fleste tilfælde bedømt ud fra målinger af benzo(a)pyren. På baggrund af disse arbejder beregnede Pike et al (79), at en britisk gasværksarbejder i gennemsnit eksponeredes for benzo(a)pyren i en koncentration som var equivalent med 400 µg/m³ i luften. Denne eksponering var relateret til en forhøjet lungecancer risiko på 160 pr. år pr. 100.000 individer. Man antog en lineær dosis-respons sammenhæng, hvilket indebar, at hvert µg/1000 m³ benzo(a)pyren skulle forårsage yderligere 0,4 lungecancer tilfælde pr. 100.000 personer pr. år. I modsætning til dette lineære dosis-respons forhold fandt NAS (64) at en forøgelse af benzo(a)pyren koncentrationen fra 10 µg/1000 m³ til 1000 µg/1000 m³ næppe øger lungecancer dødsraten for en gennemsnits britisk gasarbejder i forhold til en byboer.

Det er værd at notere sig inden man accepterer benzo(a)pyren som en betydningsfuld risikoindikator for lungecancer dødsraten at benzo(a)pyren koncentrationen i amerikanske byer er faldet med en faktor 3 siden 1950. I samme tidsrum er lungecancer raterne steget med en faktor 2.

Högberg og Strangert (41) har gjort visse risikoberegninger, udgående fra at benzo(a)pyren kan betragtes som et index på luftforureningens cancerogenitet, såvel i storbyluften som i emissionerne fra de fossildrevne kraftværker. Kun en grov vurdering kan gøres på grund af de mange usikkerhedsfaktorer. Man har beregnet, at røggasserne fra et fossildrevet kraftværk skulle medføre en forøgelse af antallet af lungecancertilfælde blandt Nordeuropa's befolkning med nogle tilfælde pr. 10 år. Der er altså her tale om bedømmelse af langdistance effekter. S sammensætningen af gasser på store afstande fra kraftværket adskiller sig formodentligt fundamentalt fra sammensætningen nær kilden.

Af epidemiologiske undersøgelser kan konkluderes: 1) Lungecancer medfører det største antal cancerdødsfald hos mænd og et betydende antal hos kvinder i USA (og i Danmark), og incidensen er øget de sidste 30 år. 2) En betydende ætiologisk faktor syntes at være tobaksrøg, men ikke den eneste faktor. 3) Byboere har næsten 2 gange så høj incidens af lungecancer som landboere.

Indenfor byområder er incidensen højere jo mere industriel forurening der findes. 4) POM, der findes i cigaretrøg i høje koncentrationer, medfører cancer hos dyr og ret sikkert hudkræft hos arbejdere erhvervseksposteret for POM. Endvidere er POM til stede i betydende mængder i luften i industribyer. 5) Almindeligvis har emigranter en lungecancer incidens mellem deres eget lands og det land hvortil de emigrerer. Jo højere alder de har før de emigrerer, des tættere er de på deres hjemlands lungecancerincidens (vice versa).

KONKLUSION

Karolinska Institutets symposium (84) konkluderede, at forbrændingsprodukter i luften fra fossile brændsler, sandsynligvis samvirkende med cigaretrøg, forårsager lungecancer i større byer. Det skønsmæssige antal er 5-10 tilfælde pr. 100.000 mænd pr. år, men lokale forhold under de sidste decenier kan have spillet en større rolle. Endvidere at det ikke er berettiget at antage en tærskelværdi under hvilket et respons ikke forekommer. Man bør beregne risikoen for lungecancer hos mennesket ud fra den antagelse at den øger proportionalt med dosis.

I modsætning til ovenstående er det dog kendt at opdeling af en engangsdosis i smådoser givet med bestemte tidsintervaller kan medføre en forøgelse af cancerrisikoen (17).

Tilskuddet af benzo(a)pyren fra et enkelt kraftværk vil blive helt betydningsløst. Det vil øge "baggrundskoncentrationen" med 1/100 eller 1/1000 ng/m³. (30).

5.4. KULMONOXID (CO)

INDLEDNING

Vigtigste kilde til kulmonoxid (CO) byluften er benzindrevne køretøjer, andre betydningsfulde kilder er industriel virksomhed som medfører ufuldstændig forbrænding af fossilt brændsel.

For kulmonoxid (CO) gælder det specielle, at det er den eneste af de omtalte pollutanter, hvor man kan få et biologisk mål for dosis, nemlig carboxyhæmoglobin koncentrationen (COHgb) i blodet. - Den kritiske faktor med hensyn til symptomer respektive effekter er koncentrationen af CoHgb. - Laboratoriestudier er særdeles nyttige og relevante med henblik på fastsættelse af normer.

For personer i hvile gælder nedenstående forhold mellem CO i omgivelserne og % CoHgb (estimeret) under forudsætning af den initiale % CoHgb er næsten nul.

<u>CO</u>		<u>% CoHgb</u>		
mg/m ³	ppm	1 time	8 timer	Equilibrium
115	100	3,5	11,3	14,0
58	50	2,5	7,5	8,4
35	30	1,3	4,1	5,0
23	20	0,8	2,8	3,3
12	10	0,4	1,4	1,7

Under aktivitet vil værdierne være større. Af tabellen fremgår det, at der forløber flere timer før den maximale koncentration er nået.

ABSORPTION

Hæmoglobinet i de røde blodlegemer transporterer ilt ud til vævet. Når CO inhaleres bindes det reversibelt til hæmoglobinet med en affinitet der er over 200 gange større end ilt.

Blodet får derfor nedsat evne til at transportere ilt. Endvidere medfører tilstedeværelsen af CO i blodet at frigørelsen af ilt fra hæmoglobin til vævet bliver nedsat. Hos patienter med hjerte-kar

lidelser, hvor ilttransporten i forvejen er kompromitteret vil CO-ekspositionen være af væsentlig betydning. CO opfattes ikke af de menneskelige sanser.

EFFEKTER (31)

EFFEKT	COHgb (%)
Normal fysiologisk værdi for ikke-rygere	0,4
Nedsat fysisk formåen hos patienter med angina pectoris eller claudicatio intermittens (kramper i benene)	2,5-3
Hovedpine og træthed	4-5
Forandringer og mulig nedsat stofskifte i hjertemuskulaturen. Signifikant nedsat visuel perception, handlefærdighed manuelt og indlæringsevne.	
Hovedpine. Nedsat koordination	10

En lille mængde COHgb er altså normalt. Hvis COHgb-konc. holdes under 2,5% findes ingen anden effekt end den påviste CO-koncentration. Dette er der almindelig enighed om.

Hos storrygere kan registreres en COHgb % på ca. 12.

Der er endnu ikke påvist nogle direkte kroniske effekter andre end resultatet ved virkelig ekstremt høje koncentrationer som kan medføre irreversible hjerneskader. Der er svage og modstridende forskningsresultater om forstyrrelser i det centrale nervesystem ved lave (<5%) COHb koncentrationer (110), medens der udfra dyreeksperimentielle og teoretiske overvejelser er gode indicier for at fostret er specielt følsomt for CO's skadevirkninger. (110).

Stewart et al (89) har målt COHgb koncentrationen hos 29000 bloddonorer der boede i byområder, forstæder og på landet. De fandt at tobaksrygning var den vigtigste faktor for forhøjet COHgb. En anden betydende faktor var erhvervseksposition. 45% af ikke-rygere havde en COHgb 1,5%. Forfatterne konkluderede, at dette skyldtes

eksposition af CO over "The Air Quality Standard".

Kahn (49) har gjort en lignende undersøgelse og fandt at mindre end 10% af ikke-rygere der ikke var industriarbejdere havde COHgb over 2%.

Anderson et al (3) eksponerede i en dobbelt blind undersøgelse patienter med kendt angina pectoris anamnese for 50 og 100 ppm CO. COHgb blev målt til henholdsvis 2,9% og 4,5%. - Der registreredes tydelig signifikant tidligere angina efter CO inhalation end efter inhalation af almindelig luft. Angina anfaldene var også af længere varighed.

I et lignende forsøg konstateredes at angina anfaldene kom tidligere end normalt ved en COHgb på gennemsnitlig 2,68%. Patienterne havde inhaleret 50 ppm CO i 2 timer.

Eksperimentelle undersøgelser har vist en sammenhæng mellem høj CO eksposition og forkalkning af blodkarrene, som igen er en af årsagerne til "blodprop i hjertet" og hjerneblødninger (7). Endvidere er der påvist en sammenhæng mellem høj COHgb og forekomsten af forkalkning af blodkarrene hos rygere (50).

KONKLUSION

WHO Expert Committee (94) konkluderede, at en COHgb koncentration på 4% ikke kan accepteres ud fra et medicinsk synspunkt. Denne blodkoncentration kan opnås af personer med let fysisk aktivitet og initialt ca. 0,4% COHgb ved eksponering i 1 time for 120 mg/m^3 (100 ppm) eller 8 timer for 30 mg/m^3 CO (25 ppm). COHgb 4% medfører øget risiko for patienter med hjerte-kar lidelser.

Mange mennesker har dog på grund af tobaksrygning COHgb omkring de 4%. Andre rygere under dette niveau kan ved yderligere lille eksposition med CO nå denne grænseværdi.

Aronow (6) mener, at CO i byluften må betragtes som en risikofaktor for hjerte-lunge lidelser.

I Danmark har udeluft CO koncentration aldrig været tæt på de omtalte koncentrationer som er associerede med øget mortalitet eller tydelige patologiske forandringer. - Små spidsværdier som ses i den tætteste trafik i Danmark betragtes af mindre betydning for helsen. - Astrup (8) betragter udeluft CO koncentrationen som fuldstændig ubetydelig som en extern pollutant i Danmark. Langt størsteparten af CO-ekspositionen i Danmark skyldes aktiv tobaksrygning.

I stærk trafikerede gader i Storkøbenhavn er der målt en jævnlig overskridelse af en CO koncentration på 10 ppm over 8 timer. (61).

GRÆNSEVÆRDIER

USA

CO 40 mg/m³ (35 ppm) 1 times gennemsnit
10 mg/m³ (9 ppm) 8 timers gennemsnit

Ovenstående identisk med WHO's anbefalede og Vesttysklands grænseværdier.

JAPAN

23,0 mg/m³ (20,0 ppm) 8 timers gennemsnit
11,5 mg/m³ (10,0 ppm) 24 timers gennemsnit

FINLAND

40,0 mg/m³ (35 ppm) 1 times gennemsnit
10,0 mg/m³ (9 ppm) 8 timers gennemsnit

TJEKKOSLOVAKIET

6,0 mg/m³ (5,4 ppm) 30 min.'s gennemsnit
1,0 mg/m³ (0,9 ppm) 24 timers gennemsnit.

5.5. FOTOKEMISKE OXIDANTER

INDLEDNING

De toksiske pollutanter i den fotokemiske smog kan inddeles på følgende måde:

Primære: Direkte emitteret hvor biludstødning er hovedkilden.

Sekundære: Dannet ved atmosfæriske reaktioner (ozon O_3), nitrogendioxid (NO_2), peroxyacyl nitrater (PAN's), partikulært sulfat SO_4), og aldehyder. Under et kaldes de fotokemiske oxidanter.

Fotokemiske oxidanter kan dannes ved at sollyset inducerer oxidation af pollutanter emitteret til atmosfæren. Disse pollutanter er NO_x og hydrocarboner. Døgnvariationer skyldes ændringer i solintensitet og pollutant emissionen. Den maksimale time koncentration findes oftest omkring kl. 12 og forudgås af spidskoncentration af NO_2 . Oxidant koncentrationerne øges ved høje temperaturer.

Stofferne i oxidant forureningen veksler i sammensætning og koncentration hele tiden. Ozon (O_3) udgør ofte op til omkring 90% af oxidanterne i den urbane luft og den totale fotokemiske oxidantforurening angives ofte som ozon koncentrationen. O_3 anvendes altså som indikator, skønt det er de andre stoffer (f.eks. formaldehyd) som sædvanligvis er ansvarlige for de akutte irritationseffekter i næse, hals og øjne.

O_3 produceret i et område kan transporteres over betydelige afstande.

De humane symptomer er luftvejs- og øjensymptomer. Ved højere koncentrationer kan også registreres nedsat sigtbarhed og ødelæggelse af vegetation.

De fleste eksperimentelle data beskriver effekten af enkelt komponenterne O_3 , peroxyacyl nitrat o.s.v., medens epidemiologiske data er relateret til måling af oxidant niveauet.

EFFEKTER

Oxidantkoncentrationer, angivet som O_3 koncentration og effekter på forskellige populationsgrupper. Epid. undersøgelser. (31).

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (målt ved K I metoder)	ppm	tid	Effekter
294-392	0,15-0,20		Hyppigere anfald af asthma hos astmatikere. Nedsat lungefunktion hos skolebørn.
196-294	0,10-0,15	1½ time	Øjenirritation. - Nedsat lungefunktion hos patienter med kroniske luftvejslidelser.
		1 time	Nedsat ydeevne hos langdistanceløbere
118-216	0,06-0,11	timeværdier	Ingen påviselig effekt på raske voksne.
118	0,06		Ingen påviselig effekt på patienter med kroniske luftvejslidelser.

EKSPERIMENTELLE UNDERSØGELSER

Dyreekspositioner: Eksposition af $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 ppm) O_3 i ca. 24 timer medfører morfologiske ændringer i lungevævet på mange dyr. Nedsat lungefunktion ved eksposition af $520-2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,26-1 ppm) O_3 i 2-5 timer. Endvidere er påvist nedsat modstandskraft overfor infektioner.

Gentagne ekspositioner for lave koncentrationer (ca. 1 ppm) O_3 har medført kroniske lungeskader hos dyr.

Endvidere er der rapporteret kromosom skader ved 0,2 ppm.

Humanekspositioner. Lugtetærsklen er 15-40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,008-0,02 ppm). Den laveste koncentration der medfører øjenirritation er ca. 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm).

Inhalation af 1450 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,75 ppm) i 2 timer medførte kortåndethed og bryst smerter hos raske personer. 725 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,37 ppm) medførte små forandringer i lungefunktionen, men kombineret med 0,37 ppm SO_2 registreredes signifikante ændringer af lungefunktionen (40). Inhalation af 490 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,25 ppm) medførte påvirket lungefunktion hos hyperreaktive. (38).

En 2-timers eksposition af ozon 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,025 ppm), NO_2 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,05 ppm) og SO_2 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,01 ppm) medførte ingen affektion af luftvejsmodstanden. (72).

For effekter udenfor lungerne såsom carcinogenitet og mutagenitet findes der ikke tilstrækkelige data, men det er blevet vist at O_3 har kunnet fremkalde kromosomforandringer i hvide blodlegemer hos personer udsat for 0,5 ppm i ca. 10 timer.

EPIDEMIOLOGISKE UNDERSØGELSER

Akutte effekter. De første symptomer (hovedpine, øjenirritation og luftvejssymptomer) begynder ved daglige maksimale time koncentrationer på 0,1 mg/m^3 (0,05 ppm). - Lungesyntomer som kan persistere i adskillige dage eller uger efter ekspositionen er registreret ved koncentrationer på 2,96 mg/m^3 (1,5 ppm). - Tørhed i halsen er registreret ved 590 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ O_3 (0,3 ppm). - Patienter med kroniske lungelidelser er særlige følsomme overfor oxidanter. - En synergistisk effekt mellem SO_2 - og oxidant niveau er registreret. Nogle forfattere har beskrevet statistisk signifikant forøgelse af asthmaanfald på dage hvor O_3 koncentrationen var 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,25 ppm). (87).

Indtil videre er der ikke påvist association mellem spids oxidant koncentrationer og variationer i den daglige mortalitet blandt den almindelige befolkning.

Kronisk eksposition: Der er beskrevet særdeles få studier over sammenhængen mellem kronisk eksposition og helse påvirkning.

Arbejdere som gennem år var eksponeret for 600-1600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,3-0,8 ppm) klagede over brystsmertter og irritation i halsen. Når koncentrationsniveauet var under 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,25 ppm) registreres ingen akutte effekter. Der er aldrig beskrevet sammenhæng mellem kroniske luftvejsslidelser og kronisk oxidant eksposition.

KONKLUSION

De nuværende standarder/grænseværdier er ofte baseret på K I - målemetoden som kan have registreret koncentrationsniveauet for lavt. Andre komponenter bør også registreres og evalueres. De eksperimentelle "kammer undersøgelser" er nyttige til at definere akutte eller korttidseffekter, men kan ikke identificere langtids-effekter.

Påvirket helse af korttidseksposition af fotokemiske oxidanter ved ca. 0,08 ppm er ikke observeret hos mennesket. Der er nogle human- og dyreeksperimentelle data der påpeger at helseeffekter kan forventes ved koncentrationer nær denne værdi ved lang tids eksposition eller samtidig med andre pollutanter.

Ozon koncentrationen ved hvilket de første helseeffekter opstår syntes at være 200-500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1-0,25 ppm). En arbejdsgruppe under WHO (94) har foreslået at 1 times eksposition på 100-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,05-0,10 ppm) kan anvendes som grænseværdi for beskyttelse af helse. De foreslår en grænseværdi på 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,06 ppm) målt ved NBKI metoder.

GRÆNSEVÆRDIER

USA

Oxidanter: a) 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1 times gennemsnit.

a) Må kun overskrides 1 gang pr. år målt ved NBKI metoden.

6. SPORSTOFFER

6.1. GENERELT OM SPORSTOFFER

INDLEDNING

I fossile brændsler findes et meget stort antal metaller med meget stor variation i koncentrationen. Der emitteres almindeligvis As, Mg, Cd, Sn, Sb, Pb, Zn, Ti, Bi, Hg, Ag, Co, Cr, Fe og Ni. I kul findes i større koncentrationer bl.a. vanadium (Vn), nikkel (Ni), chrom (Cr), arsen (As) og zink (Zn). I olie vanadium og nikkel i relativt høje koncentrationer. Kviksølv og cadmium forekommer i mindre mængder, men har en tendens til at akkumulere i næringskæderne og har stor kronisk toksicitet. Det vil sige på lang sigt kan relative små udslip af disse stoffer medføre helsetproblemer.

Sporelementernes kemiske form er af afgørende betydning for den toksiske effekt på mennesket, og hvor den opkoncentreres i omgivelserne. De fleste studier beskæftiger sig kun med grundstofferne alene.

Fra en svensk rapport fås følgende data: (30)

	Niveauer i omgivelserne (ng/m ³).		
	Malmø	Byomr. i USA	Stofnedfald ug/m ² pr. år Skandinaviske data
Arsen	-	-	200 - 500
Cadmium	3	0 - 17	100 - 700
Chrom	8	1 - 18	1000 - 2000
Bly	360	1400 - 3200	4000 - 80.000
Mangan	40	20 - 170	10.000
Nikkel	-	0 - 180	600 - 2000
Vanadium	50	1 - 170	4.000
Kviksølv	5	-	-
(Stockholm)			

ABSORPTION

Absorptionen af inhaleret materiale bestemmes af depositions-
nen, opløseligheden og lungeclearancemekanismens effektivitet.
En forværret clearance eller rensning på grund af rygning
eller anden luftforurening øger mulighederne for absorption.

Kundskaberne om metallernes absorption via lungerne er ufuldstændige,
men kan variere mellem under 10% og op til 50%.
I de tilfælde, hvor metallerne indåndes i dampform, f.eks. kviksølvdampe,
kan en meget høj absorption foregå (over 80%).

I lungerne er der ingen principiel forskel på essentielle metaller og ikke-essentielle metaller. Visse tungtopløselige metalforbindelser (chrom) kan forefindes i lungerne i lang tid. Vanadium akkumuleres sandsynligvis i lungerne i uopløselige former og virker irriterende ved høje koncentrationer ($\geq 50 \text{ ug/m}^3$).

I mave-tarmkanalen regulerer homeostatiske mekanismer absorptionen af essentielle metaller, så at organismen får de nødvendige mængder. Ikke-essentielle metaller absorberes almindeligvis i ringe grad ($< 10\%$). Visse organiske metalforbindelser har betydelig større absorptionsgrad end uorganiske. Methyلكviksølv absorberes for eksempel næsten 100%.

Sandsynligvis er en af de mest betydende faktorer for absorptionen af de partikelbundne stoffer, der emitteres fra de fossildrevne kraftværker, dets opløselighed. Flyveaskematrixen er stort set uopløselig, men det såkaldte overfladelag, hvor de mange stoffer findes, er ganske opløseligt. Den totale mængde af et stof kan være ganske lille, men på den anden side kan den lokaliserede koncentration af dette stof være temmeligt højt og muligvis gøre skade i en mikroregion. Om denne skade har nogen væsentlig betydning, vides ikke.

ØKOLOGI

Det er ikke kun koncentrationen i udeluften, som har biologisk interesse, eftersom der kontinuerligt sker et nedfald af metaller, indebærende en kontaminering af jord, planter og vand med mulighed for opkoncentrering i afgrøde. Derfor har nedfaldsdata også betydning.

Selvom koncentrationerne i omgivelsesluften som regel er små, nedbrydes ikke alle metaller i naturen. Man må derfor regne med en akkumulation. Dette er af særlig vigtighed for stoffer som cadmium (Cd), kviksølv (Hg) og bly (Pb), idet indtagelse af disse stoffer p.t. er nær de tolererede helsergrænser. (30).

Koncentrationen af sporelementerne (van Hook (44)) ved den atmosfæriske emission fra en kuldrevet kraftstation synes ikke at være af afgørende økologisk betydning. Dette skyldes, at sporelementer falder hurtigt til jorden. Koncentrationen > 3 km. fra værket er på "baggrunds niveau".

OVERFØRSEL TIL FOSTER

Alle essentielle og visse ikke-essentielle kan overføres til fosteret via moderkagen. Nyfødte har samme blodkoncentration af bly og kviksølv som hos mødrene. For cadmium udgør moderkagen en effektiv barriere.

Efter fødslen kan barnet via modermælken optage spormetaller fra moderen.

Overførsel af spormetaller til fostret medfører en potentiel fare for skader på fostret. Dyreforsøg har vist, at arsen, cadmium, bly, organisk og uorganisk kviksølv kan være teratogene. (81). Spormetaller kan også medføre skader på sæd- og ægceller og derved forårsage reproduktionsforstyrrelser, fra dyreforsøg og erfaringer fra undersøgelser af mennesker vides at bly, kviksølv, cadmium kan medføre dette.

CANCERRISIKO

Følgende stoffer, der findes i kul og olie, betragtes som enten kendte eller mistænkte carcinogener: (stoffer, der er kræftfremkaldende) As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Se og V.(69) Dog er deres kemiske forbindelser helt afgørende. Mange potentielt carcinogene stoffer er mest koncentreret på de små partikler, som aflejres i størst grad i lungerne, og som er sværest af fjerne fra røggassen.

Hvis man vurderer de enkelte metaller i røggasserne, så må risikoen for cancer bedømmes som ringe. På baggrund af den yderst komplekse sammensætning af røggasserne og med hensyntagen til, at der ikke findes nogen data vedrørende cancerogen effekt af den totale eksposition, kan man ikke på nuværende tidspunkt frakende røggasserne en cancerogen effekt af potentiel betydning for mennesket.

Tre metaller uorganisk As (III), Cr (VI) og Ni (carbonyl) er almindeligt accepteret som havende betydende carcinogen effekt overfor mennesket. Der er lille eller ingen mutagen effekt af cadmium, kviksølv og selen ved de koncentrationer, der findes i atmosfæren.

KONKLUSION

En redegørelse fra den svenske miljøstyrelse konkluderer, at specielt emissionen af cadmium og kviksølv har medicinsk betydning. Schroeder (108) betragter atmosfærisk cadmium, bly, nikkel og kviksølv for at være de største helsefaktorer. Lee og van Lehmden inkluderer vanadium (109).

Vi vil i det følgende fokusere på de sporelementer, hvorom der i litteraturen hersker bred enighed om, at disse kan have en væsentlig indflydelse på menneskets helsetilstand ved deres tilstedeværelse i atmosfæren.

CARCINOGENE STOFFER IDENTIFICERET I FORURENET LUFT

I Kemisk stoffer

Polycycliske aromatiske hydrocarboner, Azaheterocycliske hydrocarboner.

II Metaller - metalforbindelser

Nikkel, Chrom, Beryllium, Arsen og Jern.

III Fibre

Asbest

IV Radionucleider

Strontium⁸⁹, Strontium⁹⁰, Cæsium¹³⁷, Carbon¹⁴, Jod¹³¹.

6.2. ARSEN (As)

INDLEDNING

Arsen er et metal. Det arsen, man finder i luften, er for størstedelens vedkommende arsentrioxid og stammer primært fra forarbejdning eller forbrænding af arsenholdigt materiale. Arsen findes i fossilt brændstof og er antagelig den væsentligste kilde til arsenindholdet i luften, i større byområder.

I amerikanske kul varierer indholdet af arsen fra 1-10 ppm, og i olie er indholdet 0,042 ppm (gennemsnit for 110 olier).

Arsenkoncentrationen i luften i København er omkring 2 ng/m³.

ABSORPTION

Man ved ikke, hvor meget af det indåndede arsen, der absorberes. Efter optagelse akkumuleres arsen hovedsageligt i hud og hår. De organiske arsenforbindelser, som findes i føden, udskilles umetaboliseret i urinen indenfor nogle døgn. Uorganiske forbindelser har en længere biologisk halveringstid. Dage til et par uger.

EFFEKTER

Arsenforbindelser er stærke gifte, specielt arsentrioxid. Dødelig dosis er 100 mg. Langvarig medicinbrug med uorganiske arsenforbindelser har medført hudcancer.

Stoffet akkumuleres først og fremmest i hud, hår og negle, hvor koncentrationen kan ligge på 10 gange det, man finder i andre organer.

Såvel hud- som lungecancer er registreret i øget frekvens hos arseneksponerede arbejdere. (46,30,80)

I et område kontamineret af arsen gennem udslip fra et kul-kraftværk er effekter på børn i form af bl.a. langsom til-

vækst blevet iagttaget (koncentrationsniveau ukendt).

Hudforandringer (dermatit) fandtes hos 80% af skolebørn, som boede i nærheden af et smelteværk. Luftkoncentration ukendt. (13)

Symon og Bencke (92) registrerede symptomer fra luftvejene og nervesystemet (nedsat hørelse) hos børn bosatte i nærheden af kuldrevet kraftværk i Tjekkoslaviet. Udeluftkoncentrationen var ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette høje koncentrationsniveau skyldtes en høj koncentration i kullene i kombination med dårlig røgregnsning.

Langvarigt forbrug af drikkevand med naturligt høje arsenkoncentrationer har medført hud- og lungecancer. $600 \mu\text{g}/\text{l}$ arsen i vand har medført fodgangræn ("Black foot disease"). I Oregon, USA, findes drikkevand med ca. $2000 \mu\text{g}/\text{l}$ arsen. Ingen tegn på arsenforgiftning er foreløbigt blevet registreret (Morton et al, 1976) (30).

Man har ikke kunnet fremkalde cancer hos forsøgsdyr gennem eksponering af forskellige arsenforbindelser (46), men der er vist en teratogen effekt (105).

KONKLUSION

Flere års eksponering af $200-500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arsen (eller chrom) er årsag til en øget forekomst af lungecancer hos industriarbejdere. Hverken chrom eller arsen forekommer i højere koncentrationer end nogle få ng/m^3 i byernes luftforureninger, og tilskuddet af disse metaller fra kraftværkerne ligger højst i samme størrelsesorden. En øget anvendelse af fossilt brændsel har sandsynligvis ingen særlig sundhedsmæssig betydning, hvad angår arsen.

GRÆNSEVÆRDIER

Arbejdshygiejniske grænseværdier i

Danmark og USA er $0,05 \text{ mg/m}^3$

Grænseværdier i atmosfæren.

Bulgarien, Tjekkoslaviet, USSR og Østtyskland
 $0,003 \text{ mg/m}^3$ pr. 24 timer.

Israel $0,006 \text{ mg/m}^3$ 24 timers gennemsnit

Polen $0,01 \text{ mg/m}^3$ 20 min.'s gennemsnit
 $0,003 \text{ mg/m}^3$ 24 timers gennemsnit

Rumænien $0,03 \text{ mg/m}^3$ 30 min.'s gennemsnit
 $0,01 \text{ mg/m}^3$ 24 timers gennemsnit

6.3. CADMIUM (Cd)

INDLEDNING

Cadmium (Cd) forekommer oftest som et biprodukt under udvinding af specielt zinkholdige stoffer, men findes i alle fossile brændstoffer og mineralforekomster. Specielt høje værdier er målt omkring plasticindustrier med kraftig forurening af omgivelserne til 200-600 ng/m³.

ABSORPTION

Afhængig af partikelstørrelsen vil mellem 10 og 50% afsætte sig i lungerne. Absorptionen vil herefter være 25-50%. Støre partikler indeholder små mængder, hvorimod støvpartikler < 1,5 µm i diameter har mere end 20 gange så høj koncentration af cadmium. I mave-tarm kanalen absorberes ca. 5% af fødens Cd/Cd. (Hvede og ris optager væsentlige mængder cadmium).

Fra blodet bindes ca. 1/3 i nyrerne og 1/6 i leveren, resten i knogler, muskler og det centrale nervesystem.

Placenta (moderkagen) udgør en forholdsvis effektiv barriere, hvorfor nyfødte praktisk taget er cadmiumfrie.

EFFEKT

Akut eksposition af store luftkoncentrationer giver frem for alt lungeskader. Kronisk eksposition for luft- eller cadmiumforurenede føde giver fremfor alt skade på nyrerne.

Baggrundskoncentrationen af cadmium i luften er 0,001 µg/m³ og deltager ikke betydende i det daglige optag af cadmium. I storbyer kan måles koncentrationer på 0,05 µg/m³ cadmium. I Storkøbenhavn en årsmiddelværdi på 0,002-0,003 µg/m³.

Cadmium oplagres blandt andet i nyrebarken. "Normalværdier" for cadmium i nyrebark hos 50-årige er i gennemsnit 20-50 µg/g fundet ved populationsundersøgelser i USA og Europa. De højeste værdier registreredes hos rygere, koncentrationen er aldersafhængig med toppunkt omkring 50-årsalderen.

Tubulære nyreskader kan opstå ved en koncentration på 200 $\mu\text{g/g}$ nyrevæv.

Fra teoretiske beregninger og empiriske data har (Friberg et al (33)) beregnet, at en koncentration i udeluften på ca. 1 $\mu\text{g/m}^3$ ved langtidseksponering kan medføre helseeffekter. Tilsvarende værdi for næringsmidler er ca. 0,3 - 1 $\mu\text{g/kg}$.

Cadmium udskilles langsomt, ca. 0,01% af cadmiummængden pr. dag. Den biologiske halveringstid er ca. 20-30 år. Cadmium akkumuleres derfor selv ved mindre eksponerings koncentrationer.

Rygning kan medføre en signifikant eksponering. En cigaret indeholder 1-2 μg , mindst 10% inhaleres, hvoraf 40-50% absorberes. For rygere, der konsumerer 20 cigaretter pr. dag betyder det en absorption på 2-4 $\mu\text{g Cd}$ pr. dag.

Føden udgør den vigtigste almindelige eksponering for cadmium. Indholdet i basale danske levnedsmidler er almindeligvis lave; under 0,05 mg/kg. Den daglige konsumering i Danmark er mindre end 30 $\mu\text{g/person}$.

Dyreeksperimentelle undersøgelser har vist carcinogenitet og teratogenicitet samt beskadigelse af mindlige kønskirtler. Der er fundet en øget risiko for blærehalskirtelkræft og lungekræft ved erhvervsmæssig udsættelse for Cd.

KONKLUSION

På grund af cadmiums lange biologiske halveringstid i forbindelse med den relative lille sikkerhedsmargen, der findes mellem den nuværende koncentration hos populationen i nyrebarken og den kritiske koncentration, tilhører cadmium de metaller, hvis koncentration i forskellige dele af omgivelserne bør kontrolleres. Eksponering gennem føden er i sig selv ikke ubetydelig og en forøgelse afhængig af industriudslip, en øget anvendelse af fossilt brændsel m.v. bør undgås.

GRÆNSEVÆRDIER

Jugoslavien 0,01 mg/m³ 30 min.'s gennemsnit
0,003 mg/m³ 24 timers gennemsnit

6.4. MANGAN (Mn)

INDLEDNING

Mangan forekommer i fossilt brændsel. Mængden er afhængig af det materiale, brændstoffet er dannet af, og udviser betydelige forskelle fra lokalisation til lokalisation. For olie er størrelsesordenen ofte ca. 0,09 ppm og for kul ca. 100 ppm.

Det er et essentielt metal og kan forekomme i 7 valensformer. Mn^{+3} er muligvis den mest fysiologisk aktive.

ABSORPTION

Absorptionsmekanismerne er til dels uopklarede. Inhalation er den vigtigste absorptionsvej for ufysiologiske mængder Mn. Hvilken fraktion, der absorberes, vides ikke. Ved indånding kan en akkumulation forekomme bl.a. i hjernen, hvilket kan medføre permanente skader på centralnervesystemet.

EFFEKT

I en japansk undersøgelse er der fundet en Mn-koncentration i udeluften 100-300 m fra et jernværk på 4-7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I en norsk undersøgelse rapporteredes, at 3 km fra et jernværk var manganindholdet i luften ca. 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (28).

Ved begge disse undersøgelser fandtes øget frekvens af lungeinflammationer blandt befolkningen.

Nogle symptomer på manganforgiftning, som reversible lammelser og emotionelle forstyrrelser er aldrig blevet korreleret til udeluftkoncentrationer.

KONKLUSION

Der findes stor mangel på epidemiologiske undersøgelser, der redegør for en eventuel sammenhæng mellem helseeffekter og koncentrationer af Mn i udeluften. Nogle undersøgelser har påvist en sammenhæng mellem luftkoncentration og incidensen af luftvejslidelser. Det er ikke muligt ud fra disse at konkludere noget om dosis-respons forholdet.

GRÆNSEVÆRDIER

Målinger af mangan koncentrationen i byluft er aldrig foretaget i Danmark.

Arbejdshygiejniske værdier:

USA 5 mg/m³

Danmark 2,5 mg/m³

Polen, Ungarn og USSR 0,3 mg/m³

Tjekkoslaviet 10 mg/m³

US ambient air conc.: 1964 0,10 µg/m³

Grænseværdier i atmosfæren.

USSR, Israel, Tjekkoslaviet og Østtyskland
10 µg/m³ 24 timers gennemsnit.

6.5. VANADIUM (V)

INDLEDNING

Kilden til vanadium luftforurening er afbrænding af fossilt brændsel. Vanadium-pentaoxid er den almindelige form af vanadium i udeluften.

Metallet anvendes hovedsagelig sammen med andre metaller i forskellige former af stål. Vanadiumeksponering fra føden anses ikke at være skadeligt på grund af de små mængder.

Koncentrationen i atmosfæren varierer med årstiden.

EFFEKTER

De første forgiftningssymptomer er luftvejsgener i form af hoste og åndenød. Eksponering kan medføre bronkitis, emfysem og pneumoni.

Akutte virkninger af vanadium-forgiftning fremkommer ved koncentrationer på ca. $0,1 \text{ mg/m}^3$. Grænseværdier for kroniske virkninger har ikke kunnet fastslås.

Industrielt har eksponering af V-dampe været årsag til symptomer fra luftveje og lunger i form af bronkitis og astma lignende besvær.

I forbindelse med rengøring af oliebrændere (10) med koncentrationer omkring 60 mg/m^3 fandtes der svære irritations-symptomer fra luftvejene.

Der er registreret øgede V-koncentrationer i storbyluften på grund af afbrænding af fossilt brændsel. Nogle beviser for helseeffekter af dette er ikke fremkommet.

KONKLUSION

The US NAS (National Academy of Sciences) (65) konkluderede, at udeluftkoncentrationer af vanadium praktisk talt aldrig når tærskelværdier. Men at stoffets katalytiske egenskaber kan være af større helseeffekt end dets eget direkte helseeffekt.

GRÆNSEVÆRDIER

Hygiejnisk grænseværdier i Danmark 1979:

Røg $0,05 \text{ mg/m}^3$ og støv $0,5 \text{ mg/m}^3$.

Udeluftkoncentration: Vanadium pentaoxid

Bulgarien, Østtyskland og USSR $2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ 24 timers gennemsnit

Tjekkeslovakiet og Jugoslavien $3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ 24 timers gennemsnit

6.6. KVIKSØLV

INDLEDNING

De største kilder til atmosfærisk forurening er sandsynligvis afbrænding af kul og andet fossilt brændsel.

Der er enorme forskelle i koncentrationsindholdet af Hg i olie og kul. Mindst en faktor på 10^3 kan det svinge. Kvivlsølv i kul og olie findes i gennemsnitskoncentrationer på 1 - 0,2 ug/g. Når kul afbrændes, vil 90-95% af Hg emitteres til atmosfæren som Hg-dampe, som kan transporteres over store afstande enten i ren dampform eller kondenseret på de mindste partikler i flyveasken.

Koncentrationen af Hg i atmosfæren er almindeligvis under 50 ng/m³.

ABSORPTION

Grundstoffet Hg Ca. 80% af inhalerede kviksølvdampe absorberes. En del passerer blod-hjerne barrieren med oplagring i hjernen til følge. Ved indtagelse af kviksølv forurenede føde optages kun 0,01%.

Uorganisk kviksølvforbindelser. Eksposition af salte i aerosolform kan forekomme indenfor industrien, men absorptionen er betydeligt lavere end for dampe. Betydelig mindre mængde af det absorberede ophobes i hjernen i forhold til kviksølvdampe (ca. 10%). Kviksølvsaltene udskilles relativt hurtigt. Nyreren er det kritiske organ, hvor akkumulationen finder sted. Hg-salte, som indtages via munden, absorberes ca. 5-10%.

Organiske kviksølvforbindelser. Mest almindeligt forekommende er methyl-Hg. Ved inhalation af methyl-Hg dampe absorberes ca. 80%. Det optages i mave-tarmkanalen næsten 100%. Op til 10% af den absorberede mængde methylkviksølv kan findes i hjernen lang tid efter indtagelsen.

Nyrerne akkumulerer de højeste vævskoncentrationer, uanset hvilken kviksølvform.

Hg udskilles i ammemælk og passerer sandsynligvis moderkagen.

EFFEKTER

Akut forgiftning med rene Hg-dampe/partikler vil fortrinsvis give lungeskader som bronkitis og pneumoni. Ved kronisk forgiftning er det hjerne og nyrer, der er de kritiske organer.

Uorganiske og organiske kviksølvforbindelser kan også findes i atmosfæren. Der findes ingen detaljerede studier over sammenhængen mellem inhalation og toksicitet.

De klassiske tegn og symptomer på Hg-damp forgiftning er tremor (rysten), mentale forstyrrelser og betændelse i tandkødet (gingivitis).

Specielt i USSR har man gjort opmærksom på symptomer som træthed, irritabilitet, nedsat hukommelse og mangel på selvtillid kaldet "mikromercurialism".

Disse symptomer forventes at forekomme ved kroniske ekspositioner ved koncentrationsniveauer $0,1 \text{ mg/m}^3$.

De laveste koncentrationer ved hvilke der er registreret nogen effekter er $0,05 - 0,1 \text{ mg/m}^3$.

Centralnervesystemet (CNS) er det kritiske organ for den toksiske effekt af inhaleret Hg. Effekter på nyrerne som proteinuri er blevet rapporteret, men kun ved højere doser end dem, som er associerede med symptomer fra CNS. Det vides ikke, hvilken koncentration i hjernevævet, som er grænsen for den toksiske effekt. En fuldstændig metabolisk

model, der angiver relationerne mellem udeluftkoncentration, absorption, akkumulation og udskillelse af Hg findes ikke. Hvad som vides nu er, at ca. 80% af det inhalerede Hg tilbageholdes i lungerne. Man har begrænset viden om den biologiske halveringstid.

Erfaringen har vist, at arbejdere, som gennem år udsættes for $0,05 \text{ mg/m}^3$ Hg, har en koncentration på ca. $3,5 \text{ ug/100 ml}$ blod. Man mener først denne stady-state konc. finder sted før efter mindst 1 års eksposition.

Der er registreret søvnløshed og appetitløshed hos arbejdere i erhvervsluft på $0,1 - 0,06 \text{ mg/m}^3$ Hg sammenlignet med kontrolgrupper ved eksposition på mellem $0,01$ og $0,05 \text{ mg/m}^3$.

De gennemsnitlige luftkoncentrationer associeret med de tidligste effekter hos de mest sensitive voksne efter kronisk eksposition af kviksølvdampe.

Luft mg/m^3	Blood $\mu\text{g/100 ml}$	Effekt
$0,05^x)$	3,5	Ingen spec. sympt.
$0,1-0,2$	7 - 14	tremor (rysten)

x) Dette vil svare til en udeluftkoncentration for den almindelige befolkning på $0,015 \text{ mg/m}^3$.

KONKLUSION

Ved længere tids udsættelse for en luftkoncentration på mindre end $0,01 \text{ mg/m}^3$ angives sandsynligheden for skadevirkninger at være minimal.

WHO (96) har foreslået, at 30 ng/ml blod (3,0 µg/100 ml blod) skal betragtes som den højst acceptable "normale koncentration" for kviksølv.

Den mængde kviksølv, der indtages på anden måde end ved inhalation, er så stor, at den gennemsnitlige luftkoncentration af Hg per se må være af mindre betydning for helsen.

Den gennemsnitlige luftkoncentration af Hg er vurderet til 0,03 - 0,09 µg/m³. Indendørs koncentrationer kan ofte overstige udendørskonc.

Det er meget usandsynligt, at koncentrationen af kviksølv i udeluften nærmer sig koncentrationer af toksisk betydning.

GRÆNSEVÆRDIER

Bulgarien, Østtyskland, Ungarn, USSR 0,3 µg/m³ 24 timers
gennemsnit

Israel, Rumænien 1 µg/m³ 24 timers gennemsnit.

6.7. BLY (Pb)

INDLEDNING

Den gennemsnitlige bykoncentration af bly i Skandinavien er mindre end $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Lavere koncentrationer findes på landet og indendørs. Hver μg bly/ m^3 vil øge blodkoncentrationen med 1-2 $\mu\text{g}/100$ ml blod. Det meste bly i luften stammer fra blyberiget benzin.

ABSORPTION

Omkring 30-40% af indåndet bly absorberes. Absorptionen fra mave-tarmkanalen er ca. 10%, men hos børn op til 5-6 år absorberes ca. 50%, men antagelig afhængig af Ca^{++} status.

Absorberet bly oplagres fremfor alt i knoglerne, hvor over 90% kan genfindes. I øvrigt findes det i hjerne, lever, nyrer og knoglemarv.

Bly passerer moderkagen. Blodkoncentrationen hos fosteret er identisk med moderens.

I blod og bløddele har blyet relativ kort halveringstid ca. 15-20 dage. Medens bly i knoglesystemet har en halveringstid på over 10 år.

Blodkoncentrationen anses at være det bedste mål for den aktuelle belastning.

EFFEKTER

Der er generel stor enighed angående effekterne af høje blykoncentrationer. Bly kan medføre blodmangel og kan skade det centrale og perifere nervesystem. Allerede ved koncentrationer på $10 \mu\text{g}/100$ ml påvirkes bloddannelsen. Industriel eksposition af gravide kvinder har medført øget antal tilfælde af aborter, dødsfødsler og medfødte skader på nervesystemet (81), og hos mænd er der fundet en nedsat sædkvalitet og ufrugtbarhed ved industriel udsættelse for bly.

Fosteret og det voksende barns hjerne er mere følsom end det voksne individs, og der er mistanke om, at lave koncentrationer af bly kan medføre lettere hjerneskerader.

Mange mødre i USA har blykoncentrationer på 30 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ blod, dette er ekvivalent med fosterets koncentration. Bly udskilles i ammemælk (57).

KONKLUSION

Iagttages blyforureningen fra de fossile kraftværker isoleret, er den forholdsvis ringe, og i alle tilfælde forsvindende i forhold til blyforureningen fra bilkørsel.

GRÆNSEVÆRDIER

US Ambient Air Standard 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 3 mdrs. gennemsnit

Vesttyskland 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 timers gennemsnit
2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1 års gennemsnit

Bulgarien, Tjekkoslaviet, Østtyskland, USSR og Jugoslavien

0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 timers gennemsnit

Israel 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 timers gennemsnit

6.8. NIKKEL (Ni)

INDLEDNING

Den vigtigste udledning stammer fra afbrænding af fossile brændstoffer. Andre kilder er direkte udledning fra nikkelindustrier eller ved anvendelse af fungicider (svampegifte). Endvidere tobaksrøg.

EFFEKTER

Cancer i næse, bihuler og luftveje er blevet rapporteret fra flere industrier. Det er klart påvist, at der findes en øgning af bihulecancer og lungecancer hos arbejdere i nikkelraffinaderier (47).

Nikkelcarbonyl brugt i flere industrier og produceret i cigaretrøg er et kendt cancerogent stof hos mennesket.

Det vides ikke, om den nikkelkoncentration, der findes i udeluften, har nogen skadelig helsevirkning.

Den gennemsnitlige USA koncentration var i 1964 $0,032 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I København ligger den på omkring $0,010 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

GRÆNSEVÆRDIER

Arbejdshygiejniske grænseværdier:

Nikkelcarbonyl	$0,35 \text{ mg}/\text{m}^3$
Nikkel (metal)	$1,0 \text{ mg}/\text{m}^3$
Nikkelsulfit	$1,0 \text{ mg}/\text{m}^3$

6.9. CHROM (Cr)

INDLEDNING

I byer må chrom-udslip fra kulværker anses for den vigtigste kilde til chromluftforurening.

Trivalent chrom har lav toksicitet; denne form er oftest naturligt forekommende. Hexavalent chrom har høj toksicitet. Forekomsten af dette er oftest associeret med industrielle aktiviteter. Begge former kan forekomme i udeluften.

ABSORPTION

Chrom absorberes kun i ringe grad ved inhalation, men da chrom har en lang biologisk halveringstid i lungerne, finder en akkumulering sted i lungerne i modsætning til øvrigt væv, hvor chrom-koncentrationen er aftagende med alderen.

Der absorberes ca. 10% af det gennem føden indtagne chrom.

Chrom transporteres gennem moderkagen til fosteret.

EFFEKTER

Følgende symptomer kan forårsages af chrom: Allergiske hudreaktioner, astmatiske reaktioner, lungefibrose og "støvlunge".

Hexavalent og trivalent chrom kan fremkalde lungecancer.

En japansk undersøgelse har påvist, at chromsyre i udeluften på $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medførte lette tilfælde af pharyngitis (halsbetændelse) i befolkningen.

Chrom er påvist at være cancerogen ved industriel udsættelse og i dyreeksperimenter. Latenstiden for chrominduceret cancer

i lungerne er ca. 20 år eller mere. Nogle fund (30,54) tyder på, at lungecancer er opstået efter lang tids eksponering for $0,5 \text{ mg/m}^3$ chrom.

Chrom og chromforbindelser kan også medføre øjenirritation. I USSR er tærskelværdien for chrom, der medfører irritation af næseslimhinde, fundet til ca. $2,5 \mu\text{g/m}^3$.

I USA er den gennemsnitlige luftkoncentration for chrom ca. $0,015 \mu\text{g/m}^3$ (1964).

GRÆNSEVÆRDIER

Hygiejniske grænseværdier: Danmark 1979: Chrom og opløselige chromi- og chromo salte: $0,5 \text{ mg/m}^3$. Chromsyre og Chromater: $0,025 \text{ mg/m}^3$.

Luftkvalitets normer.

USSR, Jugoslavien, Israel og Rumænien

$0,005 \text{ mg/m}^3$ 24 timers gennemsnit

6.10. SELEN (Se)

Selen emitteres ved forbrænding samt fra kemiske industrier. Visse dyreeksperimenter tyder på induktion af levercancer. Andre forsøg tyder på, at selen kan modvirke kræftudvikling (inhibitor). I industrimiljø har det medført irritation på de mucøse membraner og fordøjelsesproblemer o.a.

I litteraturen er der intet, der tyder på, at udeluftskoncentrationer af selen under almindelige omstændigheder medfører helseeffekter.

6.11: RADIONUCLEIDER

Fossil afbrænding resulterer også i frigivelse af adskillige radioaktive stoffer, heriblandt gassen Radon (^{222}Rn), som med dets datterprodukter er et kendt carcinogen. Naturgas menes at indeholde 10-20 p Ci/L af ^{222}Rn , og kul 0,1-0,4 p Ci/g.

Foreløbige skøn konkluderer, at afbrænding af fossilt brændsel ikke medfører nogen signifikant forøgelse af den naturlige ^{222}Rn baggrund, selv i området af et kraftværk.

Frigørelse af radionucleider til atmosfæren på grund af øget kulfyring får ingen betydende helsetproblemer, med mindre man bruger kul, der indeholder > 5 ppm uran (44).

7. LITTERATURHENVISNING

1. "Air Sulphur Dioxide Concentrations in the European Community". Commission of the European Communities Environment and Quality of Life. 1976.
2. Andersen, I, Lindquist, GR, Jensen, PL and Proctor DF Arch. Environ Health. 28: 31-39, 1974.
3. Anderson, E.W., Andelman, R.J., Strauch, J.M., Fotuin, N.J. and Knelson, J.H. Ann. Intern. Med. 79: 46-50, 1973.
4. "A Preparatory Study for Establishing Criteria (Dose/Effect Relationship) for Nitrogen Oxides". Commission of the European Communities. Environment and Quality of Life. 1976.
5. Arner, E.C. and Rhoades, R.A. Arch. Environ. Health, 1973, Vol. 26.
6. Aronow, W.S. Chest 74¹: 1-2, 1978.
7. Astrup, P., Kjeldsen, K., and Wanstrup, J.J. Athro Scler. Res. 7: 343-354, 1967.
8. Astrup, P. og Kjeldsen, K. Ugeskrift for læger. 136: 10: 523-531, 1974.
9. Axelson, O., Dahlgren, E. Jansson, C.D. and Rehnlund, S.O. Br. J. Indust. Med. 35: 8-15, 1978.
10. Bencko, V. and Symon, K. Environ Res. 13, 378-385, 1977.
11. Bengtsson, J & Skov, P. Luftforurening og luftvejslidelser. Miljøstyrelsen 1976 (upubliseret)
12. Biersteker, K. Environmental Research 11, 1976.
13. Birmingham, D.J. Key, M.M., Holaday, D.A., and Perone V.B. Arch. Dermatol. 91: 457-464. 1965.
14. Buechley, R.W., Riggan W.B., Hasselblad, V & Van Bruggen, J.B. Arch. Environ Health. 27: 134-137, 1973.
15. Gordon C. Butler. Environ Health, Persp. 22: 13-17, 1978.
16. Burrows, B., Knudson R.J. & Lebowitz M.D. Am. Rev. Resp. Dis. 115: 751-760, 1977.
17. Carnow, B.W. & Meier. Arch. Environ Health. 27: 207-218, 1973.
18. Characteristics of Urban Air Pollution: Sulphurdioxide and Levels in Some European Cities. Sticting CONCAWE.
19. Coffin, D.L. and Knelson, J.H. Ambio, Vol. 5, no. 5-6, 1976.
20. Cohen, A.A., Bromberg, S. Buechley, R.W., Heiderscheit and Shy, C.M. Amer. J. Public Health, 62, 1181, 1972.

21. Colley, J.R.T., Douglas, J.W.B. and Reid, D.D. Br. med J. 3, 195, 1973.
22. Comor C.L. and Sagan, L.A. Annual Review og Energy, 1. 1976.
23. Comner, (ed.) Air Quality Criteria and Guides for Sweden in Regard to Sulfur Dioxide and Suspended Particulates. Nordisk Hygiejnisk Tidsskrift. Suppl. 5.
24. J. Cook. Environmental Pollution By Heavy Metals, Intern. J. Environmental Studies, 1977, Vol. 19.
25. Council of Environmental Quality. Energy and the Environment. Electric Power. US Government Printing Office. Aug. 1973.
26. Douglas, J.W.B. and Waller R.E. Brit. J. Prev. Soc. Med. 20: 1-8, 1966.
27. Ellison, J.M. & Waller, R.E. Environ Res., 16, 302-325, 1978.
28. Elstad, D, Nord. Med. 3: 2527-2533, 1939
29. Emerson, P.A. J. Occ. Med, 15, 635, 1973.
30. Energi, Halsä och Miljö, Del 4, Sou: 1977:68.
31. Ferris, B.G., J. Air Pollution C. Ass. 28, 482-497, 1978.
32. Fletcher, C.M. Peto, R. Tinker, C. & Speizer F.E. The Natural History of Chronic Bronchitis and Emphysema. Oxford University Press, 1976.
33. Friberg, L., Piscator, M. Nordberg, G. and Kjellström, T. "Cadmium in the Environment", CRC. Press Cleveland, 1974.
34. Geudotti, T.L., Environ. Res 15, 1978.
35. Gladney, E.S., J. Environ, Sci. Health, A 13(7), 481-491, 1978.
36. Goldsmith, J.R. and Hexter, A.C. Science 158, 132 - 134, 1967.
37. Health Effects Attributable to Coal and Nuclear Fuel Cycle Alternatives. NUREG-0332.
38. Hackney, J.D., Linn, W.S. Law, D.C., Karuza, S.K., Greenberg, H., Buckley, R.D. and Pedersen, E.F., Arch. Environ Health 31. 385, 1975.
39. Hamilton, C.D. & Manne A.S. International Conference on Nuclear Power and its Fuel Cycle. Salzburg, Austria 2-13 May 1977. IAEA. CN. 36/448.
40. Hazucha, M. and Bates, D.V. Nature 257: 50, 1975.
41. Hitosugi, M. Inst. Public Health Bull, 17: 237-56, 1968.
42. Holma, B. Kemisk Tidsskrift, Nr. 1-2, 1975.
43. Holma, B., Kjaer, G & Stockholm, J. The Science of the Total Environment, 12, 251-286, 1979.

44. Van Hook, R.I. Environmental Sciences Division, Publ. No 1117, April 1978.
45. Högberg, L. & Stangert, P. Energi, Hälsa och Miljö, Del 4: 597, Sou: 1977:68.
46. IARC. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man, WHO, Vol. 3, 1973.
47. IARC. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. Vol. 11, 1976.
48. Jeck, J. and Kaspar, J. World Health Organisation Regional Office for Europe. Report on a Working Group, Dusseldorf 17-19 April 1974, (EURO 3113(3), 1974.
49. Kahn, H.A., In: "Epidemiological Approaches to the Study of Cancer and other Chronic Diseases" (W. Haenszel, ed). Nat. Cancer. Inst. Monogr. No 19, 1-125, 1966.
50. Kerrebijn, K.F., Mourmans, A.R.M. and Biersteker, K. Environ Research 10, 14-28, 1975.
51. Kjeldsen, K. Smoking and Atherosclerosis, Disputas, Munksgård, København, 1969.
52. Knelson, J.H. Assessment of the Current Scientific Bases for Achieving Clean Air in the United States. 1975, Human Studies Laboratory.
53. Knelson, J.H. and Lee, R.E. Ambio, Vol. 6, no. 2-3, 1977.
54. Langgård, S. and Norseth, T. Br. J. Ind. Med. 32, 62-65, 1975.
55. Lave. L.B. & Seskin, E.P. J. Am. Stat. Assoc, 68, 284-290, 1973.
56. Lawther, P.J., Waller, R.E. & Henderson, M. Thorax, 25, 525-539, 1970.
57. Lin, F.U, J.S. In "Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment", Toronto, Canada, October 27-31, 1975.
58. Luftforurening i Øresundsområdet. En rapport fra Øresunds-rådet 1979.
59. Lunn, J.E., Knowelden, J & Roe, J.W. Brit. J. Prev. Soc. Med. 24, 223-228, 1970.
60. Lunn, J.E. Knowelden, J & Handyside, A.J. Brit. J. Prev. Soc. Med. 21, 7-16, 1967.
61. Miljøreformen, Miljøstyrelsen, November 1979.
62. Morrow, P.E., Environ Res. 10, 92-112, 1975.

63. Motardi and Leonard. Arch. Environ. Health. 29, 325, 1974.
64. NAS. "Particulate Polycyclic Organic Matter". National Academy of Sciences, Washington D.C., 1972.
65. NAS. "Vanadium". National Academy of Science, Washington D.C., 1974.
66. NAS. "Nitrogen oxides". National Academy of Science, Washington D.C., 1977.
67. NAS. "Ozone and other Photochemical Oxidants" National Academy of Science, Washington D.C., 1977.
68. Proceedings of the Conference on Health Effects of Air Pollutants. National Academy of Sciences - National Research Council. Oct. 3-5, 1973.
69. Natusch, D.F.S. Environ Health Perspect 22, no. 79-90, 1978.
70. Newhouse, M.T., Dolovich M. Obminski G. Arch. Environ Health, 33, 24-33, 1978.
71. Von Nieding, G. Krekeler, H., Fuchs, R., Wagner, M. & Koppenhagen, K. Int. Arch. Arbeits Med. 31: 61, 1973.
72. NO₂: The Air Standard and Health-Effects. Environmental Science & Technology, Vol. 13, no. 6. June 1979.
73. Nordbreg, G.F. (ed.) Effects and Dose-Response Relationships of Toxic Metals. Task Group on Metal Toxicity. Elsevier, Amsterdam, 1976.
74. OECD. Environment Directorate. Report and Conclusions of the Joint ad hoc Group on Air Pollution from Fuel Combustion in Stationary Sources. Paris 1973.
75. Orehek, J., Massari, J.P. Gayrad, P., Grimaud, C., Charpin, J. J. Clin. Invest: 57: 301-307, 1976.
76. Ott. M.G., Holder, B.B. and Gordon, H.L. Arch. Environ Health 29. 250-255, 1974.
77. Payne, W.W. and Hueper, W.C. Amer. Ind. Hyg. Assoc. J. 21: 350-355, 1960.
78. Pedersen E.B. and Horwitz, O. Ugeskr. Læg. 29, 139, 2833-2840, 1977.
79. Pike, M.C., Gordon, R.J., Henderson, B.E. Menck H.R., & Soo Hoo, J. In: "Persons at High Risk of Cancer". (J.F. Fraumeni ed). Academic Press Inc, 1975.
80. Pinto, S.S. Henderson, V. and Enterline, P.E. Arch. Environ Health 33⁶: 325-331, 1978.

81. E. Piperno. Trace Element Emissions: Aspects of Environmental Toxicology. Adv. in Chemistry Series 14, 1975.
82. Rall, D.P. Environ Health Perspectives 8, 97-121, 1974.
83. A Report from CHESS 1970-1971. U.S.E.P.A. EPA 650/1-71-004 Washington D.C. May 1974.
84. Report from an international symposium at the Karolinska Institute. Environ Health Perspect. 22, 1978 1-12.
85. Report of the Committee on Environmental Health. Pediatrics, 1970:46.
86. Schimmel, H & Huravski, T.W. J. Air Poll. Contr. Assoc. 25⁷, 1975.
87. Schoettlin C.E. and Landau, E. Public Health Reports 76^{II}, 545-48, 1961.
88. Sky, C.M. in Proceedings of the conference on Health Effect of Air Pollutants. National Academy of Sciences. National Research Council.
89. Stewart, R.D., Newton, P.E. Hosko, M.J. and Peterson J.E. Arch. Environ Health 27: 155-160, 1973.
90. Stern. Air Pollution 3ed Vol. II and V, Academic Press N.Y. 1976.
91. Stocks, P. Br. J. Cancer. 14: 397-418, 1960.
92. Symon, K. and Bencko, V. In "Proceedings of the 2nd International Clean Air Congress, Düsseldorf". Vol. A: 53-55, 1973.
93. Van der Lende, R. Huygen, C., Jansen-Koster, E.K., Nijpstra, S.K., Wolfs, E.H.E., & Orie, N.G. M. Bull. Physio Pathol Resp 11-31, 1974.
94. WHO, "Air Quality Criteria and Guides for Urban Air Pollutants" 1972.
95. WHO, Air Quality Criteria and Guides for Urban Air Pollution, Report on a Working Group, 1977.
96. WHO, Environmental Health Criteria 1: Mercury, 1976.
97. WHO, Environmental Health Criteria 4, Oxides of Nitrogen, WHO Geneva 1977.
98. WHO, Environmental Health Criteria 7. Photochemical Oxidants. WHO Geneva 1978.
99. WHO, Environmental Health Criteria 8. Sulfur Oxides and Suspended. Particulate Matter. WHO. Geneva. 1979.
100. WHO, Environmental Health Criteria 13. Carbon Monoxide, WHO, Geneva 1979.

101. Williams, N. Brit. J. Ind. Med. 9: 50-55, 1952.
102. Winkelstein, W., Kantor, S, Davis, E.W., Maneri, C.S. & Mosher W.E. Arch. Environ Health, 14, 162-170, 1967.
103. Winkelstein, W., Kantor, S., Davis, E.W., Maneri, C.S., & Mosher, W.E. Arch Environ Health 16, 401-405, 1968.
104. Zeidberg, L.D. Arch. Environ. Health 15, 1967.
105. NAS, "Arsenic", National Academy of Science. Washington D.C. 1977.
106. Nordberg, G.F. Ambio 3: 55-66, 1974.
107. NAS, "Manganese", National Academy of Science, Washington D.C., 1973.
108. Schroeder, H.A., Environment 13(8), 18, 1971.
109. Lee, Jr. R.E. von Lehmden, D.J. J. Air Poll. Contros. Ass. 23(10), 853, 1973.
110. Arbete och hälsa: Nordiska expertgruppen för gränsevärde-dokumentation: 12: Kolmonoxid, 1980:8.